

UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
ESCOLA DE ENGENHARIA CIVIL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO *STRICTO SENSU*
EM ENGENHARIA DO MEIO AMBIENTE

GETULIO HENRIQUE DE OLIVEIRA

**INTERFERÊNCIAS DA CODISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS DE FOSSA E
TANQUE SÉPTICO EM SISTEMAS DE LAGOAS ANAERÓBIAS
SEGUIDAS DE FACULTATIVAS AERADAS – ESTUDO DE CASO
PARA A ETE - ANÁPOLIS**

Goiânia

2013

**INTERFERÊNCIAS DA CODISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS DE FOSSA E
TANQUE SÉPTICO EM SISTEMAS DE LAGOAS ANAERÓBIAS
SEGUIDAS DE FACULTATIVAS AERADAS – ESTUDO DE CASO
PARA A ETE - ANÁPOLIS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Engenharia do Meio Ambiente da Universidade Federal de Goiás como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia do Meio Ambiente.

Área de Concentração: Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Eraldo Henriques de Carvalho.

Goiânia

2013

GETULIO HENRIQUE DE OLIVEIRA

**INTERFERÊNCIAS DA CODISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS DE FOSSA E
TANQUE SÉPTICO EM SISTEMAS DE LAGOAS ANAERÓBIAS
SEGUIDAS DE FACULTATIVAS AERADAS – ESTUDO DE CASO
PARA A ETE - ANÁPOLIS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Engenharia do Meio Ambiente da Universidade Federal de Goiás como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia do Meio Ambiente.

Defendida e aprovada em 19 de julho de 2013, pela banca examinadora constituída pelos professores:

Prof. Dr. Eraldo Henriques de Carvalho – UFG
Presidente

Prof. Dr. Francisco Javier Cuba Teran – UFG
Membro interno

Prof. Dr. Cleverson Vitório Andreoli – FAE
Membro externo

**Dedico este trabalho:
A Deus acima de tudo.
À minha família, meu alicerce.
À minha namorada pelo refúgio.
Aos amigos por todos os momentos presentes em minha vida.**

AGRADECIMENTOS

A Deus pelo dom da vida e por me conceder a graça de cursar um mestrado. Agradeço ainda por estar sempre comigo nos momentos difíceis e árduos, mantendo-me perseverante e determinado.

Ao PROSAB pela oportunidade de participação no subprojeto “Codiposição de Lodos Sépticos em Estações de Tratamento de Águas Residuárias – CETAR”.

À FINEP, CNPq, Caixa Econômica Federal e Ministério de Ciência e Tecnologia pelo financiamento do PROSAB

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de estudo concedida.

Ao Programa de Pós-graduação em Engenharia do Meio Ambiente (PPGEMA), em especial pela secretária Deuzélia e pelo professor orientador Dr. Eraldo Henriques de Carvalho pelo conhecimento e orientação transmitida.

À bióloga Nayara Pereira Rezende de Sousa e químico Guilherme Aires Rodrigues por toda dedicação e ajuda prestada durante as análises e ensaios laboratoriais.

À amizade de Ana Caroline Martins e Ana Paula Soares pelos momentos de risadas e descontração que passamos juntos.

Às bolsistas Aline e Renata pelo suporte nas análises.

À turma 2011 do PPGEMA, em especial pelos amigos conquistados: Kátia Bittar Haddad, Aline Vieira Peixoto, Carlos Henrique Maia, Lorena Acelina Soares, Samara Monayna Carrilho, Lidiane Jorge Michelini, sem sombra de dúvidas todo apoio de vocês fizeram parte dessa vitória.

À SANEAGO pela disponibilização de todas as informações e liberação da ETE – Anápolis para o estudo, em especial pelas engenheiras Ana Lúcia Colares e Cíntia Aparecida e técnicas Alexandra Alves de Oliveira, Suelane de Sousa Caldas e Tatiane.

Aos amigos conquistados na ETE, Claudemir, Olair, Wender e Alan.

Aos meus pais Bolivar de Oliveira Filho e Lucir Rodrigues Lima de Oliveira que sempre estiveram ao meu lado e apoiaram minhas decisões. Aos meus avós, tios, tias, primos e primas, e em especial à minha irmã Anna Rafaella.

Em especial, ao meu avô Acir, companheiro fiel e amigo, o qual passou uma longa jornada na ETE, certamente essa pesquisa não teria acontecido sem a sua ajuda e apoio. Muito obrigado.

À minha namorada Nathália Ribeiro de Melo pelo companheirismo, amor, carinho, dedicação e confiança, orientando-me nas decisões e dando-me forças nos momentos árduos. Sem você nada disso estaria pronto.

Àquelas pessoas que contribuíram diretamente ou indiretamente para a realização desse trabalho.

“Dar-vos-ei um coração novo, e porei dentro em vós um espírito novo; tirarei de vós o coração de pedra, e vos darei um coração de carne.

Porei dentro de vós o meu Espírito, e farei que andeis nos meus estatutos, e guardeis os meus juízos, e os observeis.

Habitareis na terra que eu dei a vossos pais; vós me sereis por povo, e eu vos serei por DEUS” (Ezequiel 36: 26-28).

RESUMO

O estudo teve como objetivo avaliar os impactos da codisposição de resíduos de fossas e tanques sépticos em sistemas de lagoas anaeróbias seguidas de facultativas aeradas. A ETE estudada é composta por dois módulos idênticos de lagoas anaeróbias seguidas de facultativas aeradas, porém apenas um deles recebeu os resíduos. Ao passar por um cesto retentor de sólidos grosseiros, os mesmos foram conduzidos diretamente ao módulo receptor de lagoas.

A pesquisa foi dividida em três etapas; primeiramente foi avaliado o sistema recebendo os resíduos em ambos os módulos de lagoas, com taxa de aplicação volumétrica (TAV) de 0,33%, posteriormente, a lagoa receptora recebeu todo o volume de resíduos descartado na ETE (TAV = 1,2%), por fim, a lagoa receptora foi operada com a capacidade máxima de carga orgânica e TAV de 0,83%. Amostras provenientes de diferentes caminhões limpa-fossa foram coletadas e analisadas. Realizou-se a batimetria do lodo depositado nas lagoas anaeróbias antes e depois do isolamento dos módulos. A espuma formada na superfície das lagoas anaeróbias foi removida e quantificada. Inicialmente, coletou-se amostras simples do afluente e efluente das lagoas anaeróbias e facultativas aeradas em uma frequência semanal, posteriormente, quando o módulo receptor passou a receber o dobro de vazão, as coletas foram realizadas duas vezes na semana. Foram avaliados os parâmetros de DBO, DQO, *Escherichia coli*, pH, óleos e graxas, fósforo total, nitrogênio amoniacal, sólidos suspensos, sólidos sedimentáveis. Os dados de caracterização qualitativa dos resíduos de fossas e tanques sépticos foram submetidos à estatística descritiva, enquanto os referentes ao efluente das lagoas foram analisados pela ferramenta estatística teste t. Os resultados indicaram que as características dos resíduos estão na faixa encontrada por outros autores, tanto na literatura nacional, quanto internacional. Foi evidenciado impacto negativo no efluente da lagoa anaeróbia receptora somente para os parâmetros nitrogênio amoniacal e sólidos sedimentáveis com a TAR de 1,2%, entretanto, com a taxa de 0,82%, observou-se diferença significativa para os parâmetros DBO e DBO nas lagoas anaeróbias. Notou-se aumento na geração de lodo de aproximadamente 16% na lagoa anaeróbia receptora e de apenas 2,3% na testemunha.

Quanto a espuma, a remoção média foi de aproximadamente 450 L na lagoa anaeróbia receptora e de apenas 100 L na testemunha. Os resultados mostraram que a codisposição não interferiu na qualidade do esgoto tratado nem na operação e manutenção da ETE. Além do mais, sistemas formados por lagoa anaeróbia, seguida de facultativa aerada, operando nas mesmas condições que a ETE - Anápolis, podem ser utilizadas para a codisposição de resíduos provenientes de fossa e tanques sépticos.

Palavras-chaves: resíduo de fossa; tanque séptico; tratamento de esgoto; lagoas de estabilização

ABSTRACT

The study aimed to assess the impact caused by the waste discharge from cesspools and septic tanks into an anaerobic pond, followed by aerated facultative. Anápolis wastewater treatment plant (WWTP) has two modules of anaerobic ponds followed by aerated facultative, but only one received the waste. By going through a basket retainer of coarse solids, they were driven directly to the receiver module ponds. The research was divided into three steps: first of all, the system receiving the waste in both modules was evaluated with the rate application volume (RAV) of 0.33%, then, the receiving pond received all of the waste volume disposed in WWTP (RAV = 1.2%), finally the receiving pond was operated with the maximum organic loading and RAV = 0,83%. Samples from different septic tank cleaning trucks were collected and analyzed. Sludge deposited bathymetry was conducted in the anaerobic pond before and after isolation of the modules. The surface scum bulk in the anaerobic pond was removed and quantified. Initially, simple samples were collected from the influent and effluent of anaerobic and facultative aerated ponds weekly, and then, when the receiver module received double flow, samples were collected twice a week. Parameters analyzed were: BOD, COD, *Escherichia coli*, pH, oil and grease, total phosphorus, amonniacal nitrogen, suspended solids and settleable solids. Data from qualitative characterization of waste cesspools and septic tanks were submitted to descriptive statistics, while referring to the ponds effluents were analyzed by *t-test* statistical tool. The results indicated the characteristics of the waste are in the range found by other authors, both in national and international literature. A negative impact was evidenced on the receiving anaerobic pond effluent only for the parameters ammonia and settleable solids with the RAV of 1.2%, however, with the rate of 0.82%, the difference was significant for the parameters BOD and BOD in anaerobic ponds. There was an increase in sludge generation of approximately 16% in the receiving anaerobic pond and only 2.3% in the control. As for the scum, the average removal was approximately 450 L in the receiving anaerobic pond and only 100 L in the control. The results showed no effect of the co-treatment on the quality of treated sewage or in the operation and maintenance of the WWTP. Furthermore, systems formed by an anaerobic pond followed by facultative aerated, operating under the same conditions that Anápolis WWTP can be used for co-treatment of waste from cesspools and septic tanks.

Key-words: Cesspool wastes; septic tank; wastewater treatment; stabilizing lagoons

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Detalhe interno de uma fossa absorvente com parede revestida em alvenaria .	5
Figura 2 - Desenho de fossa seca.....	6
Figura 3 - Esquema de uma fossa estanque.....	7
Figura 4 - Exemplo de banheiro (fossa) químico.	7
Figura 5 - Funcionamento de um tanque séptico de câmara única.....	8
Figura 6 - Distribuição das amostras segundo a fonte geradora.....	13
Figura 7 - Distribuição das amostras segundo o tipo de SITDE utilizado	14
Figura 8 - Esquema dos processos envolvidos nas lagoas anaeróbias	26
Figura 9 - Esquema dos processos envolvidos nas lagoas facultativa.....	28
Figura 10 - Vista aérea da ETE- Anápolis.....	31
Figura 11 - Seções batimétricas definidas para a medição das alturas do lodo nas lagoas anaeróbias da ETE – Anápolis.	37
Figura 12 - Batimetria das lagoas anaeróbias da ETE – Anápolis, antes do isolamento dos módulos.....	38
Figura 13 - Operação de medição do lodo nas lagoas anaeróbias da ETE – Anápolis ..	38
Figura 14 – Aferidor de lodo utilizado na batimetria das lagoas anaeróbias.	39
Figura 15- Escuma formada na lagoa anaeróbia receptora.....	40
Figura 16 - Carrinho utilizado para transportar a escuma retirada das lagoas anaeróbias	40
Figura 17 - Aparato experimental instalado no talude da lagoa anaeróbia receptora.....	41
Figura 18 – Pontos de coleta do efluente das lagoas	45
Figura 19 – Gráfico de box-plot dos resultados da Demanda Bioquímica de Oxigênio e Demanda Química de Oxigênio dos resíduos de fossa e tanques sépticos.....	50
Figura 20 Gráfico de box-Plot e dos resultados de NTK (a), N. amoniacal (b) e fósforo (c) dos resíduos de fossa e tanques sépticos.	53
Figura 21 - Gráfico de boxplot com percentuais de 25% a 75% dos resultados de óleos e graxas dos resíduos de fossas e tanques sépticos.	54
Figura 22 - Gráfico de box-Plot dos resultados de densidades de <i>E. coli</i> dos resíduos de fossa e tanques sépticos.	55
Figura 23- Distribuição do lodo no fundo da lagoa anaeróbia receptora na fase 1. As setas indicam o fluxo do esgoto na lagoa.	57

Figura 24 - Distribuição do lodo no fundo da lagoa anaeróbia receptora na fase 3. As setas indicam o fluxo do esgoto na lagoa.	58
Figura 25- Distribuição do lodo no fundo da lagoa anaeróbia testemunho na fase 1. As setas indicam o fluxo do esgoto na lagoa.	58
Figura 26 - Distribuição do lodo no fundo da lagoa anaeróbia testemunho na fase 3. As setas indicam o fluxo do esgoto na lagoa.	59
Figura 27– Escuma formada na superfície da lagoa anaeróbia receptora(a) e testemunho (b).	60
Figura 28 – Variação temporal do pH mensurado no efluente das lagoas anaeróbias (a) e facultativas aeradas (b) da ETE - Anápolis. As flechas indicam as taxas de aplicação de resíduos utilizadas na pesquisa.....	61
Figura 29 - Variação temporal da DBO do efluente das lagoas anaeróbias (a) e facultativas aeradas (b). As flechas indicam as taxas de resíduos.....	62
Figura 30 - Variação temporal dos valores de DQO mensurados nas lagoas anaeróbias (a) e facultativas aeradas (b). As flechas indicam as taxas de resíduos utilizadas no estudo.....	63
Figura 31 - Variação temporal de SS no efluente das lagoas anaeróbias (a) e facultativas aeradas (b). As flechas indicam as TAV de resíduos utilizadas no estudo.	64
Figura 32 - Variação temporal de SS mensurados nas lagoas. As flechas indicam as taxas de resíduos utilizadas no estudo.	65
Figura 33 - Variação temporal de nitrogênio amoniacal nas lagoas anaeróbias (a) e facultativas aeradas (b). As flechas indicam as taxas de resíduos utilizadas no estudo.	65
Figura 34 - Variação temporal de fósforo total nas lagoas anaeróbias (a) e facultativas aeradas (b). As flechas indicam as taxas de resíduos utilizadas no estudo.	66
Figura 35 – Variação temporal de óleos e graxas no efluente das lagoas anaeróbias receptora e testemunho da ETE – Anápolis.....	67
Figura 36 - Valores médios para SS mensurados nas lagoas anaeróbias no período de 2009 a 2012 ($P < 0,05$)	79

LISTRAS DE QUADROS

Quadro 1– Parâmetros de dimensionamento da ETE – Anápolis	30
Quadro 2 - Parâmetros e métodos analíticos utilizados para caracterização dos resíduos de fossas e tanques sépticos gerados no município de Anápolis – Go.....	34
Quadro 3 - Comparação das condições operacionais das fases da pesquisa com a capacidade máxima projetada para as lagoas anaeróbias	43
Quadro 4 - Parâmetros e métodos analíticos utilizados na qualidade do efluente das lagoas.....	45
Quadro 5 – Concentração média de metais encontrados nos resíduos de fossa e tanque séptico dispostos na ETE – Anápolis, e confrontados com o limite estabelecido pelo CONAMA 375/2006.	56

LISTRA DE TABELAS

Tabela 1 - Utilização de fossas e tanques sépticos no mundo.	9
Tabela 2 - Domicílios particulares permanentes, por existência de banheiro ou sanitário e tipo de esgotamento sanitário	10
Tabela 3 – Relação DBO/DQO encontrada para resíduos esgotados de fossas e tanques sépticos	12
Tabela 4 - Resíduos de SITDE em países tropicais: Características, classificação e comparação com o esgoto doméstico tropical	15
Tabela 5 - Caracterização física e química dos resíduos esgotados de fossa encontrados na literatura mundial e brasileira.	15
Tabela 6 - Características físicas das lagoas da ETE - Anápolis.....	31
Tabela 7 – Condições operacionais do sistema durante o estudo com as três taxas de aplicação e o sistema projetado de final de plano.	42
Tabela 8 - Valores de pH mensurados nos resíduos de fossas e tanques sépticos dispostos na ETE - Anápolis	48
Tabela 9 - Estatística descritiva para DQO e DBO de amostras coletadas de caminhões limpa-fossas dispostos na ETE – Anápolis.....	49
Tabela 10 - Estatística descritiva para a série de sólidos.....	51
Tabela 11 - Estatística descritiva para NTK, Nitrogênio amoniacal e Fósforo total presentes nos resíduos de fossas e tanques sépticos.....	52
Tabela 12 – Volume de lodo depositado nas lagoas anaeróbias da ETE – Anápolis nas fases 1 e 3.	59
Tabela 13 - Valores médios, mínimos e máximos das densidades de <i>E.coli</i> no efluente das lagoas facultativas aeradas (receptora e testemunho) da ETE - Anápolis.....	68
Tabela 14 - Teste de <i>Tukey</i> para a variável SS nas lagoas anaeróbias	79

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

- ABNT: Associação Brasileira de Normas Técnicas
- ANOVA: Análise de Variância
- APHA: *American Public Health Association*
- CONAMA: Conselho Nacional do Meio Ambiente
- CT: Coliformes Totais
- CV: Coeficiente de Variação
- DAIA: Distrito Agroindustrial de Anápolis
- DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio
- DP: Desvio Padrão
- DQO: Demanda Química de Oxigênio
- EAWAG: *Swiss Institute for Aquatic Science and Technology*
- EPA: *Environmental Protection Agency*
- ETE: Estação de Tratamento de Esgotos
- EUA: Estados Unidos da América
- E.C: *Escherichia coli*
- GO: Goiás
- ha: Hectare
- IBGE: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
- MTC: Medida de Tendência Central
- NBR: Norma Brasileira
- NMP: Número Mais Provável
- NTK: Nitrogênio Total Kjeldahl
- OG: Óleos e Graxas
- OMS: Organização Mundial da Saúde
- pH: Potencial Hidrogeniônico
- PROSAB: Programa de Pesquisa em Saneamento Básico
- PT: Fósforo Total
- RALF: Reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo
- SANDEC: *Department of Water and Sanitation in Developing Countries*
- SANEAGO: Saneamento de Goiás S/A
- SST: Sólidos Suspensos Totais
- SSF: Sólidos Suspensos Fixos

SSV: Sólidos Suspensos Voláteis

SITDE: Sistemas Individuais de Tratamento e Disposição de Esgoto

ST: Sólidos Totais

STF: Sólidos Totais Fixos

STV: Sólidos Totais Voláteis

TAS: Taxa de Aplicação Superficial

TAV: Taxa de Aplicação Volumétrica

TCOV: Taxa de Carga Orgânica Volumétrica

TDH: Tempo de Detenção Hidráulica

UASB: *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*

UFG: Universidade Federal de Goiás

UNICEF: *United Nations Children's Fund*

USEPA: *United States Environmental Protection Agency*

USP: Universidade de São Paulo

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS.....	3
2.1 Geral.....	3
2.2 Específicos	3
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	4
3.1 Sistema Individuais de Tratamento e Disposição de Esgoto Doméstico.....	4
3.1.1 Fossa ou poço absorvente	5
3.1.2 Fossa seca	5
3.1.3 Fossa estanque	6
3.1.4 Fossa ou banheiro químico	7
3.1.5 Tanque séptico	8
3.2 A problemática ambiental do uso de SITDE	8
3.3 Características dos resíduos de fossas e tanques sépticos.....	11
3.4 Aspectos gerais do tratamento combinado de resíduos de fossa e tanque séptico em ETE	17
3.4.1 Interferências da codisposição de resíduos de fossas e tanques sépticos em estação de tratamento de esgoto.....	18
3.4.2 Sistema de lagoas de estabilização para o tratamento de resíduos líquidos	24
3.4.2.1 Lagoa anaeróbia	24
3.4.2.2 Lagoa facultativa	26
3.4.2.3 Lagoa facultativa aerada	28
3.4.2.4 Lagoa aerada de mistura completa seguida de lagoa de decantação	29
3.5 A ETE – Anápolis.....	30
3.5.1 Localização e caracterização operacional da ETE – Anápolis	30
4. MATERIAL E MÉTODOS.....	33
4.1 Caracterização quantitativa e qualitativa dos resíduos de fossas e tanques sépticos gerados no município de Anápolis – Go.....	33
4.1.1 Plano de amostragem	33
4.1.2 Parâmetros e método de análises utilizado para caracterização dos resíduos de fossas e tanques sépticos e ferramenta estatística utilizada	34
4.1.3 Ferramenta estatística utilizada para os dados de caracterização dos resíduos de fossas e tanques sépticos.....	35

4.2 Interferências da codisposição dos resíduos na operação e manutenção do sistema de tratamento.....	36
4.2.1 Caracterização quantitativa do lodo depositado nas anaeróbias	36
4.2.1.1 Demarcação das seções batimétricas.....	36
4.2.1.2 Medição das alturas do lodo.....	37
4.2.2 Volume de espuma retirada das lagoas anaeróbias receptora e testemunho ...	39
4.3 Interferências da codisposição de resíduos de fossas e tanques sépticos na qualidade do efluente das lagoas	41
4.3.1 Taxa de aplicação volumétrica de resíduos de fossas e tanques sépticos na ETE em estudo	41
4.3.2 Definição do módulo experimental e testemunho	44
4.3.3 Amostragem do efluente das lagoas	44
4.3.4 Metodologia de análise utilizadas na qualidade do efluente das lagoas.....	45
4.3.5 Tratamento estatístico dos dados de qualidade do efluente das lagoas	46
4.4 Protocolo de recebimento de resíduos de fossas e tanques sépticos em sistemas de lagoas do tipo anaeróbia seguida de facultativa aerada	46
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES	48
5.1 Caracterização físico-química e microbiológica dos resíduos esgotados de fossas e tanques sépticos.....	48
5.1.1 Considerações iniciais.....	48
5.1.2 pH.....	48
5.1.3 DQO e DBO.....	48
5.1.4 Sólidos	50
5.1.5 Nitrogênio e Fósforo	51
5.1.6 Óleos e graxas	53
5.1.7 <i>Escherichia coli</i>	55
5.1.8 Metais.....	55
5.2 Interferências da codisposição dos resíduos na operação e manutenção do sistema de tratamento.....	56
5.2.1 Volume e distribuição do lodo nas lagoas anaeróbias da ETE – Anápolis.....	56
5.2.2 Geração de espuma nas lagoas anaeróbias.....	60
5.3 Interferências da codisposição dos resíduos de fossas e tanques sépticos no desempenho das lagoas	61
5.3.1 Interferência na qualidade do efluente das lagoas	61

5.3.1.1 pH.....	61
5.3.1.2 DBO e DQO.....	61
5.3.1.3 Sólidos.....	63
5.3.1.4 Nutrientes.....	64
5.3.1.5 Óleos e graxas.....	65
5.3.1.6 <i>Escherichia coli</i>	66
5.4 Protocolo de recebimento de resíduos.....	68
6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	70
7. REFERÊNCIAS.....	71

1. INTRODUÇÃO

Nos últimos 10 anos, a população brasileira que era de 169.799.170 pessoas, passou para 190.732.694, apresentando um crescimento populacional de aproximadamente 12% no país (BRASIL, 2010). Deste modo é evidenciado também um aumento na demanda de implantação de saneamento básico para toda a população.

Assim, nos locais desprovidos de rede coletora de esgoto, a população, grande parte de baixa renda, tende a buscar formas alternativas de afastamento de seus esgotos domésticos, uma delas é a utilização de sistemas individuais de tratamento e disposição de esgoto (SITDE), tais como fossas e tanques sépticos. O uso de forma adequada desses dispositivos possibilita um melhor gerenciamento dos esgotos domésticos (ANDREOLI, 2009).

Os SITDE geram resíduos ricos em matéria orgânica, nutrientes e micro-organismos patogênicos, os quais devem ser removidos e dispostos de maneira correta, evitando os impactos ambientais negativos e danos na saúde pública; porém, essa prática ambiental, muitas vezes, não é cumprida. O descarte de resíduos gerados em fossas e tanques sépticos é geralmente feito em corpos d'água, terrenos baldios ou na rede de drenagem pluvial, no solo e, até mesmo, como adubo na agricultura, resultando em contaminação do solo e dos recursos hídricos (INGALLINELLA et al., 2002).

Mediante esses problemas, a Financiadora de Estudos e Projetos (FINEP), do Ministério da Ciência e Tecnologia, lançou o edital 7/2009 de Saneamento Ambiental e Habitação, objetivando promover o desenvolvimento de soluções inovadoras aplicáveis ao saneamento ambiental à habitação, de fácil aplicabilidade, baixo custo de implantação, operação e manutenção.

Existem algumas alternativas de destinação desses resíduos, como aterro sanitário, compostagem, *landfarming* e uso em agricultura. Outra opção para a disposição e tratamento desses resíduos é a codisposição em Estações de Tratamento de Esgoto (ETE). Entretanto, devido às características particulares dos resíduos de SITDE é provável que a sua introdução na linha de tratamento de uma ETE interferira nos processos operacionais ocasionando em impactos negativos (FERREIRA, 2011). Além disso, as ETE geralmente não são projetadas para receber carga orgânica adicional.

Dessa forma, faz-se necessário desenvolver estudos criteriosos, para avaliar os impactos do tratamento combinado dos resíduos de fossas e tanques sépticos com esgoto sanitário, nas ETE.

Este trabalho pretende, pois, avaliar os impactos do lançamento de resíduos de fossas e tanques sépticos, no desempenho das lagoas anaeróbia e facultativa aerada da ETE – Anápolis.

2. OBJETIVOS

2.1 Geral

Avaliar as interferências da codisposição de resíduos esgotados de fossa em sistemas de lagoas do tipo anaeróbia seguida de facultativa aerada, tomando-se como base experimentos realizados da ETE – Anápolis.

2.2 Específicos

- Caracterizar os resíduos de fossas e tanques sépticos gerados no município Anápolis;
- Verificar as interferências na qualidade do efluente das lagoas anaeróbias e facultativas aeradas;
- Verificar as interferências na operação e manutenção do sistema de tratamento;
- Elaborar um protocolo de recebimento de resíduos esgotados de fossa e tanques sépticos.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Sistemas Individuais de Tratamento e Disposição de Esgoto Doméstico

A ausência total ou parcial de serviços públicos de esgotamento sanitário exige a implantação de unidades de disposição e tratamento dos esgotos locais, para evitar a contaminação do solo, da água e garantir a saúde pública (JORDÃO; PESSÔA, 2011).

A implantação dessas unidades é importante, pois contribui para diminuir o cenário crítico do saneamento básico no país. Segundo Jordão e Pessoa (2011), essas unidades continuarão ser ampla e permanentemente adotadas, devido à lentidão na implantação dos serviços públicos em relação ao crescimento populacional.

No Brasil, segundo a pesquisa do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2008), a solução de disposição de esgoto apresentou aumento de 7,4%, na pesquisa realizada em 2008, em relação ao levantamento realizado em 2000.

A parcela da população desprovida de rede coletora de esgoto quando não lança seus efluentes domésticos no meio ambiente, utiliza os sistemas individuais de tratamento e destinação final de seus esgotos (SITDE).

Segundo Hartmann et al., (2009), esses sistemas podem ser classificados em:

- a) Sistema sem transporte hídrico – geralmente são aplicados para a disposição local de excretas. A fossa seca (simples ou ventilada), a fossa seca tubular, a fossa estanque e a fossa química são exemplos desses sistemas. No Brasil, nas últimas décadas esses recursos caíram em desuso pela população urbana, e vem sendo usados apenas em assentamentos que constam com dificuldades no abastecimento de água.
- b) Sistema com transporte hídrico – Se utiliza água para transportar as excretas produzidas. São exemplos desse sistema a fossa estanque ou poço absorvente e os tanques sépticos.

Segundo Mota (2006), as fossas e tanques sépticos são métodos alternativos para disposição de esgoto que pode resultar em problemas ambientais relacionados com a sua operação e manutenção. Deste modo, devem ser adotadas medidas alternativas necessárias para seu bom funcionamento, visando eliminar os impactos negativos provocados no meio ambiente.

3.1.1 Fossa ou poço absorvente

Consiste em uma escavação no solo, semelhante a um poço, para a disposição do esgoto sanitário. Esse tipo de SITDE é o mais encontrado nas cidades brasileiras. Encontram-se desde as formas mais rudimentares (somente escavações no solo), até sistemas mais elaborados construídos com paredes em alvenaria. O fundo geralmente não possui nenhum material de retenção, permitindo assim a infiltração da água, em alguns casos, o fundo pode ser revestido com brita.

Com o uso, o solo da fossa absorvente pode sofrer o fenômeno de colmatagem, não permitindo assim a percolação do esgoto. Deste modo, mesmo não tendo sido construída para esse fim, elas transformam-se em fossa estanque (HARTMANN et al., 2009). A Figura 1 ilustra uma fossa absorvente construída em alvenaria.

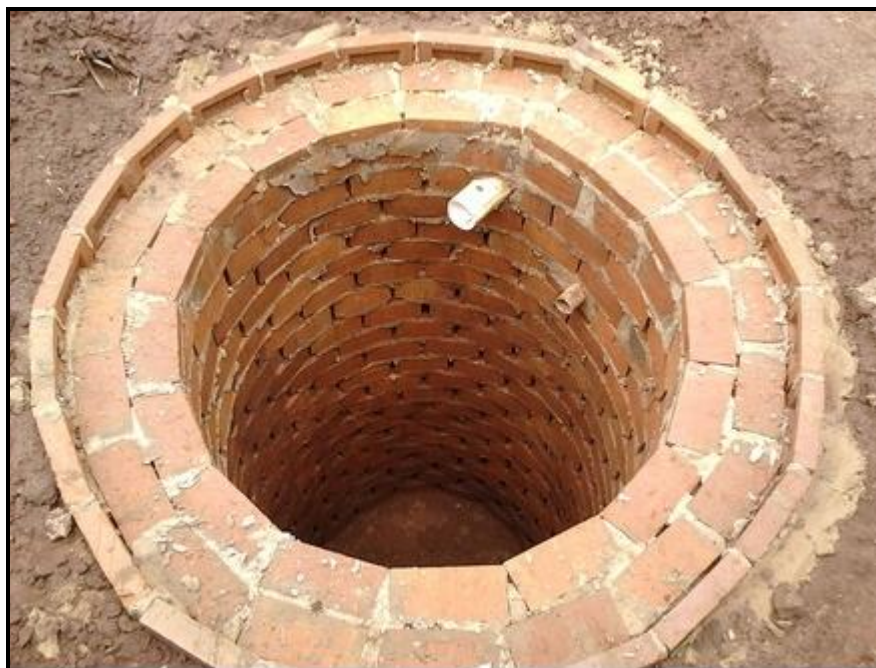


Figura 1- Detalhe interno de uma fossa absorvente com parede revestida em alvenaria

3.1.2 Fossa seca

É um sistema constituído de uma escavação no solo, destinado a receber somente excretas, indispondo-se de veiculação hídrica (Figura 2). As fezes retidas no interior da fossa sofrem o processo de decomposição anaeróbia.

Constitui-se de uma solução sanitária individual, precária, para adoção em locais onde não exista rede de água potável, com consequente ausência de um sistema organizado de coleta de esgoto sanitário.

Recomenda-se o uso desses sistemas em locais livres de enchentes, distantes de poços e fontes, a fim de se evitar a contaminação hídrica, adotando uma distância mínima de 15 m (BRASIL, 2004).

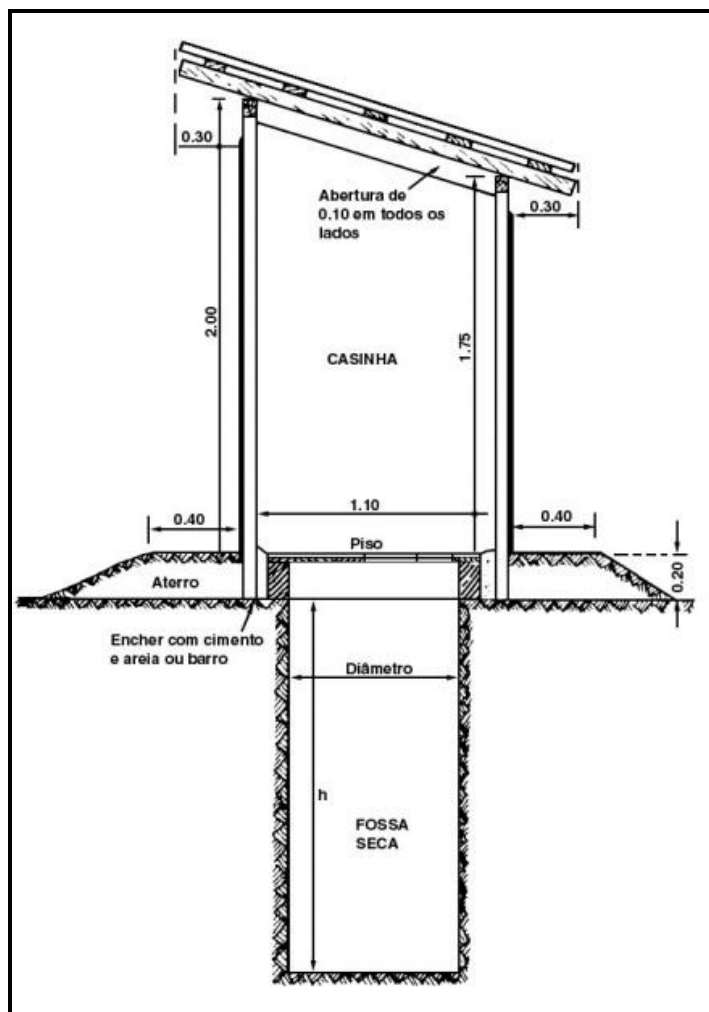


Figura 2 - Desenho de fossa seca. Fonte - (BRASIL, 2004).

3.1.3 Fossa estanque

São sistemas impermeáveis, nos quais são dispostas excretas ou esgotos, que periodicamente sofrem o processo de remoção (Figura 3). Podem ser construídas em alvenaria, mas ultimamente, existem no mercado as pré-moldadas em concreto, plástico, resinas estruturadas com fibra de vidro, etc. (HARTMANN et al., 2009).

Recomenda-se o uso de fossas estanques em localidades com o lençol freático muito superficial, solos rochosos, terrenos facilmente desmoronáveis, locais onde há o perigo de contaminação da água de abastecimento (RIOS, 2010).

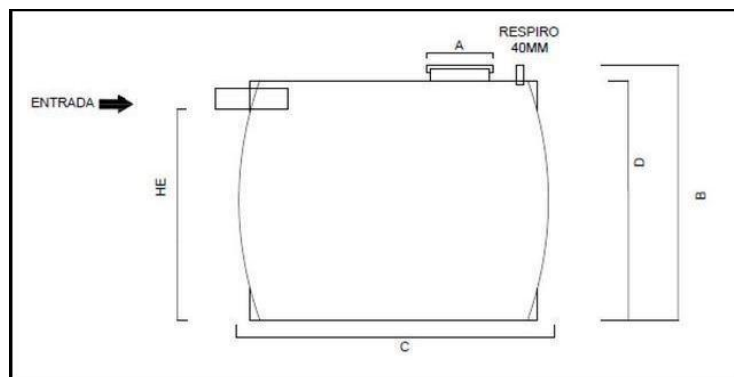


Figura 3 - Esquema de uma fossa estanque. Fonte – (BRASIL, 2004).

3.1.4 Fossa ou banheiro químico

São cabines portáteis, constituídas de um tanque cilíndrico de aço inoxidável, destinado a receber dejetos procedentes de uma bacia sanitária comum (figura 4). Contém solução de soda cáustica (NaOH) que dissolve o material sólido.

Esse tanque pode ser removível, por isso é muito usado em eventos esportivos, carnaval, praças, feiras livres, locais turísticos, festas, canteiros de obras, convenções, paradas de ônibus em estradas, camping, estações ferroviárias, entre outras ocasiões. São amplamente utilizadas em grandes festas ou eventos que aglomeram muitas pessoas (BRASIL, 2004).



Figura 4 - Exemplo de banheiro (fossa) químico.

3.1.5 Tanque séptico

São tecnologias simples para tratamento do esgoto sanitário; podem ser utilizados onde não há ou não é viável a instalação de redes coletoras de esgoto (CORDEIRO, 2010). Segundo a ABNT (1993), o sistema de tanques sépticos são unidades para o tratamento e disposição de esgoto sanitário por meio dos processos de sedimentação, flotação e digestão anaeróbia; são utilizadas unidades complementares de tratamento e/ou disposição final de efluentes e do lodo produzido nesse processo, como os sumidouros.

O tanque séptico pode ser constituído por uma unidade cilíndrica ou prismática retangular de fluxo horizontal. Pode ser de câmara única, de câmara em série ou sobrepostas. A figura 5 ilustra o funcionamento de um tanque séptico de câmara única.

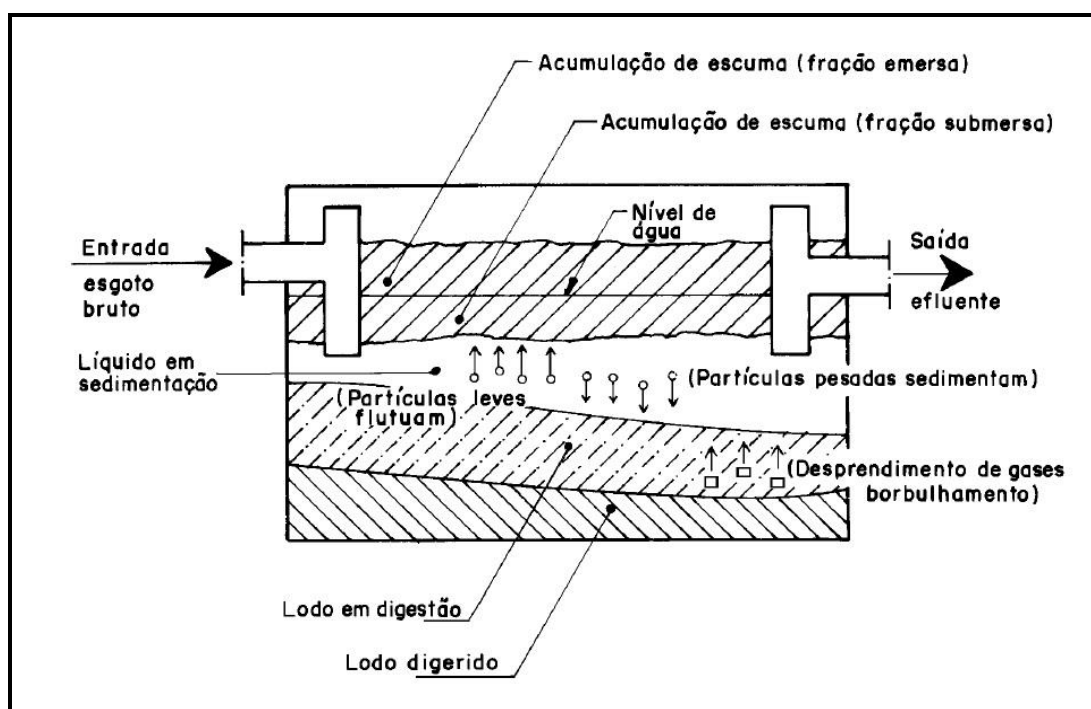


Figura 5 - Funcionamento de um tanque séptico de câmara única. Fonte - (ABNT, 1993)

3.2 A problemática ambiental do uso de SITDE

Os SITDE são tecnologias simples de construção e operação, além de economicamente viáveis para a disposição do esgoto sanitário. Entretanto, nesses sistemas há geração de resíduos, os quais são esgotados e transportados por empresas (comumente denominadas de empresas limpa-fossas) dotadas de caminhões com equipamento de alto vácuo que realizam os serviços de coleta, transporte e disposição final dos resíduos gerados

nesses sistemas. Essas empresas se deparam com a falta de local apropriado para o descarte correto desses resíduos, o que implica nas variadas formas de destinação final (RIOS, 2010).

Na literatura científica constam várias denominações para os resíduos gerados nos SITDE, tais como lodo séptico, *septage*, resíduos de sistemas individuais. Optou-se por utilizar nesse trabalho a denominação “resíduos de fossas e tanques sépticos”, lembrando que, geralmente nas ETE são descartados resíduos provenientes de todos os sistemas individuais existentes.

Konne e Strauss (2004) estimam que um terço da população mundial, aproximadamente 2,4 bilhões de habitantes em áreas urbanas utilizem os SITDE em suas residências, tais como tanques sépticos, fossas e latrinas.

Esses sistemas são adotados pela população desprovida de rede coletora de esgoto e são utilizados mundialmente, comumente encontrados na Ásia, África e América do Sul. Deste modo, milhares de toneladas de resíduos de fossas e tanques sépticos são dispostos sem tratamento e indiscriminadamente nas ruas, terrenos baldios, valas de drenagem, estuários, mar, contaminando os corpos hídricos e as águas subterrâneas. Os países subdesenvolvidos, muitas vezes, são os que enfrentam à falta de gestão e gerenciamento desses resíduos, agravando assim os problemas ambientais e crises na saúde pública (MONTAGERO & STRAUSS, 2002; STEINER et al., 2002).

Silva (2008) copilou dados a respeito da utilização de SITDE pela população de diversos países e continentes, os quais encontram-se na tabela 1.

Tabela 1 - Utilização de fossas e tanques sépticos no mundo.

Domicílios servidos com		
Local	tanque séptico (%)	Referências
África	65	Leite; Inguza; Andreoli (2006)
América Latina	50	Leite; Ingunza; Andreoli (2006)
Argentina	46	Ingallinela et al. (2001)
Ásia	65	Koottape et al. (2001)
Bangkok – Tailândia	65	Ingallinela et al. (2001)
Filipinas	98	Ingallinela et al. (2001)
Japão	55	Chernicharo (2001)
República de Gana	85	Ingallinela et al. (2001)
Tanzânia	85	Ingallinela et al. (2001)

Fonte – Adaptado de Silva, 2008.

Na Jamaica, a situação também é similar a de outros países subdesenvolvidos, aproximadamente 70% da população utiliza SITDE, tais como tanques sépticos, sumidouros e latrinas (FERNANDES; KIRSHEN; VOGEL, 2008). Na Jordânia, 60% da população é servida por rede coletora de esgoto, deste modo o restante dos domicílios utiliza de SITDE (HALALSHEH et al., 2010). Segundo dados da OMS e UNICEF (2000), na América do norte apenas 4% das grandes cidades fazem uso de tanques sépticos; na Europa, o índice é de 7%; já na Oceania, apenas 15% dos grandes centros urbanos são conectados à rede coletora de esgoto, de forma que 45% da população faz uso de tanque séptico para esgotamento.

As excretas e o esgoto sanitário *in natura* contêm elevadas concentrações de patógenos e relatos de doenças infecciosas por esses resíduos são usualmente retratados. A falta de tratamento e manejo correto dos resíduos gerados nas fossas e os esgotos sanitários provocam efeitos adversos na saúde pública e ambiental. As excretas humanas implicam em transmissões de diversas infecções causando inúmeras doenças como cólera, tifo, hepatites virais, esquistossomose e outras moléstias transmitidas por helmintos (ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE, 2006).

Segundo VT et al., (2010) *Escherichia coli* e *Enterococcus* spp. foram detectados em todas as 20 amostras de resíduos de fossas coleadas na cidade de Can Tho no Vietnam, além disso, fagos e *Salmonella* spp. foram encontrados em 80% e 70% das amostras, respectivamente.

Montagero e Strauss (2002) afirmam que mais de 30 milhões de metros cúbicos de resíduos esgotados em fossa sem tratamento são coletados nas cidades da China por ano, e usados na agricultura e aquacultura, colocando em risco a saúde da população.

No Brasil, a parcela da população desprovida de rede coletora de esgoto - grande parte de baixa renda, utiliza de SITDE. A tabela 2 apresenta informações a respeito do tipo de esgotamento sanitário adotado nas grandes regiões do Brasil, com base nos censos demográficos de 2000 e 2010.

Tabela 2 - Domicílios particulares permanentes, por existência de banheiro ou sanitário e tipo de esgotamento sanitário

Com existência de banheiro ou sanitário								
Regiões do Brasil	Ano	Domicílios	Rede de esgoto		Fossa séptica		Outro	
			Absoluto	(%)	Absoluto	(%)	Absoluto	(%)
Brasil	2010	57.324.185	31.786.054	55,45	6.653.292	11,61	17.368.708	30,30
	2000	42.707.925	20.757.686	48,60	6.477.651	15,17	12.500.978	29,27
Norte	2010	3.975.333	555.832	13,98	749.037	18,84	2.486.743	62,55

	2000	2.594.253	268.207	10,34	712.442	27,46	1.318.373	50,82
Nordeste	2010	14.922.901	5.069.256	33,97	1.677.507	11,24	7.010.200	46,98
	2000	10.562.979	2.805.836	26,56	1.412.108	13,37	4.139.381	39,19
	2010	25.199.799	20.427.066	81,06	1.373.303	5,45	3.302.191	13,10
Sudeste	2000	19.491.405	14.513.778	74,46	1.715.590	8,80	3.015.849	15,47
	2000	7.021.440	2.129.404	30,33	2.407.693	34,29	2.365.441	33,69
Centro-Oeste	2010	4.334.673	1.663.814	38,38	569.803	13,15	2.073.550	47,84
	2000	3.037.848	1.040.462	34,25	229.818	7,57	1.661.934	54,71

Fonte – Adaptado de IBGE, 2010.

Acredita-se que o valor de 11,61%, atribuído ao uso de fossa séptica, possa ser referente à terminologia “tanque séptico”, a qual é referenciada na Norma Brasileira (NBR) 7229. Esses sistemas constituem de tecnologias mais elaboradas para o tratamento e disposição de efluentes domésticos, deste modo são menos utilizados no Brasil. Em relação aos 30,3%, apresentados pela variável “outros”, supõe-se que esteja relacionado à disposição de resíduos de SITDE em corpos hídricos, valas, lotes baldios e em outros tipos de sistemas individuais, como fossas absorvente, secas e estanques. Em 2007, 42% dos domicílios brasileiros utilizavam SITDE para tratamento de seus efluentes, aproximadamente 23% de tanques sépticos e 19% de fossas rudimentares. No Brasil, por ano, há uma geração de 7,2 milhões de metros cúbicos de resíduos de fossas e tanques sépticos, sendo que a maior parte é lançada indiscriminadamente no meio ambiente, ou usada na agricultura e aquicultura sem tratamento (HARTMANN et al., 2009).

Como sendo ricos em matéria orgânica, nutrientes e micro-organismos patogênicos, os resíduos de fossas e tanques sépticos devem ser removidos e dispostos de forma correta, evitando a contaminação ambiental e danos na saúde do homem. Entretanto, essa prática ambiental muitas vezes não é cumprida. O descarte desses resíduos é geralmente feito em corpos d’água, terrenos baldios ou na rede de drenagem pluvial, causando sérias contaminações ambientais e graves impactos para a saúde pública (INGALLINELLA et al., 2002).

3.3 Características dos resíduos de fossas e tanques sépticos

São definidos como a combinação da espuma, do lodo retido do fundo e do líquido acumulado no interior de um sistema individual (AECOM; SANDEC; EAWAG, 2010). São amplamente variáveis, com elevada concentração de matéria orgânica e altos níveis de gordura, areia, cabelo e detritos; possuem aparência e odor desagradável, tendência

em formar espuma sobre agitação e resistência à sedimentação e desaguamento. É também um veículo de disseminação de doenças causadas por vírus, bactérias e parasitos. Essas características tornam-no um resíduo de difícil manejo e tratamento (USEPA, 1994, 1999).

Segundo Ingunza et al., (2009) geralmente quando uma fossa ou tanque séptico é esgotado, todo seu conteúdo é removido, deste modo, os resíduos transportados por caminhões limpa-fossas constituem-se em uma mistura de esgoto e lodo, com características às vezes parecidas ao do esgoto concentrado e outras vezes semelhantes ao do lodo de ETE.

São vários os fatores que influenciam as características dos resíduos de fossas e tanques sépticos, tais como: o clima, hábito dos usuários, tamanho e design do sistema, a frequência de esgotamento, a disposição de resíduos sólidos nos sistemas (lixo), os compostos químicos que eventualmente são utilizados pelos habitantes (USEPA, 1999; MEDEIROS, 2009).

Halalsheh et al., (2010) realizaram um estudo de caracterização físico-química e microbiologia desses resíduos na Jordânia, visando comparar as suas propriedades no verão e inverno. Concluíram que, de fato, houve variações nas concentrações de poluentes durante as estações, exemplo disso foi a média da Demanda Química de Oxigênio (DQO) encontrada no verão (6.425 mg.L^{-1}), sendo aproximadamente duas vezes maior quando comparada com a média no inverno (2.969 mg.L^{-1}).

Strauss; Larmie; Heinss (1997) afirmam que os resíduos de fossas e tanques sépticos possuem de 10 a 100 vezes maiores concentrações de poluentes que o esgoto sanitário.

Os resultados da relação DBO/DQO em resíduos esgotados de fossas e tanques sépticos estudados por diferentes universidades, no âmbito do PROSAB 5 - tema 6, encontram-se na tabela 3 (INGUNZA, 2009).

Tabela 3 – Relação DBO/DQO encontrada para resíduos esgotados de fossas e tanques sépticos

Relação	UFRN	USP/EESC	FAE/SANEPAR
DBO/DQO	0,51	0,48	0,24

Fonte: Ingunza et al., (2009).

A correlação apresentada pela UFRN encontra-se na faixa de esgoto sanitário estabelecida pela literatura de 0,4 a 0,8, entretanto, no caso da FAE/SANEPAR os valores estão abaixo da referência.

No estudo realizado por Araújo et al., (2009) em uma ETE do município de Natal que visou caracterizar os resíduos transportados por caminhões limpa-fossas, a DBO correspondeu 23% da DQO. Desta forma, esses efluentes possuíam em sua composição uma grande parcela de matéria orgânica de baixa biodegradabilidade

As características físico-químicas e biológicas dos resíduos esgotados de fossa variam em função do tipo de sistema (fossas, tanques sépticos, sumidouros), das diferentes fontes geradoras (residências, restaurantes, hospitais) e formas de operação e manutenção dos sistemas. Os parâmetros, tais como, tempo de armazenamento, temperatura, infiltração de água subterrânea bem como eficiência do tanque séptico influenciam na característica dos resíduos e são responsáveis pela sua alta variabilidade (MONTANGERO et al., 2000).

De acordo com o estudo de caracterização físico-química e microbiológica dos resíduos de fossas e tanques sépticos do município de Natal-RN, realizado por Ratis (2009), evidenciou-se que 65% do total de caminhões amostrados eram provenientes de residências (uni ou multifamiliares), 19% de origem de serviços (comércio, lojas, supermercados, etc), 7% de alimentação (restaurantes, lanchonetes e bares) (Figura 6).

Quanto ao tipo de sistema, no mesmo estudo, a autora observou que 25% dos sistemas esgotados eram compostos por fossas, 11% sumidouros e apenas 8% de tanques sépticos, a grande maioria com 56%, porém era constituído por fossa seguida de sumidouro – sistema misto (Figura 7).

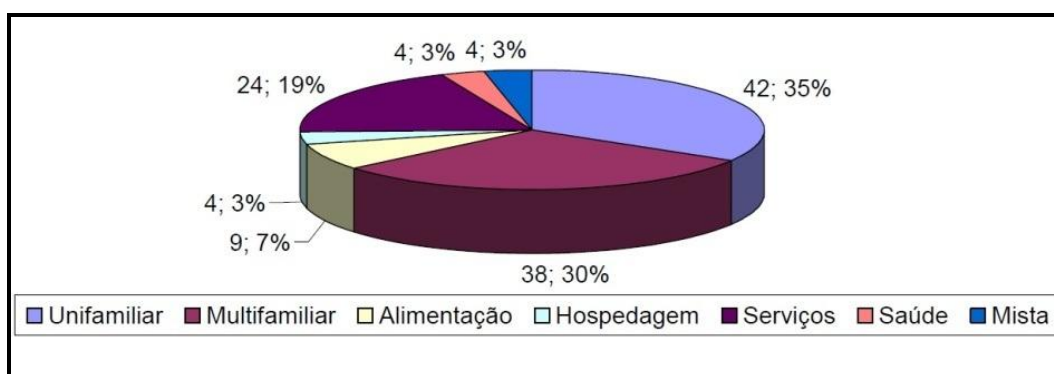


Figura 6 - Distribuição das amostras segundo a fonte geradora. Fonte – Ratis (2009).

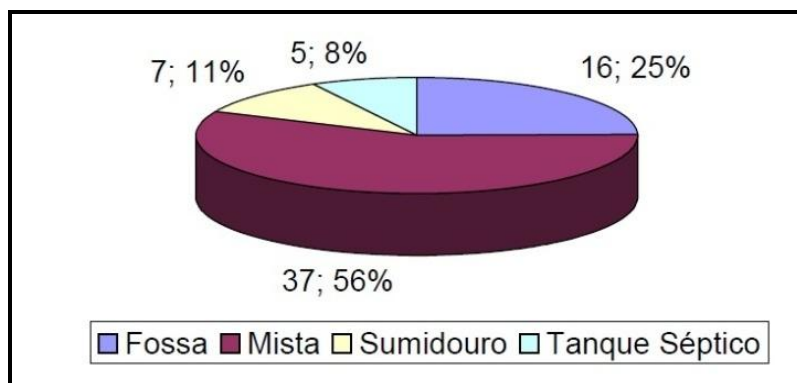


Figura 7 - Distribuição das amostras segundo o tipo de SITDE utilizado. Fonte – Ratis (2009).

Segundo Carrilho, Oliveira, Carvalho (2012) no município de Anápolis as empresas limpa-fossas realizam o esgotamento de todos os tipos de SITDE e caixas de gordura de residências e comércios (lojas, supermercados e restaurantes). Também é feita a remoção do material proveniente de banheiros químicos, muito utilizados em canteiros de obras e em festas. Porém, a maior parte dos serviços prestados pelas empresas limpa-fossas são efetuados em residências unifamiliares. Segundo os operadores das empresas limpa-fossas, os serviços prestados nas indústrias é somente o de transbordo, ou seja, todo resíduo industrial coletado é direcionado para a estação de tratamento de efluente industriais do Distrito Agroindustrial de Anápolis (DAIA), ou transportado internamente entre as unidades de tratamento da própria indústria. Desta maneira, é lançado na ETE - Anápolis somente o material coletado em fossas e caixas de gordura residenciais, comerciais e prediais.

A maior parte da população anapolina usuária de SITDE (77%) faz uso de fossas absorventes para disporem o esgoto. Somente 15% dos estabelecimentos visitados utilizam tanques sépticos seguidos de sumidouro. Os SITDE geralmente são construídos em alvenaria (tijolinho, ou tijolos baianos espaçados) ou, em alguns casos, não se faz uso de nenhum material, são escavados buracos para disposição do esgoto doméstico. Outras ainda, como as químicas, são construídas em material plástico, neste caso é comum o uso de caixas d'água para armazenamento de resíduos provenientes de banheiros químicos.

Um fator importante que influencia nas características dos resíduos esgotados de fossa é a estabilidade bioquímica de seus componentes. Efluentes mais frescos possuem uma maior concentração de compostos orgânicos, amônia e sólidos, enquanto resíduos mais velhos são menos concentrados, já que são estocados por longos períodos de tempo e foram submetidos à estabilização bioquímica de seus compostos. A tabela 4 apresenta uma

comparação entre os resíduos de alta e baixa concentração e o esgoto sanitário (HEINSS; LARMIE; STRAUSS, 1998).

Tabela 4 - Resíduos de SITDE em países tropicais: Características, classificação e comparação com o esgoto doméstico tropical

Item	Alta concentração	Baixa concentração	Esgoto doméstico – aspecto comparativo
	Banheiro público	Resíduos de SITDE	Esgoto doméstico tropical
Características	Concentração elevada, resíduos frescos, estocados por apenas dias ou semanas	Resíduos com baixa concentração, estocados por vários anos e mais estáveis que o tipo “A”	
DQO (mg.L ⁻¹)	20.000 – 50.000	< 15.000	500 – 2.500
DQO÷DBO	5:1 ... 10:1		2:1
NH4-N (mg.L ⁻¹)	2.000 – 5.000	< 1.000	30 – 70
Sólidos Totais (mg.L ⁻¹)	≥ 3,5%	< 3 %	< 1 %
Sólidos Suspensos (mg.L ⁻¹)	≥ 30,000	≅ 7.000	200 – 700
Ovos de helmintos (ovos/L)	20.000 – 60.000	≅ 4.000	300 – 2.000

Fonte – Adaptado de Strauss; Larmie; Heinss, 1997.

Ingunza et al., (2009) copilaram dados a respeito de caracterização físico-química de resíduos esgotados de fossa no mundo e no Brasil, os mesmos encontram-se na tabela 5.

Tabela 5 - Caracterização física e química dos resíduos esgotados de fossa encontrados na literatura mundial e brasileira.

Referências	Sólidos Totais (mg.L)	Sólidos Suspensos Totais (mg.L ⁻¹)	DBO (mg.L ⁻¹)	DQO (mg.L ⁻¹)	Amônia (mg.L ⁻¹)	Fósforo Total (mg.L ⁻¹)	Óleos e Graxas (mg.L ⁻¹)
Kolega et al., (1977)	22.400	2.350	4.794	26.162	72	-	-
Segall, Ott e Moeller (1979)	11.600	9.500	5.890	19.500	100	190	-
Rubin (1991)	(15.000 – 7.500)	-	-	9.900	-	-	-
USEPA (1994)	34.106	12.862	6.480	31.900	97	210	5.600
Eua	40.000	15.000	7.000	15.000	150	250	-

Jordânia	-	2.600	1.600	5.750	-	-	-
Indonésia	47.000	-	-	24.400	-	54	-
Tailândia	(15.000 – 25.000)	-	(2.500 – 3.000)	51.000	-	-	-
Filipinas	31.000	-	5.500	12.800	209	-	-
Noruega	54.000	45.000	10.300	42.550	113	171	-
Gana	-	-	680	8.100	-	-	-
Polprasert (1996)	34.106	12.862	6.480	31.900	97	210	-
Koottatep et al., (2007)	(2.200 – 67.200)	(1.000 – 44.000)	(600 – 5.500)	(1.200 – 76.000)	(120 – 1.200)	-	-
Lens, Zeeman e Lettinga (2001)	-	(7.000 – 100.000)	(2.000 – 30.000)	(6.000 – 90.000)	(50 -150)	(40 -300)	-
Ingallinella et al., (2002)	-	10.644	1.189	5.918	152	39	-
Ait (2003)	(2.202 – 67.200)	(980 – 43.633)	(630 – 5.550)	(1.108 – 76.075)	(60 – 1.200)	(0,4 – 1.482)	-
Metcalf; Eddy (1995)	(5.000 – 100.000)	(1.240 – 17.350)	(1.020 – 4.800)	(2.400 – 16.000)	(38 – 149)	(6 – 67)	(6 – 8.533)
Meneses et al., (2001)	(2.280 – 39.238)	(1.240 – 17.350)	(1.020 – 4.800)	(2.400 – 16.000)	(38 – 149)	(6 – 67)	(6 – 8.533)
Cassini (2003)	(516 – 33.292)	(145 – 27.500)	2.808	(528 – 29.704)	(36 – 278)	(7 – 216)	(18 – 6.982)
Rocha; Sant’anna (2005)	(9 – 8.160)	(2 – 1.750)	(60 – 8.600)	(144 – 19.830)	(65 – 3.280)	(2 – 445)	(58 – 3.235)
Tachini Filho; Pinheiro (2006)	(655 – 162.660)	(215 – 134.000)	(230 – 47.200)	(474 – 56.000)	-	-	-
Leite et al., (2006)	(745 – 44.472)	-	(230 – 47.200)	(474 – 56.000)	-	-	-
Belli Filho et al., (2007)	7.186	2.064	1.890	6.199	58	90	327

Fonte - Adaptado de Ingunza et al., 2009.

Observa-se uma diversidade nos resultados apresentados tanto na literatura nacional quanto internacional. Atribui-se essa variância aos diferentes tipos de SITDE existentes, aos hábitos da população, bem como a origem do esgoto (residência, comércio, etc.) e a frequência de limpeza dos sistemas (KLINGEL et al., 2002).

De acordo com Al-as’ed e Hithnawi (2006) os valores encontrados no estudo de caracterização físico-química dos resíduos provenientes de fossas e tanques sépticos do

município de Albireh na Palestina foram muito mais altos que os evidenciados pela Agência da Proteção Ambiental Norte-Americana (USEPA, 1994; 1999). Em muitos aspectos, os constituintes dos resíduos foram semelhantes ao do esgoto sanitário afluente a ETE. Os autores afirmam que essa variação pode estar relacionada a diversos fatores, tais como, o design do tanque séptico, intervalo de limpeza, hábitos higiênicos e de vida. Além disso, o descarte de papel higiênico em cestos de lixo e a digestão anaeróbica parcial ocasionada no interior da fossa podem levar a uma baixa resistência dos resíduos.

A presença de altas concentrações de gordura, sólidos e detritos nos resíduos de SITDE pode causar o entupimento de tubulações e bombas. A natureza anaeróbia desses resíduos é resultado da presença de compostos como sulfeto de hidrogênio (H_2S), mercaptanos e outros compostos orgânicos sulfurosos.

Os resíduos esgotados de fossa e tanques sépticos possuem características distintas em função da origem do esgoto, que na maior parte, são constituídos de material orgânico fecal, matéria inorgânica e água. Os níveis de metais e outros poluentes não são significativos. O nitrogênio e o fósforo são os principais nutrientes encontrados nesses resíduos (RATIS, 2009).

3.4 Aspectos gerais do tratamento combinado de resíduos de fossa e tanque séptico em ETE

Os resíduos gerados nas fossas devem ser tratados e dispostos de forma ambientalmente correta, evitando assim o impacto ambiental negativo. Esse tratamento pode ocorrer de forma isolada: como o uso de biodigestores anaeróbios, lagoas, *wetlands*, estabilização alcalina (calagem), secagem com calor, valas de infiltração e por fim, a destinação em aterros; ou de forma combinada a um sistema de tratamento de esgoto (KLINGEL et al., 2002).

Atualmente, os projetos para dimensionamento de ETE não preveem eventuais resíduos que serão dispostos no sistema, tais como: percolado de aterro sanitário, lodo provenientes de Estações de Tratamento de Água (ETA) e resíduos provenientes de fossas e tanques sépticos (CAMPOS et al., 2009).

Uma opção conveniente e atrativa para tratar esses resíduos é a codisposição com o esgoto sanitário em ETE. Os componentes dos resíduos esgotados de fossa são similares aos do esgoto sanitário doméstico, apesar de serem mais fortes e concentrados (USEPA, 1999). A disposição desses resíduos em ETE é uma opção barata e ambientalmente vantajosa de lidar,

porém essa prática aumenta os custos de operação e manutenção em função da quantidade de resíduos dispostos na ETE, uma vez que eles são aproximadamente 50 vezes mais concentrado que o esgoto sanitário (FORREST & ASSOCIATES, 2005). Desta forma, Al-Sa'ed & Hithnawi (2006) preconizam o pré-tratamento adequado desses resíduos antes de descartá-los em um tratamento convencional.

O sistema biológico de uma ETE é dimensionado em função da vazão e das cargas orgânicas médias do esgoto sanitário afluente à ETE; apesar do sistema ser capaz de amortizar as vazões e cargas de picos diários. Deste modo, a maioria dos projetos de construção de ETE não engloba estudos de eventuais cargas orgânicas adicionais (como resíduos de SITDE e percolado de aterro que usualmente são dispostos nas ETE) que aportarão à estação, portanto, esse fator adicional poderá sobrecarregar a ETE, comprometendo sua eficiência (HEINSS, STRAUSS, 1999; CAMPOS et al., 2009).

Campos et al., (2009) afirmam que a disposição desses materiais em ETE:

Apesar de ser uma solução aparentemente simples, a problemática é complexa; deve ser conhecida, estudada e superada, caso a caso, pois são muitos os fatores intervenientes, como, por exemplo, o porte das instalações envolvidas, volume diário das descargas de lodo, a capacidade e a localização da ETE e a da área em que preponderam as fossas e os tanques sépticos, concepção da ETE e sua eficiência exigida pela legislação e pelas condições locais etc (CAMPOS, et al., 2009, p.182).

Segundo Forrest e Associates (2005) os custos com o aumento de resíduos sólidos, como lodo e areia estão associados à codisposição de resíduos esgotados de fossa em ETE. Outros impactos também são referenciados, como:

- Aumento na geração de odor;
- Aumento da carga orgânica para os processos biológicos;
- Formação de espuma, o que pode dificultar a transferência de oxigênio nos sistemas aeróbios;
- Aumento no volume requerido para a disposição final do lodo formado;
- Aumento nas exigências de manutenção.

3.4.1 Interferências da codisposição de resíduos de fossas e tanques sépticos em estação de tratamento de esgoto

As fossas e tanques sépticos não são capazes de tratar eficazmente o esgoto, deste modo, é necessário destinar os resíduos gerados nesses sistemas para um de tratamento apto a

adequá-los aos padrões de lançamento e de qualidade do corpo receptor, a fim de diminuir os impactos negativos no meio ambiente (MEDEIROS, 2009).

Gonçalves (2008) afirma que a disposição de resíduos de fossas e tanques sépticos em ETE pode ser uma alternativa proveitosa e econômica, além de ser uma opção segura e com impacto ambiental reduzido; entretanto, deve levar em conta as características físico-químicas dos resíduos, o nível de estabilização da matéria orgânica, a quantidade de sólidos suspensos e o grau de patogenicidade, uma vez que essas características são distintas do esgoto sanitário.

Bischofs et al., (1987) *apud* Heinns e Strauss (1999) relataram a operação de um digestor anaeróbio onde foi adicionado até 50% de resíduos de fossas e tanques sépticos. Os autores afirmam que a codisposição nesse tipo de sistema não ocasionou nenhum problema.

Tachini (2002) avaliou o tratamento conjunto de resíduos de tanques sépticos e esgotos domésticos em um reator anaeróbio de leito fluidizado (RALF) em escala real, que recebeu esgotos domésticos coletados em Blumenau/SC, com vazão de esgoto sanitário da ordem de $13,16 \text{ L.s}^{-1}$. A vazão média e máxima de projeto são $40,7 \text{ L.s}^{-1}$ e 75 L.s^{-1} , respectivamente.

Os resíduos foram adicionados na entrada da ETE, e juntamente com o esgoto sanitário passavam pelo tratamento preliminar, e então conduzido até o reator por gravidade. As descargas dos resíduos tinham frequência sistematizada, exceto nos finais de semanas e feriados. O volume médio de descargas de caminhões limpa-fossa foi de $8,75 \text{ m}^3.\text{dia}^{-1}$ e a Taxa de Aplicação Volumétrica (TAV) de resíduos foi de 0,77%.

A pesquisa de Tachini (2002) foi dividida em duas etapas: (I) monitoramento do sistema sem a adição dos resíduos; (II) período de estudo combinando esgoto sanitário e os resíduos descartados de caminhões limpa-fossas. Na primeira fase o reator RALF apresentou eficiência satisfatória na remoção de DBO, superior a 64%; na segunda fase do estudo houve um pequeno acréscimo na eficiência de remoção de carga orgânica, sendo de 66% para DBO e aproximadamente 66% para DQO. Para os sólidos, a eficiência na remoção (primeira fase) de ST, STF e STV foi de 26,3%, 6% e 42%, respectivamente. No período de aplicação de resíduos, a remoção foi bem maior, chegando a uma eficiência de 51,6% para os ST, 64,3% para os STF e 20,7% para os STV.

O referido autor concluiu que na segunda fase houve uma perturbação em termos de carga orgânica, pois ocorreu um incremento de biossólidos primários. Porém, evidenciou-se um ligeiro aumento na eficiência de remoção de carga orgânica, atingindo índices semelhantes à primeira fase. Desta forma, a codisposição de resíduos de fossas e tanques

sépticos com o esgoto sanitário em ETE do tipo RALF foi mencionada pelo autor como uma alternativa viável.

Pierotti (2007) avaliou a partida de um reator UASB, em escala real, tratando esgoto sanitário, com e sem adição de inóculo. A pesquisa foi dividida em duas etapas: (I) sem adição de inóculo, (II) com adição de inóculo. A vazão de esgoto afluyente na fase I foi de $480 \text{ m}^3.\text{dia}^{-1}$ e na fase II foi de $600 \text{ m}^3.\text{dia}^{-1}$. O TDH foi de 6 e 5 h, respectivamente na primeira e segunda fase, sendo o de final de plano de 8 h. A ETE em estudo recebia clandestinamente resíduos de fossas sépticas provenientes de 120 chácaras, os quais eram lançados no poço de visita da rede coletora de esgoto da estrada que dá acesso à estação. Os lançamentos eram realizados três vezes na semana, totalizando 50 a 70 m^3 semanais, cerca de $8 \text{ m}^3.\text{dia}^{-1}$ e TAV de 1,4%. A pesquisadora observou que durante a fase II, em três dias distintos em que ocorreram esses descartes, houve influência negativa na remoção de sólidos totais e sólidos suspensos totais, que passou de 60% de eficiência para 29%. Entretanto, não houve queda da eficiência na remoção de DQO.

Viera, Carvalho, Campos (2005) avaliaram o desempenho do reator UASB da ETE - Lages em Aparecida de Goiânia – GO durante sua fase inicial de operação. A vazão média aplicada ao sistema foi de $6,0 \text{ L.s}^{-1}$, muito abaixo da vazão média de projeto, 25 L.s^{-1} . Os autores relataram que na 29ª semana houve uma queda na eficiência de remoção de DQO. Tal fato, segundo os autores, pode estar atribuído a possível interferência de resíduos de fossas, pois nesse período, a ETE recebeu cerca de dez caminhões limpa-fossa diariamente.

Resch (1982) *apud* Heinss e Strauss (1999) constatou que cargas intermitentes de resíduos de fossas e tanques sépticos, lançados em um sistema de lodo ativado em escala piloto, resultaram na diminuição da ordem de 20 – 30% na eficiência de remoção de DBO, em relação ao fornecimento de carga contínua ao sistema. Problemas como o decréscimo na transferência de oxigênio na unidade de aeração, inibição da atividade microbológica e nas propriedades de sedimentação, podem surgir a partir do excesso de óleos e graxas presentes nos resíduos de fossas e tanques sépticos. Os autores não comentaram as condições operacionais do sistema nem a TAV utilizada.

De acordo com USEPA (1994) os resíduos provenientes de fossas e tanques sépticos possuem má sedimentabilidade. A combinação desses resíduos com o esgoto sanitário não deve exceder 300 mg.L^{-1} de óleos e graxas, pois pode ocasionar decréscimo na transferência de oxigênio na unidade de aeração, inibição da atividade microbiana e nas propriedades de sedimentação. Além disso, a instalação de unidades de flotação pode tornar-se necessária.

Al-as'ed e Hithnawi (2006) estudaram os impactos da codisposição de resíduos de fossas e tanques sépticos na estação de tratamento de esgoto da cidade de Albireh, localizada na Palestina. A ETE com vazão de $3.038 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$ recebeu diariamente 153 m^3 de resíduos de fossas e tanques sépticos, deste modo a TAV utilizado na pesquisa foi de 5%. O processo biológico envolvido no tratamento é o de lodo ativado de baixa carga, que além de remover compostos carbonáceos também consegue reduzir a carga de nitrogênio pelos processos biológicos de nitrificação e desnitrificação.

Segundo os autores, com a TAV aplicada, a codisposição dos resíduos de fossas e tanques sépticos com o esgoto sanitário exerceu consumo energético adicional devido à demanda de oxigênio do tanque de oxidação para os processos biológicos.

Segundo Heinns & Strauss (1999), os seguintes impactos foram observados e reportados em ETE, tipo lodo ativado, sobrecarregadas com resíduos de fossas e tanques sépticos. Os autores não apresentaram a TAV e as condições operacionais do sistema;

- Diminuição dos teores de oxigênio nas unidades de aeração,
- Problemas com odor e formação de espuma no tanque de aeração,
- Acumulação de espuma nos decantadores,
- Coloração marrom-amarelada do efluente.

Outra solução que pode ser adotada é a codisposição em lagoas de estabilização. No Brasil e no mundo esses sistemas são umas das principais técnicas de tratamento de esgoto, seja doméstico ou industrial, devido à sua facilidade de operação e manutenção, condições climáticas favoráveis e dispensa de equipamentos sofisticados, salvo em lagoas aeradas, além da alta eficiência na remoção de DBO e micro-organismos patogênicos. Os sistemas de lagoas de estabilização municipais são geralmente utilizados para tratar os resíduos de fossas e tanques sépticos (STRAUSS; LARMIE; HEINSS, 1997). Porém, a sobrecarga orgânica ou presença de grandes concentrações de outros poluentes nesses resíduos podem interferir negativamente no desempenho das lagoas.

Em alguns países como República do Botswana, Tanzânia, África do sul, os resíduos de fossas e tanques sépticos são codipostos nas ETE, geralmente em lagoas de estabilização, o que pode levar à sobrecarga orgânica caso operado acima da faixa ideal de projeto (STRAUSS; LARMIE; HEINSS, 1997).

Segundo Heinns, Larmie, Strauss (1998), vários problemas são evidenciados no processo de cotratamento de resíduos de fossas e tanques sépticos e esgoto sanitário em sistemas de lagoas de estabilização, como:

- ✓ Sobrecarga orgânica nas lagoas anaeróbias e facultativas. Esse excesso pode levar à exalação de odor e impedir o desenvolvimento de condições aeróbias nas lagoas facultativas;
- ✓ Em função da elevada concentração de sólidos nos resíduos de fossas e tanques sépticos, as lagoas podem acumular com lodo em taxas mais rápidas que as projetadas;
- ✓ Os resíduos de fossas e tanques sépticos contêm elevadas concentrações do íon amônio, o qual impede ou suprime o desenvolvimento de algas nas lagoas facultativas, promovendo assim um déficit na realização da fotossíntese e conseqüentemente ocasionando baixos níveis de oxigênio dissolvido na massa líquida disponíveis para os micro-organismos aeróbios.

Em sistemas de lagoas de estabilização existentes, a carga adicional permitida de resíduos de fossas e tanques sépticos é dependente da carga orgânica já exercida pelo esgoto sanitário. (HEINSS; STRAUSS, 1999).

Strauss; Larmie; Heinss (1997) afirmam que desde que os sistemas de lagoas de estabilização não sejam designados para tratar carga orgânica adicional dos resíduos de fossas e tanques sépticos, as lagoas facultativas podem se tornar anóxicas ou anaeróbias, em função de sobrecarga orgânica no sistema.

Naqibullah (1984) *apud* Strauss, Larmie, Heinss (1997) investigou os efeitos da codisposição de resíduos de fossas e tanques sépticos e esgoto sanitário em um sistema de lagoas em estabilização (escala piloto) em Bangkok. A planta era composta por uma lagoa facultativa seguida por duas lagoas de maturação em série. A Taxa de Aplicação Superficial (TAS) da lagoa facultativa era de 180 kg DBO/ha.dia. O esgoto sanitário foi comisturado com um percentual de 0, 2, 10 e 20% de resíduos de fossas e tanques sépticos. Os resultados indicaram que a biomassa algal foi maior quando utilizada a TAV de 10%, nas lagoas facultativas. A concentração de oxigênio dissolvido (OD) nas lagoas 2 e 3 também foi maior utilizando essa taxa. O autor explicou que a mistura de resíduos de fossas e tanques sépticos causou uma mudança nas proporções de nutrientes do efluente bruto na entrada da lagoa. O carbono, nitrogênio e fósforo estiveram desta forma, mais disponíveis para as bactérias depurarem o esgoto, pois se apresentam em ralações mais próximas à necessária de CNP para as células desses micro-organismos, que se estivesse tratando somente esgoto sanitário. Entretanto, com a adição de 20% de resíduos de fossas e tanques sépticos o OD ficou nulo em todas as 3 lagoas. A TAS na lagoa facultativa com essa taxa de aplicação foi para 650 kg DBO/ha.dia. Essa redução de O₂ na massa líquida pode estar relacionada à conseqüente sobrecarga orgânica no sistema. Houve um incremento na carga de coliformes termotolerantes

com a adição de 10 e 20% de resíduos de esgotados de fossas. Devido à elevada concentração de DQO no afluente, a concentração do efluente da lagoa 1 aumentou de 100 mg.L⁻¹ para 120 e 180 mg.L⁻¹ sob adições de 10 e 20% dos resíduos, respectivamente.

Nas lagoas anaeróbias com o aumento da sobrecarga orgânica, o pH da lagoa tende a cair, influenciando diretamente na inibição do crescimento e desenvolvimento das Arquéias metanogênicas, as quais realizam o processo de estabilização final da matéria orgânica. Além disso, quando ocorre o excesso de sobrecarga orgânica nesses sistemas há também o aumento de exalação de odores desagradáveis, o que pode provocar problemas com a vizinhança.

Segundo Klingel et al., (2002), as lagoas anaeróbias podem remover de 60 – 70% de DBO e não gerar odor desagradável quando operadas com carga orgânica de 0,25 – 0,35 kg DBO/m³.dia, já as lagoas facultativas são projetadas com cargas máximas de 350 kg DBO/ha.dia.

Em concentrações elevadas, a amônia é tóxica para a microbiota (bactérias e algas) presente nos sistemas de lagoas de estabilização. Portanto, a concentração de amônia nas lagoas facultativas é um fator limitante para que haja a adição de resíduos de fossas e tanques sépticos.

Heinns e Strauss, (1999) afirma que o valor máximo de amônia considerado como seguro é de 20 mg.L⁻¹ e de 400 mg.L⁻¹ para o íon amônio. Os resíduos de fossas retidos por um maior período de tempo (mais velhos) geralmente possuem concentração de NH₄ de 400 mg.L⁻¹, já os mais frescos, contêm concentrações de NH₄ da ordem de 5.000 mg.L⁻¹, o que poderia inibir o crescimento de algas quando codispostos em lagoas facultativas e de maturação.

Oliveira (2007) avaliou os efeitos do recebimento de lodo gerado em ETA em lagoas de estabilização do tipo, anaeróbia seguida de facultativa. O trabalho foi dividido em duas etapas: (I) antes do recebimento dos resíduos, e (II) após descargas do lodo da ETA na rede de esgoto. Além dos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos, verificou-se a interferências da codisposição no aumento da espessura da camada de lodo depositado na lagoa anaeróbia. A lagoa foi dividida em nove seções batimétricas e calculou-se o volume da taxa de acúmulo de lodo, sem a interferência dos resíduos de ETA e, posteriormente com a disposição dos resíduos. Não há relatos da taxa de aplicação dos resíduos de ETA no estudo.

O sistema apresentou eficiências de remoção de DBO, de 90,5% na primeira fase e 88,8% na segunda. Quanto à remoção de DQO, os resultados demonstraram que a aplicação

do lodo da ETA na ETE não interferiu na eficiência do sistema, onde os resultados da segunda fase (67,9%) se mantiveram próximos aos da primeira fase (74,7%).

A taxa de acumulação de lodo foi de 14,6 cm/ano na 1ª fase e 16,3 cm/ano na 2ª fase. Após os ensaios batimétricos observou-se que tanto na 1ª quanto na 2ª fase do projeto, a média da taxa de acumulação anual de lodo se manteve próxima a 10,0 e 18 cm/ano, respectivamente, não apresentando variação significativa no volume total acumulado.

3.4.2 Sistema de lagoas de estabilização para o tratamento de resíduos líquidos

Segundo Mota (2006) as lagoas de estabilização constituem em um processo de tratamento de efluentes que aplica os fenômenos naturais para a depuração dos poluentes, indicadas para regiões de clima tropical. Para Silva Filho (2007) esses sistemas atuam como biorreatores de águas lânticas, relativamente rasos, cuja principal finalidade é a remoção da matéria orgânica presente em efluentes domésticos ou industriais por meio da ação biológica de micro-organismos.

As lagoas de estabilização constituem as formas mais simples para o tratamento de efluentes, existindo diversas formas, com diferentes níveis operacionais e requisitos de área. São classificadas de acordo com a atividade metabólica predominante no processo de degradação da matéria orgânica, assim têm-se as lagoas facultativas, o sistema de lagoas anaeróbias seguidas por lagoas facultativas, lagoas aeradas facultativas e sistema de lagoas aeradas de mistura completa seguida por lagoas de decantação. Há também as lagoas de maturação cuja principal objetivo é a remoção de micro-organismos patogênicos (VON SPERLING, 2002).

3.4.2.1 Lagoa anaeróbia

Nas lagoas anaeróbias a estabilização da matéria orgânica ocorre na ausência de oxigênio dissolvido, desta forma preconiza o lançamento de uma grande carga de matéria orgânica (DBO) por unidade de volume da lagoa, da ordem de 0,1 a 0,4 kg DBO/m³.dia, fazendo com que a taxa de consumo de oxigênio seja várias vezes superior à taxa de produção, garantindo condições estritamente anaeróbias no interior da lagoa. De acordo com Steil (2007) *apud* Saqqar e Pescod (1995a) a taxa de carga orgânica volumétrica (TCOV)

aplicada nas lagoas anaeróbias é bastante variada, encontrando-se na faixa de 33 a 600 g DBO/m³.dia.

O mecanismo de conversão da matéria orgânica nas lagoas anaeróbias independe do processo de fotossíntese realizado pelas algas, diferente do que se observa nas lagoas facultativas, onde a depuração da matéria orgânica é de fato dependente do metabolismo algal (VON SPERLING, 2002).

Os principais mecanismos de remoção da matéria orgânica nas lagoas anaeróbias são ocasionados pelo processo de sedimentação e formação do lodo no fundo da lagoa, e posteriormente digestão via anaerobiose. A fermentação anaeróbia é dividida resumidamente em dois processos (VON SPERLING, 2002; JORDÃO E PESSÔA, 2011).

- Acidogênese ou digestão ácida – a matéria orgânica mais complexa é convertida em compostos mais simples, principalmente em ácidos orgânicos. Nessa etapa o pH baixa e há geração de compostos mal cheirosos como o gás sulfídrico e mercaptanas.
- Metanogênese ou fermentação alcalina – os compostos produzidos na digestão ácida são melhores assimiláveis pelas Arquéias metanogênicas, as quais os transformam em metano (CH₄), gás carbônico (CO₂) e água. Nessa etapa os maus odores desaparecem, ocorrendo a formação de espuma de cor acinzentada. É na metanogênese que de fato acontece o processo de remoção da matéria orgânica por meio do desprendimento do metano para a atmosfera.

Segundo Von Sperling (2002), a eficiência de remoção de DBO nas lagoas anaeróbias é da ordem de 50% a 70%. Jordão e Pessoa (2011), afirmam que esses sistemas oferecem redução da matéria orgânica na faixa de 50% até 60% e conclui que efluente desses sistemas geralmente necessita de pós-tratamento, tais como lagoas facultativas secundárias.

As lagoas anaeróbias geralmente possuem profundidade entre 3,0 m a 5,0 m (VON SPERLING, 2002; JORDÃO E PESSÔA, 2011). A profundidade é um parâmetro importante no dimensionamento desses sistemas, visto que assim, a lagoa expõe uma menor área superficial, bem como há uma menor ação do meio externo sobre a massa líquida, o que garante anaerobiose total do sistema.

O tempo de detenção hidráulico (TDH) aplicado para lagoas anaeróbias deve ser satisfatório para promover a sedimentação dos sólidos e a degradação anaeróbia da matéria orgânica, além do mais, o TDH deve atender também ao tempo de geração das Arquéias metanogênicas (entre 2 e 5 dias); essas bactérias são responsáveis pela mineralização da matéria orgânica. O tempo aplicado em lagoas anaeróbias é da ordem dos 2 e 5 dias (JORDÃO E PESSÔA, 1995). Von Sperling (2002) afirma que com TDH acima de 6 dias,

uma lagoa anaeróbia poderia funcionar como uma lagoa facultativa, deste modo haveria a produção de oxigênio decorrente do processo de fotossíntese. Tal processo é indesejável pelo fato do O_2 ser tóxico para as Arquéias metanogênicas. As lagoas anaeróbias são amplamente utilizadas em países de clima quente, e quando operadas com TDH entre 1,0 – 5,0 dias a eficiência na remoção de DBO nesses sistemas pode ser de 60 – 85% (HEINSS; LARMIE; STRAUSS, 1998). A figura 8 ilustra os processos físico-químicos envolvidos nas lagoas anaeróbias.

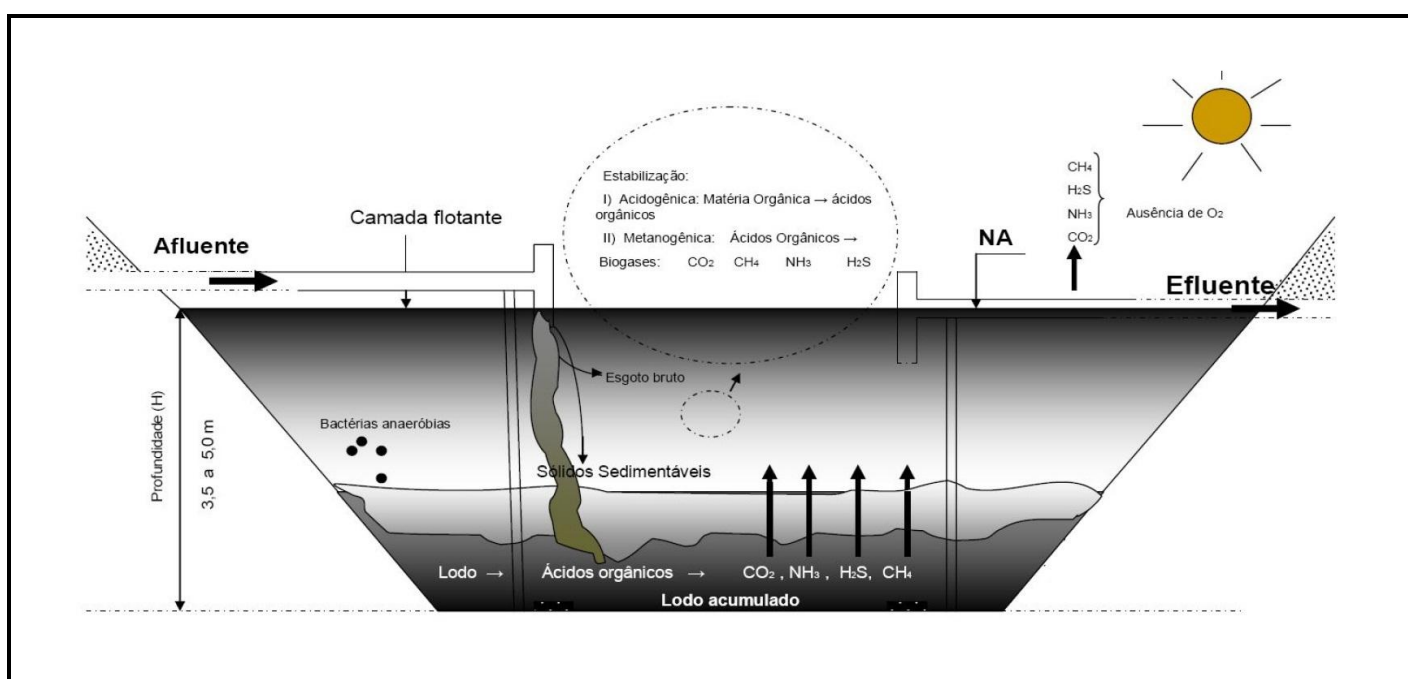


Figura 8 - Esquema dos processos envolvidos nas lagoas anaeróbias.

Fonte – Silva Filho, (2007).

3.4.2.2 Lagoa facultativa

A lagoa facultativa quando projetada para receber esgoto bruto é denominada de lagoa facultativa primária, já a que recebe efluente de um sistema como lagoa anaeróbia, aerada ou mesmo após uma ETE, recebe o nome de lagoa facultativa secundária (JORDÃO & PESSÔA, 1995).

Nesses sistemas observa-se a dualidade ambiental. A digestão anaeróbia é realizada no fundo da lagoa (degradação do lodo) decorrente da sedimentação dos sólidos e a matéria orgânica solúvel e finamente particulada dispersa na massa líquida é oxidada por meio de processos aeróbios. Deste modo, observa-se que a degradação dos compostos

orgânicos é dependente de oxigênio dissolvido, o qual é suprido no processo de fotossíntese, realizado pelas algas (VON SPERLING & CHERNICHARO, 2005).

- ✓ Respiração aeróbia – processo bioquímico realizado por bactérias aeróbias, com consumo de O_2 e produção de CO_2 .
- ✓ Fotossíntese – reações bioquímicas efetuadas por algas *Chlamydomonas*, *Pyrobotrys* e *Euglena*, que utiliza o CO_2 e libera O_2 .

Diferente dos processos anaeróbios que liberam odores desagradáveis, nos aeróbios há oxidação dos compostos odoríferos, por meio da conversão do sulfeto (H_2S) a bissulfeto (HS^-). Na lagoa facultativa a remoção de DBO é da ordem de 75 – 85%, coliformes entre 90 – 99%, nitrogênio e fósforo inferior a 60% e 35%, respectivamente (VON SPERLING, 2002).

As lagoas facultativas são projetadas com grandes áreas superficiais possibilitando assim uma melhor exposição de luz solar, influenciando positivamente no processo de fotossíntese, profundidade entre 1,5 e 2,0 m e TDH de 15 a 45 dias. A taxa de aplicação (TAS) é expressa em termos de DBO por unidade de área da lagoa. No Brasil, a TAS está entre 100 a 300 kgDBO/ha.dia, sendo esse parâmetro variante em função do clima, temperatura local, latitude, exposição solar e altitude (VON SPERLING, 2002).

O efluente da lagoa facultativa diferente das lagoas anaeróbias é esverdeado em função da presença de algas, as quais possuem relação com os sólidos suspensos (SS). Essas algas podem ou não causar uma depleção de oxigênio dissolvido quando lançadas no corpo receptor (VON SPERLING; CHERNICHARO, 2005). Em decorrente do processo de fotossíntese o efluente de lagoa facultativa possui elevado teor de oxigênio dissolvido (VON SPERLING, 2002). A figura 9 ilustra os processos de decomposição da matéria orgânica em lagoas facultativas.

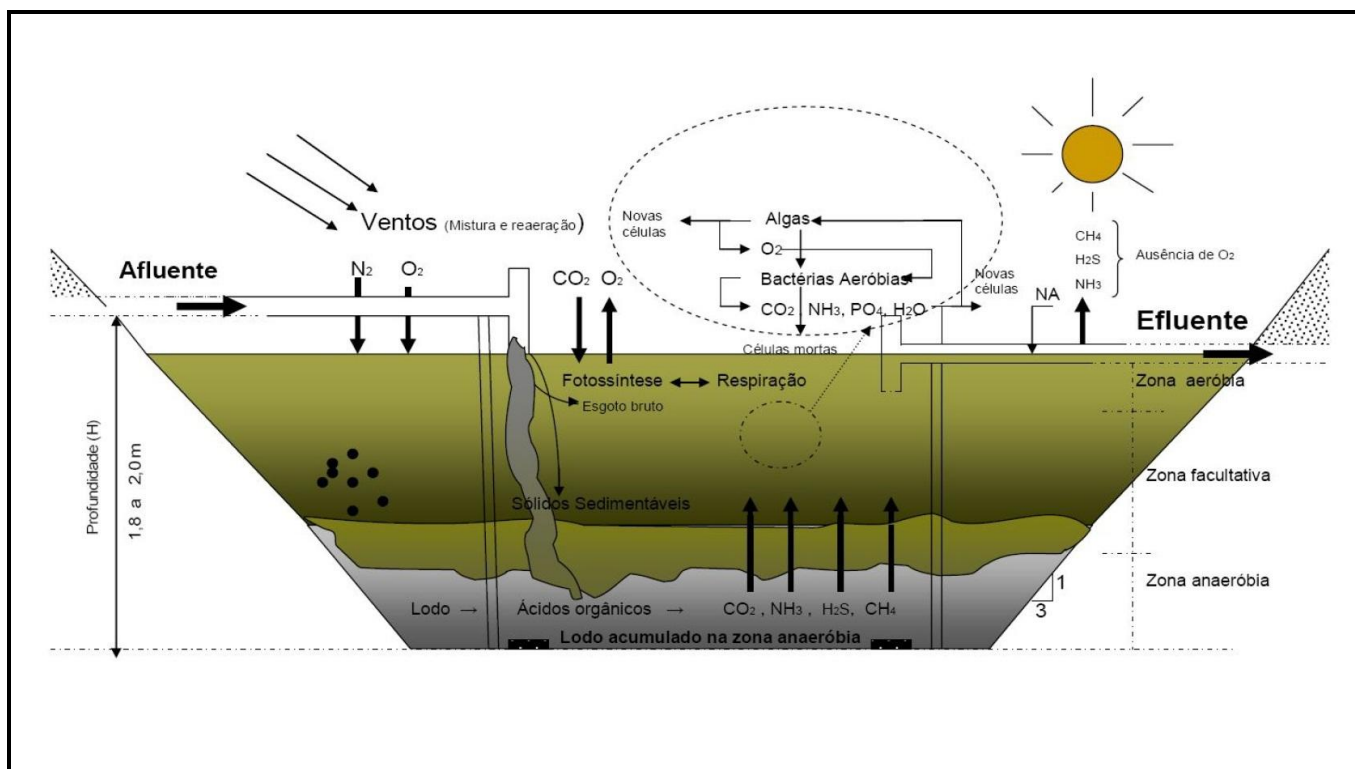


Figura 9 - Esquema dos processos envolvidos nas lagoas facultativas.

Fonte – Silva Filho, (2007).

3.4.2.3 Lagoa facultativa aerada

Semelhante aos processos ocorridos em uma lagoa facultativa, na lagoa facultativa aerada o oxigênio necessário para oxidação da matéria orgânica por micro-organismos aeróbios é fornecido por aeradores, deste modo, devido à introdução de mecanização, nesses sistemas a operação e manutenção é mais complexa quando comparado com lagoas facultativas convencionais, além do aumento do consumo de energia elétrica (VON SPERLING, 2002).

Apesar do suprimento de oxigênio ser dado por aeradores mecânicos, a energia introduzida por esses equipamentos representada pela densidade de potência, não é capaz de estabelecer uma mistura completa dos sólidos no sistema, permitindo a sedimentação dos sólidos suspensos e conseqüentemente, formação do lodo no fundo da lagoa. Deste modo, os sólidos que sedimentam são depurados por micro-organismos anaeróbios, enquanto os dissolvidos e suspensos de menor dimensão são degradados via oxidativa (JORDÃO & PESSÔA, 1995).

Segundo Mota (2006), esses sistemas são usados quando se deseja reduzir a área da lagoa, visto que lagoas facultativas convencionais ocupam extensas áreas. Sperling (2002), afirma que quando lagoas facultativas convencionais se sobrecarregam e não há áreas para expansão (geralmente indústrias), essas podem ser convertidas em lagoas facultativas aeradas com a introdução de aeradores.

Diferente das lagoas facultativas convencionais que são dimensionadas em função da área superficial (TAS), as lagoas facultativas aeradas independem desse parâmetro, uma vez que esses sistemas dispensam os processos ocasionados pela fotossíntese. O TDH nesses sistemas usualmente segue valores adotados entre 5,0 a 10,0 dias. A profundidade a ser adotada segue critérios de compatibilidade com o sistema de aeração e necessidade de uma camada aeróbia de aproximadamente 2,0 m para oxidação dos gases produzidos na degradação anaeróbia do lodo, geralmente entre 2,5 a 4,0 m. A densidade de potência nas lagoas facultativas aeradas segue a faixa de 0,75 a 1,50 W/m³ (VON SPERLING, 2002).

3.4.2.4 Lagoa aerada de mistura completa seguida de lagoa de decantação

Nesses sistemas, a densidade de potência introduzida pelos aeradores permite uma mistura completa dos sólidos presentes no afluente, impossibilitando a formação de lodo no fundo da lagoa. Essas lagoas podem ser mais rasas uma vez que dispensam espaço para a deposição do material sedimentado (JORDÃO & PESSÔA, 1995).

A qualidade do efluente nesses sistemas não é adequada para o lançamento direto no corpo receptor, uma vez que há uma elevada concentração de sólidos suspensos no efluente dessas lagoas. Deste modo, esses sistemas requerem um pós-tratamento, onde os fenômenos de sedimentação e estabilização possam ocorrer (lagoas de decantação). O TDH nas lagoas aeradas de mistura completa é relativamente menor que em sistemas de lagoas facultativas aeradas, da ordem de 2,0 a 4,0 dias, a profundidade na faixa de 2,5 m a 4,0 m. A densidade necessária para que os sólidos permaneçam em total suspensão na massa líquida da lagoa é $\geq 3,0$ W/m³. Já nas lagoas de decantação o TDH recomendado é de $\leq 2,0$ dias, para evitar o crescimento de algas e profundidade $\geq 3,0$ m permitindo uma camada aeróbia acima do lodo (SPERLING, 2002).

3.5 A ETE – Anápolis

3.5.1 Localização e caracterização operacional da ETE – Anápolis

A ETE – Anápolis teve o início de sua operação em 1990 e esta localizada nas proximidades do bairro jardim primavera, região leste da cidade. O município possui 335.032 habitantes (BRASIL, 2010), e apenas 47% da população é servida por rede de esgoto (BRASIL, 2012), desta forma a maior parcela da população utiliza de SIDTE.

A ETE de Anápolis foi implantada de acordo com o projeto elaborado pela SIGMA Engenharia, em 1985 e 1989. O projeto inicial dimensionou a ETE para uma população efetiva de 224.744 habitantes e uma população equivalente às descargas industriais de 31.466 habitantes, perfazendo um total de 256.210 habitantes. Posteriormente, quando da elaboração do projeto para atendimento de áreas não contempladas no projeto inicial, foi prevista a implantação de um novo conjunto de lagoas (terceiro módulo) e a ampliação da capacidade das unidades de pré-tratamento, além da estação elevatória de chegada. Estas unidades foram dimensionadas para população atendida de 309.827 habitantes. O terceiro módulo não foi implementado.

Os parâmetros de projeto utilizados para o dimensionamento da ETE – Anápolis encontram-se no quadro 1.

Quadro 1– Parâmetros de dimensionamento da ETE – Anápolis

PARÂMETRO	VALOR
Coeficiente do dia de maior contribuição (k1)	1,2
Coeficiente da hora de maior contribuição (K2)	1,5
Coeficiente da hora de menor contribuição	0,5
Coeficiente de retorno esgoto/água (C)	0,8
Consumo per capita de água	200 L/hab.dia
Taxa de infiltração	0,0005 L/s.m de rede
Alcance de projeto	16 anos
Carga Orgânica	13.971 Kg DBO/dia

Fonte: Sigma Engenharia de Projetos LTda, (1985)

O sistema preliminar da ETE - Anápolis é constituído de grade grosseira, grade fina e desarenador. O tratamento biológico é composto por dois módulos idênticos de lagoas de estabilização, cada um possui duas lagoas anaeróbias, seguida de uma lagoa facultativa

aerada e uma lagoa de decantação (Figura 10). O efluente tratado é lançado no córrego das antas (PEREIRA, 2007).

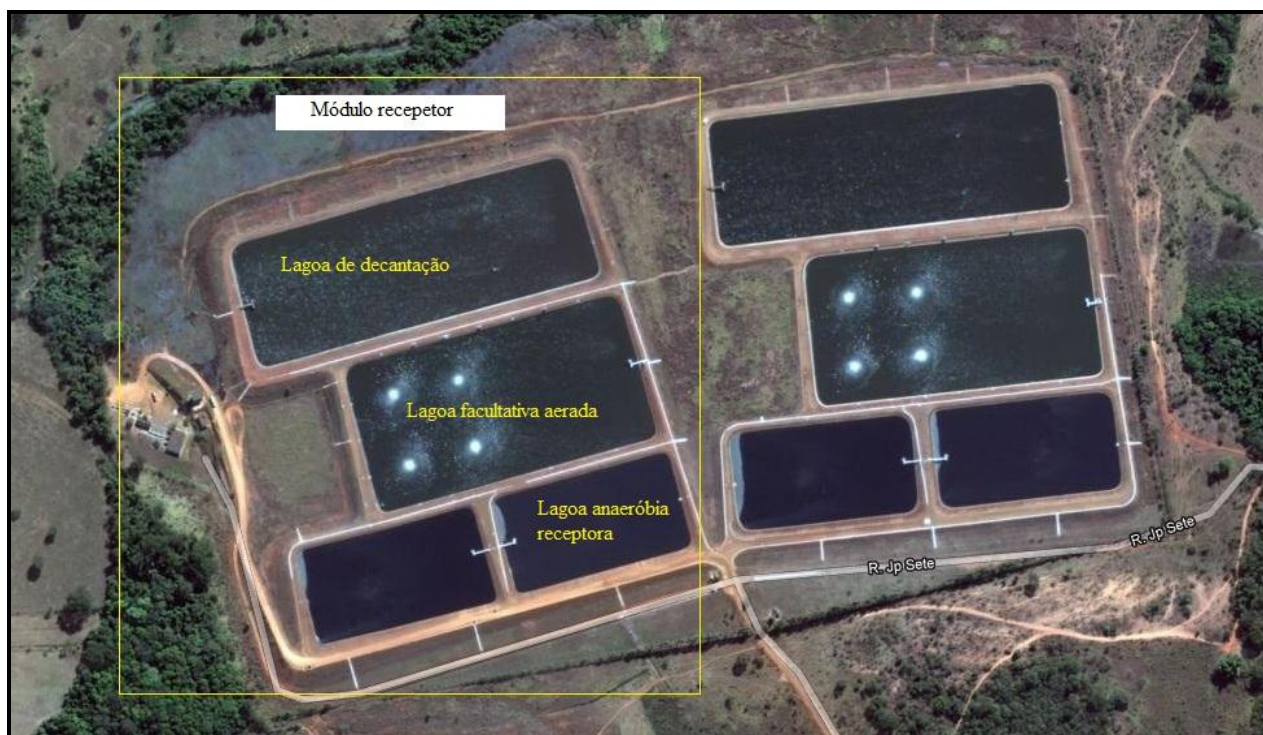


Figura 10 - Vista aérea da ETE- Anápolis (Fonte - Google Earth).

Na tabela 6 encontram-se as características físicas e operacionais do sistema biológico da ETE – Anápolis.

Tabela 6 - Características físicas das lagoas da ETE - Anápolis

Parâmetros	Tipo de lagoa		
	Anaeróbia	Facultativa aerada	Decantação
Comprimento (fundo) (m)	140	236,5	291,25
Comprimento (nível d'água) (m)	160	251,5	308,75
Largura (fundo) (m)	65	114,5	91,25
Largura (nível d'água) (m)	85	129,5	108,75
Profundidade (m)	4	3	2
Área superficial (m ²)	13.600	32.569,25	33.576,56
Volume útil (m ³)	45.000	89.304	105.000
TDH (dias)	3	3	2

Fonte – Pereira, 2007.

A ETE – Anápolis foi projetada para operar inicialmente como um sistema de lagoa aerada de mistura completa, o qual permite uma total dispersão dos sólidos suspensos na lagoa, porém Pereira (2007) evidenciou que as lagoas aeradas funcionavam na verdade como lagoas facultativas aeradas, devido à baixa densidade de potência introduzida pelos aeradores. Assim, no ano de 2007 foram retirados quatro aeradores de cada lagoa aerada, tornando-as de fato, lagoas facultativas aeradas.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Caracterização quantitativa e qualitativa dos resíduos de fossas e tanques sépticos gerados no município de Anápolis.

4.1.1 Plano de amostragem

As amostras dos resíduos de fossas e tanques sépticos foram coletadas mensalmente, e provenientes de cinco caminhões limpa-fossas distintos que utilizaram a ETE – Anápolis para disposição final de seus resíduos.

Para cada caminhão foi definido um total de cinco alíquotas simples que posteriormente, compuseram uma única amostra composta, a fim de se obter maior representatividade. As alíquotas individuais foram retiradas em função da vazão de descarga e do volume do caminhão limpa-fossa.

Para determinação da vazão de descarga dos resíduos foram utilizadas as equações 1 e 2.

$$Q = V \times A \quad \text{Equação 1}$$

Onde: Q = vazão de resíduos de fossas e tanques sépticos ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$)
 V = velocidade da descarga ($\text{m}.\text{s}^{-1}$)
 A = Área da seção do mangote (m^2)

$$V = \sqrt{2gh} \quad \text{Equação 2}$$

Onde: V = velocidade do líquido (m/s)
 g = gravidade (m/s^2)
 h = altura da lâmina líquida no interior do tanque do caminhão limpa-fossa (m)

Utilizou-se a equação 3 que forneceu o volume das alíquotas em função da vazão.

$$V = \left(\frac{Q_i}{\Sigma Q} \right) v \quad \text{Equação 3}$$

Onde: V = volume a ser coletado de resíduos de fossas e tanques sépticos (mL)
 Q_i = Vazão inicial dos resíduos ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$)

ΣQ = Somatório das vazões ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)

v = Volume total da amostra (mL)

No período do estudo aplicou-se um questionário ao motorista do caminhão limpa-fossa, a fim de obter dados a respeito da origem (residência, comércio, indústria, restaurante, etc.), tipo de SITDE (fossa absorvente ou sumidouro, tanque séptico, fossa química), intervalo de limpeza do sistema. Também, foi feito um levantamento, por meio das ordens de serviço que as empresas entregavam ao operador da ETE, no momento de descarte. Assim, pode-se quantificar o volume mensal de resíduos que são descartados, na ETE, durante o período de estudo.

4.1.2 Parâmetros e método de análises utilizado para caracterização dos resíduos de fossas e tanques sépticos

Os parâmetros analisados foram definidos, baseando-se na avaliação dos poluentes e contaminantes encontrados nos esgotos domésticos, nos padrões estabelecidos pelas legislações e pelos parâmetros utilizados em estudos anteriores e citados no PROSAB (2009).

Em campo foi determinado o pH da amostra composta e posteriormente, a mesma foi acondicionada em caixa térmica, conservada a 4°C e levada ao Laboratório de Saneamento da Universidade Federal de Goiás (UFG). A caracterização qualitativa dos resíduos de fossas e tanques sépticos foi realizada mediante os ensaios apresentados no quadro 2, baseados no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* 21th, 2005.

Quadro 2 - Parâmetros e métodos analíticos utilizados para caracterização dos resíduos de fossas e tanques sépticos gerados no município de Anápolis – Go.

Parâmetros	Método	Número do método
pH	Potenciométrico	4500 H ⁺ B
DBO	Incubação por 5 dias a 20 °C	5210 B
DQO	Colorimétrico por refluxo fechado	5220 D
Sólidos totais	Gravimétrico	2540 B
Sólidos totais fixos	Gravimétrico	2540 E
Sólidos totais voláteis	Gravimétrico	2540E

Sólidos suspensos totais	Gravimétrico	2540 D
Sólidos suspensos fixos	Gravimétrico	2540 E
Sólidos suspensos voláteis	Gravimétrico	240 E
Sólidos sedimentáveis	Gravimétrico	2540 F
Nitrogênio total Kjeldahl	Titulométrico	4500
Nitrogênio amoniacal	Titulométrico	4500 NH ₃ C
Fósforo total	Ácido ascórbico	4500 – P E
<i>Escherichia coli</i>	Substrato enzimático	9221 B
Metais	Espectrometria por absorção atômica	3120 B

4.1.3 Ferramenta estatística utilizada para os dados de caracterização dos resíduos de fossas e tanques sépticos

Para o tratamento estatístico utilizou-se o *software* STATISTICA 7.0 para Windows.

Nos dados de caracterização qualitativa dos resíduos esgotados de fossas e tanques sépticos foi utilizada estatística descritiva para obter a mediana, e as medidas de dispersão - valores máximos, mínimos, e coeficiente de variação (CV).

Optou-se por utilizar a mediana como medida de tendência central (MTC) para avaliar os conjuntos de dados obtidos, pois se observou uma discrepância entre os valores máximos e mínimos dos parâmetros estudados, e desta forma, a utilização da média como MTC poderia ser influenciada pela dispersão dos valores máximos e mínimos evidenciados nos resultados.

O coeficiente de variação avalia a homogeneidade de um conjunto de dados e, conseqüentemente, verifica se a média é uma boa medida, para representar esse conjunto. De acordo com McArdle et al. (1990), o coeficiente de variação é uma estatística mais robusta, tendo em vista a independência da média, ausência de escala e robustez à presença de zeros. Considerando os valores de coeficiente de variação (CV), os resultados serão classificados, como: acentuadamente estáveis (CV < 25 %), moderadamente estáveis (CV entre 25 e 50 %), moderadamente instáveis (CV entre 50 e 75 %) e, acentuadamente instáveis (CV > 75 %). Esses limites foram estabelecidos com base no trabalho de Grossman et al. (1990).

O coeficiente de variação será mensurado, através da seguinte fórmula:

$$CV = \frac{s}{\bar{x}} \times 100$$

Onde, s representa o desvio padrão e, \bar{x} representa a média dos dados.

4.2 Interferências da codisposição dos resíduos na operação e manutenção do sistema de tratamento

4.2.1 Caracterização quantitativa do lodo depositado nas lagoas anaeróbias

A caracterização quantitativa do lodo das lagoas foi feita por meio de batimetria, com finalidade de verificar se a codisposição dos resíduos de fossas e tanques sépticos iria interferir na taxa de acúmulo de lodo. O estudo foi realizado apenas nas lagoas anaeróbias.

4.2.1.1 Demarcação das seções batimétricas

Realizou-se o piqueteamento em cada lagoa, definindo espaçamentos constantes. Os pontos foram marcados no concreto de proteção dos taludes, com cal e uma corda devidamente graduada (comprimento de 9,44 m). As marcações foram feitas no sentido do comprimento das lagoas. As dimensões das lagoas anaeróbias, os espaçamentos entre as seções e o total de pontos definidos na batimetria encontram-se no quadro 3.

Foram estendidas linhas de nylon (6,0 mm de espessura) presas em dois ganchos fixados nas extremidades dos taludes, nos pontos definidos nas seções batimétricas. As linhas foram colocadas no sentido da largura da lagoa. A figura 11 ilustra as seções batimétricas definidas para a mediação das alturas do lodo nas lagoas anaeróbias da ETE – Anápolis.

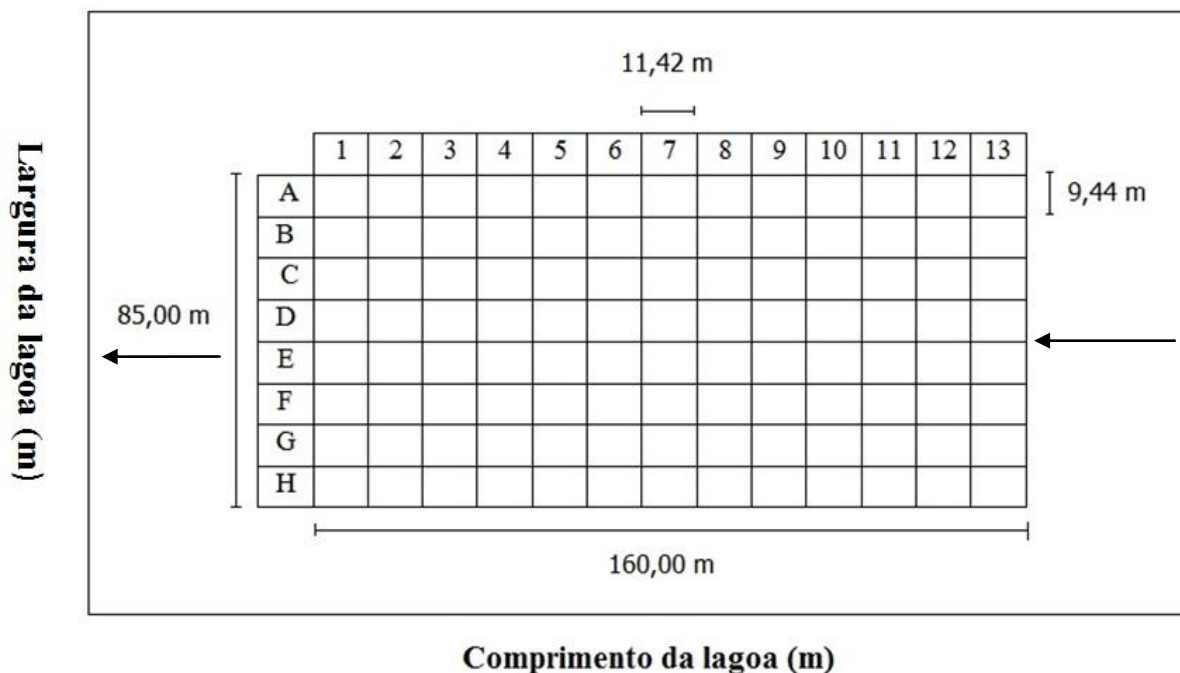


Figura 11 - Seções batimétricas definidas para a medição das alturas do lodo nas lagoas anaeróbias da ETE – Anápolis. As setas indicam o fluxo do esgoto sanitário na lagoa.

4.2.1.2 Medição das alturas do lodo

As medições das alturas do lodo nas lagoas anaeróbias foram realizadas em novembro de 2012, obtendo-se assim dados do volume de lodo antes do isolamento dos módulos. A etapa que contemplou avaliar as possíveis interferências no aumento do volume do lodo depositado nas lagoas anaeróbias foi realizada no final do mês de maio de 2013.

Para realizar os experimentos de medição de lodo das lagoas anaeróbias utilizou-se a mesma canoa usada na manutenção da ETE. Uma corda de aproximadamente 200 m foi esticada no sentido do comprimento da lagoa, deste modo, os dois membros no interior da embarcação puxavam a corda permitindo assim o deslocamento da mesma com maior facilidade. Outra pessoa ficava no talude anotando os valores encontrados. As figuras 12 e 13 ilustram a operação de medição da altura do lodo nas lagoas anaeróbias da ETE – Anápolis.



Figura 12 - Batimetria das lagoas anaeróbias da ETE – Anápolis, antes do isolamento dos módulos.



Figura 13 - Operação de medição do lodo nas lagoas anaeróbias da ETE – Anápolis – Go.

Foi confeccionado um aferidor de lodo (com escala métrica) construído de tubulação PVC de 40 mm para esgoto, soldado a um disco de fibra de vidro de 30 cm de diâmetro. Esse aparelho foi utilizado com sucesso por Pereira (2007) e Gonçalves (2000) na medição de lodo de lagoas anaeróbias (Figura 14). Primeiramente o aparelho era introduzido até encontrar a camada do lodo (interface sólido-líquido), assim, fazia-se a leitura da altura do

líquido. Uma trena de 5,0 m foi fixada a um tronco de bambu, que, posteriormente, era mergulhado até o fundo da lagoa, obtendo-se assim a profundidade em cada ponto. A altura do lodo foi determinada pela diferença entre a profundidade da lagoa e a altura do líquido.

Utilizou-se o *software* SURFER 8.0 para calcular o volume de lodo depositado nas lagoas anaeróbias e também a distribuição espacial do mesmo. Os volumes encontrados na lagoa receptora e testemunha foram comparados antes e depois da codisposição dos resíduos de fossas e tanques sépticos, a fim de se obter o incremento na geração de lodo nos períodos estudados.



Figura 14 – Aferidor de lodo utilizado na batimetria das lagoas anaeróbias. Fonte: Pereira, (2007).

4.2.2 Volume de espuma retirada das lagoas anaeróbias receptora e testemunho

Semanalmente, a equipe terceirizada que presta serviços para a SANEAGO removia a espuma formada na superfície das lagoas anaeróbias receptora e testemunho (Figura 15). A espuma foi coletada com o auxílio de uma rede confeccionada pelos funcionários da ETE, e em seguida, era depositada em um carrinho de mão com volume de 50

litros (Figura 16), transportada para um container e, encaminhada ao aterro sanitário do município. Os volumes obtidos semanalmente foram anotados, e posteriormente, realizou-se a média mensal.



Figura 15- Escuma formada na lagoa anaeróbia receptora

Para que se obtivesse um padrão no volume da escuma, estabeleceu-se com o pessoal da operação, uma marca no carrinho a qual era atribuída como carrinho cheio. Deste modo, além de obter um volume padronizado, também se evitou problemas como o derramamento de resíduos no solo.



Figura 16 - Carrinho utilizado para transportar a escuma retirada das lagoas anaeróbias

4.3 Interferências da codisposição de resíduos de fossas e tanques sépticos na qualidade do efluente das lagoas

Os resíduos de fossas e tanques sépticos foram lançados no tratamento preliminar da ETE – Anápolis até dezembro de 2012, os quais eram distribuídos similarmente entre os dois módulos de lagoa. A partir desse mês, o ponto de lançamento dos resíduos foi relocado para a lagoa anaeróbia 2 (receptora).

A SANEAGO solicitou que os resíduos passassem por um gradeamento prévio. Desta forma, uma caixa de água de fibra com volume de 1 m³ foi utilizada para receber as descargas provenientes dos caminhões limpa-fossa. A mesma foi alocada próxima a tubulação de entrada de esgoto sanitário. Em seu interior um cesto retentor de sólidos grosseiros foi colocado (figura 17). Uma abertura de aproximadamente 2,5 cm foi feita na parede da caixa. Os resíduos foram conduzidos até a lagoa anaeróbia por sete manilhas de concreto, do tipo meia cana, que foram assentadas com argamassa na declividade do talude da lagoa.



Figura 17 - Aparato experimental instalado no talude da lagoa anaeróbia receptora

4.3.1 Taxa de aplicação volumétrica de resíduos de fossas e tanques sépticos

A taxa de aplicação volumétrica (TAV) foi um critério estabelecido em função da vazão média do esgoto. A taxa empregada neste estudo foi obtida por meio da relação entre o volume de resíduos e a vazão média de esgoto afluyente à ETE.

Durante a pesquisa foi utilizado todo o volume de resíduos de fossas e tanques sépticos gerados no município. A ETE já recebia os resíduos de fossas e tanques sépticos desde 2008, os quais eram similarmente distribuídos em ambos módulos de lagoas.

O estudo foi dividido em três fases distintas, onde as taxas de aplicação foram alteradas. Na primeira fase, ambos os módulos de lagoas recebiam os resíduos de fossas e tanques sépticos. Na segunda, a lagoa anaeróbia 2 do módulo A, chamada de receptora, passou a receber todo o volume de resíduos que era descartado na ETE. Já na terceira etapa, essa mesma lagoa operou com a vazão de esgoto dobrada, alcançando-se a sua vazão máxima e Carga Orgânica (CO) de final de plano. Entretanto, na primeira etapa da pesquisa, a lagoa facultativa aerada receptora recebeu efluente tanto da lagoa anaeróbia receptora quanto testemunho, fazendo com que a TAV diminuísse sendo de 0,78%.

Na tabela 7 encontram-se as condições operacionais do sistema ao longo de todo o estudo e todas as TAV calculadas.

Tabela 7 – Condições operacionais do sistema durante o estudo com as três taxas de aplicação e o sistema projetado de final de plano.

Parâmetros	Fase 1		Fase 2 (TAV 1,2%)		Fase 3 (TAV 0,82%)		Sistema projetado (capacidade máxima)	
	Ana. (TAV 0,33%)	Fac. aerada (TAV 0,78%)	Ana.	Fac. aerada	Ana.	Fac. aerada	Ana.	Fac. aerada
Vazão de esgoto média afluyente (L/s)	75	150	95,7	191	185	185	183	367
Carga orgânica afluyente (kg DBO/dia)	1.542	-	1.860	-	4.923	-	3.493	-
TAS (kg DBO/ha.dia)	1.134	-	1.367	-	3.620	-	2.568	-
TCOV (kg DBO/m ³ .dia)	0,03	-	0,04	-	0,11	-	0,07	-
TDH (dias)	7	6,8	5,4	5,4	2,8	5,5	3	2,8

Os três cenários avaliados, encontram-se no quadro 3, onde foi calculada a porcentagem de cada parâmetro, em relação à capacidade máxima de projeto. Observa-se que a lagoa anaeróbia receptora da ETE - Anápolis operou em ociosidade até a segunda etapa da pesquisa, entretanto na terceira, a carga orgânica trabalhada foi superior a de sua capacidade máxima de projeto.

Quadro 3 - Comparação das condições operacionais das fases da pesquisa com a capacidade máxima projetada para as lagoas anaeróbias

Fases da pesquisa	Carga Orgânica afluente (kg DBO/dia) e porcentagem equivalente à capacidade máxima de projeto (%)	Vazão média afluente (L.s ⁻¹) e porcentagem equivalente à capacidade máxima de projeto	TDH lagoas anaeróbias (dias)	TCOV (kg DBO/m ³ .dia) e porcentagem equivalente a capacidade máxima de projeto
Fase 1 – ETE recebendo os resíduos no tratamento preliminar. TAV = 0,33%	1.542 (44%)	75 (41%)	7	0,03 (43%)
Fase 2- ETE operando com a lagoa anaeróbia receptora e testemunho recebendo a mesma vazão de esgoto TAV = 1,2%	1.860 (53%)	95,7 (52,3%)	5,4	0,04 (57%)
Fase 3 – Lagoa anaeróbia receptora operando com o dobro de vazão TAV = 0,82%	4.923 (141%)	185 (101%)	2,8	0,11 (157%)
Capacidade máxima admissível (Projeto)	3.493	183	2,8	0,07

4.3.2 Definição do módulo experimental e testemunho

Inicialmente, foi feita uma avaliação do desempenho das lagoas, com a finalidade de verificar se havia diferença significativa entre elas, pois a única variável que poderia existir na pesquisa era a presença do resíduo de fossas e tanques sépticos.

Para essa avaliação, foram utilizados os resultados analíticos disponibilizados pela SANEAGO, do monitoramento do efluente das lagoas, de ambos os módulos, obtidos nos anos de 2010 a 2012.

Nesses resultados analíticos, utilizando-se o auxílio do programa *Statística 7.0*, aplicou-se o a ferramenta estatística, Análise de Variância (ANOVA), que permite a comparação da média das quatro lagoas, para os parâmetros de pH, SS, ST, DBO e DQO.

O tratamento estatístico dos dados fornecidos pela SANEAGO não indicou diferença no desempenho operacional das lagoas anaeróbias para os parâmetros pH, DBO, DQO, ST, STF e STV, sendo o valor de P acima do nível de significância adotado (0,05%). Entretanto, notou-se que o valor de P esteve abaixo do nível de significância ($P < 0,05$) para o parâmetro SS, caracterizando que houve diferença entre as lagoas anaeróbias.

Desta forma, utilizou-se de um teste *a posteriori* para informar onde a diferença encontrava-se. Ao comparar os valores de P significativo fornecidos no teste de *Tukey*, observou-se que a desigualdade encontra-se nas duas lagoas anaeróbias do módulo A, as quais quando comparadas, apresentaram o P de 0,024, abaixo do nível de significância.

Nas lagoas facultativas, os valores de P encontrados no teste estatístico ANOVA apresentaram valores acima do nível de significância adotado (0,05%), sendo assim consideradas semelhantes.

Todos os gráficos Blox-spot e o estudo realizado nas lagoas anaeróbias encontram-se no anexo A.

4.3.3 Amostragem do efluente das lagoas

Inicialmente as coletas tiveram frequência semanal, em função do TDH apresentado na primeira fase do estudo. Entretanto, no mês de abril de 2013, o esgoto sanitário afluente a primeira lagoa anaeróbia do módulo A foi desviado para a lagoa receptora, a fim de aproximar a sua carga orgânica máxima. Deste modo, o TDH nessa lagoa diminuiu, e as coletas passaram a ser realizadas duas vezes na semana.

Foram coletadas amostras do afluente, do efluente das lagoas anaeróbias receptora e testemunha e facultativas aeradas de ambos os módulos, totalizando cinco pontos amostrais (Figura 18). As amostras foram acondicionadas em caixa térmica, a uma temperatura aproximada de 4°C, a fim de preservar a representatividade das mesmas. Em campo foram medidos o pH, as demais análises foram realizadas no laboratório de saneamento na escola de engenharia da Universidade Federal de Goiás (UFG).

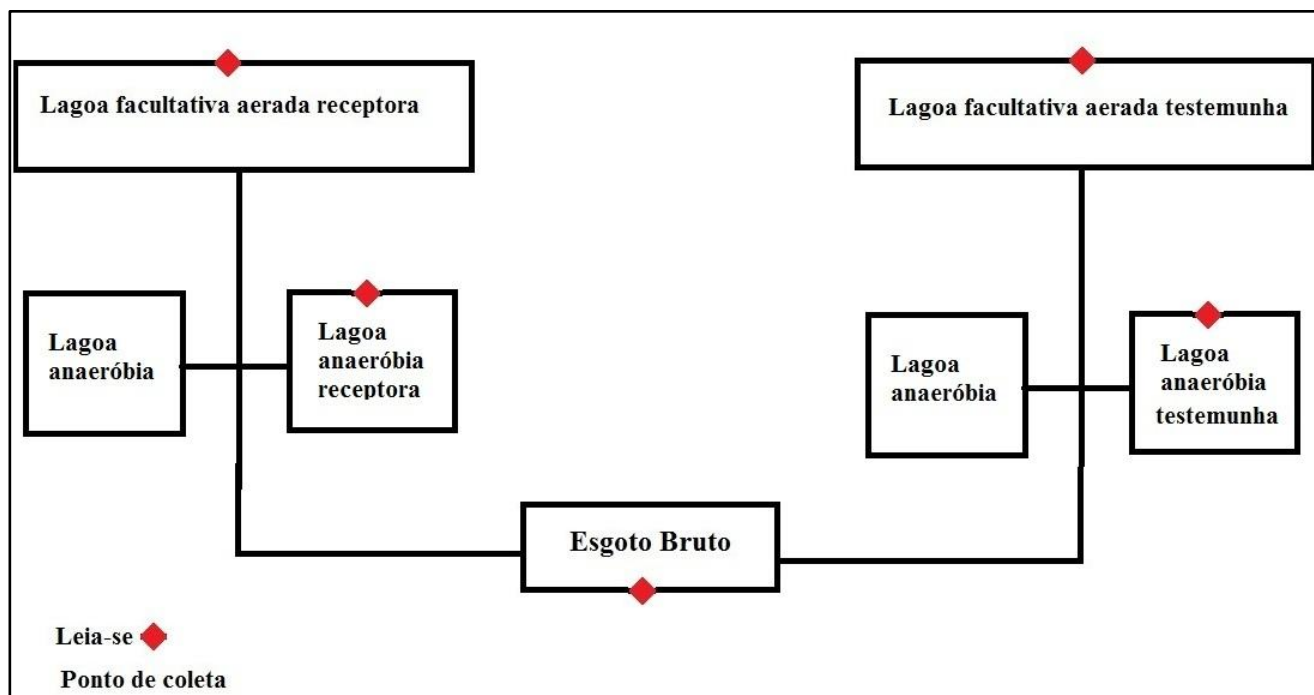


Figura 18– Pontos de coleta do efluente das amostras

4.3.4 Metodologia de análise utilizadas na qualidade do efluente das lagoas

No quadro 4 estão listados os parâmetros escolhidos, e a metodologia para esse estudo.

Quadro 4 - Parâmetros e métodos analíticos utilizados na qualidade do efluente das lagoas

Parâmetros	Métodos
pH	Potenciométrico
DBO (mg.L^{-1})	Incubação por 5,0 dias a 20 °C
DQO (mg.L^{-1})	Método do refluxo fechado colorimétrico
Sólidos suspensos totais (mg.L^{-1})	Gravimétrico

Sólidos sedimentáveis (mL.L ⁻¹)	Visualização em cone de Imhoff
Nitrogênio amoniacal (mg.L ⁻¹)	Titulometria
Fósforo total (mg.L ⁻¹)	Ácido ascórbico
Óleos e graxas (mg.L ⁻¹)	Extração por hexano
Coliformes totais e <i>E. coli</i> (NMP/100ml)	Substrato cromogênico (enzimático)

4.3.5 Tratamento estatístico dos dados de qualidade do efluente das lagoas

Para determinar se a aplicação dos resíduos de fossas e tanques sépticos interferiu e forma significativa no desempenho do sistema biológico, foi aplicado o *Teste T de Student*. O mesmo permite comparar as diferenças entre as médias de dois grupos. A diferença entre os módulos foi considerada significativa quando o valor de P fosse menor que 5% ($P < 0,05$) (ZAR, 2010).

4.4 Protocolo de recebimento de resíduos de fossas e tanques sépticos em sistemas de lagoas do tipo anaeróbia seguida de facultativa aerada

A partir da avaliação dos resultados apresentados nesta pesquisa, realizou-se um protocolo de recebimento de resíduos de fossa e tanque séptico para sistema de tratamento de esgoto sanitário do tipo lagoa anaeróbia seguida de facultativa aerada.

Neste protocolo foi determinada a taxa de aplicação máxima de resíduo de fossa e tanque séptico que pôde ser disposta no sistema sem que houvesse interferência negativa no tratamento, operação e manutenção do sistema.

Para determinação da TAV máxima aplicada, definiu-se critérios operacionais utilizados em lagoas de estabilização e o limite estabelecido pelas legislações ambientais pertinentes, como:

- Sobrecarga orgânica nas lagoas: Observou-se no período de aplicação dos resíduos de fossas e tanques sépticos se a TCOV e TAS esteve superior a máxima permitida;
- Sobrecarga hidráulica: No período de aplicação dos resíduos o TDH foi monitorado a fim de evidenciar se o mesmo estava inferior ao mínimo admitido para lagoas.
- Legislações vigentes: Observou o limite dos padrões de lançamento estabelecidos pelo Decreto estadual 1.745/79 e Lei do CONAMA nº 430/11.

Para o estudo relacionado com a necessidade de construção de tratamento preliminar exclusivo foram utilizados os seguintes critérios:

- Resultados obtidos no estudo de caracterização dos resíduos de fossas e tanques sépticos;
- Os resultados dos estudos da interferência da codisposição na operação e manutenção da ETE – Anápolis;

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 Caracterização físico-química e microbiológica dos resíduos esgotados de fossas e tanques sépticos

5.1.1 Considerações iniciais

Observou-se que a maioria dos parâmetros analisados apresentou elevados valores de desvio padrão e coeficiente de variação, apontando que os dados analisados não apresentaram uma distribuição normal.

5.1.2 pH

A faixa encontrada para o pH no estudo foi 4,6 a 8,6, próxima da citada por Ingunza et al.,(2009), que evidenciaram valores mínimo de 4,2 e máximo de 8,4. Esse parâmetro apresentou pouca variação (Tabela 8), com resultados próximos da neutralidade.

Um fator importante que deve ser considerado, é a relação do pH com os processos envolvidos no tratamento biológico do esgoto sanitário. De acordo com Nunes (2004), a faixa ótima para o desenvolvimento de micro-organismos em sistemas aeróbios é de 6,5 a 8,5, enquanto que em sistemas anaeróbios é de 6,8 a 7,2.

Tabela 8 - Valores de pH mensurados nos resíduos de fossas e tanques sépticos dispostos na ETE - Anápolis

Parâmetro	Mediana	Máximo	Mínimo	CV (%)
pH	7,3	8,6	4,6	14

A título de comparação, tendo em vista a faixa entre 5 a 9 de pH para lançamento de efluentes em corpos receptores, de acordo com CONAMA N° 430 de 2011, percebe-se, que os resultados encontrados de pH não ultrapassaram o limite estabelecido.

5.1.3 DQO e DBO

Os valores máximo e mínimo para DQO foram de 65.066 e 866 mg.L⁻¹ e para DBO foram de 6.283 e 300 mg.L⁻¹, respectivamente. Os resultados das medianas encontradas para DQO e DBO foram, respectivamente, 5.200 e 1.626 mg.L⁻¹ (Tabela 9).

A mediana obtida para DBO foi bem superior ao encontrado para esgoto sanitário *in natura* que é da ordem de 300 mg.L⁻¹, demonstrando que os resíduos provenientes de fossas e tanques sépticos são mais concentrados que o esgoto bruto.

Tabela 9 - Estatística descritiva para DQO e DBO de amostras coletadas de caminhões limpa-fossas dispostos na ETE – Anápolis

Parâmetro (mg.L ⁻¹)	Mediana	Máximo	Mínimo	CV (%)
DQO	5.200	65.066	866	158
DBO	1.626	6.283	300	76

A relação DBO/DQO fornece uma noção do grau de biodegradabilidade de certo despejo. Valores acima de 0,6 demonstram que o efluente pode ser facilmente tratado por processos biológicos; o esgoto sanitário apresenta relação entre 0,4 e 0,8 (METCALF & EDDY, 2003). Entre 0,2 e 0,6 a tratabilidade biológica do efluente é possível, porém há presença de inibidores ou componentes recalcitrantes na composição do mesmo. Relação DBO/DQO menor que 0,2 indica que o tratamento biológico será muito difícil sem a adição de alguma unidade de pré-tratamento.

A correlação encontrada no estudo para os resíduos de fossas e tanques sépticos foi de 0,31, estando abaixo da média encontrada para o esgoto sanitário bruto, porém condiz com a faixa encontrada por Ingunza et al., (2009).

Tendo em vista os gráficos de box-Plot apresentados na figura 19, observa-se que 25% das amostras obtiveram valores de DBO de até 1.280 mg.L⁻¹, ao passo que 75% atingiram valores de até 3.900 mg.L⁻¹. Já na figura 19, 25% das amostras de DQO obtiveram valores de até 3.503 mg.L⁻¹ e 75% valores até 7.030 mg.L⁻¹.

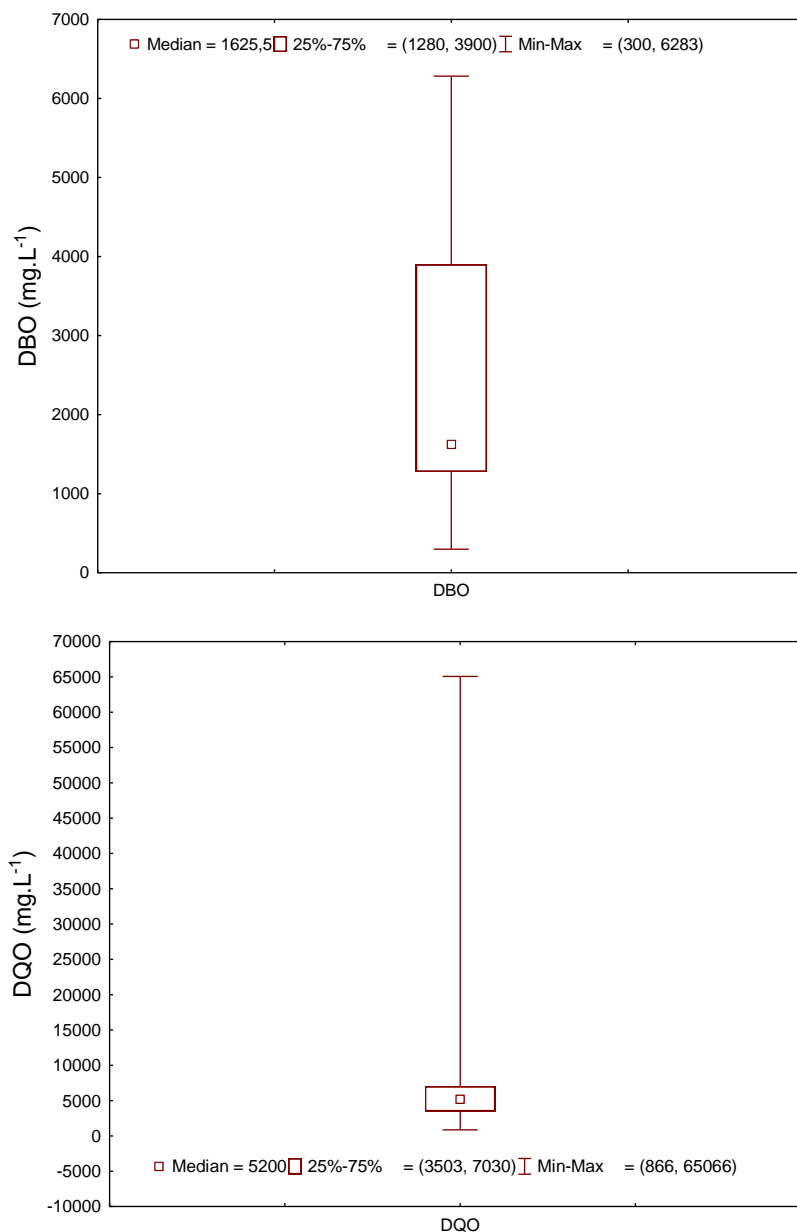


Figura 19 – Gráfico de box-plot dos resultados da Demanda Bioquímica de Oxigênio e Demanda Química de Oxigênio dos resíduos de fossa e tanques sépticos.

5.1.4 Sólidos

A mediana encontrada para a concentração de sólidos totais foi de 5.245 mg.L⁻¹. Os sólidos totais voláteis apresentaram mediana de 2.980 mg.L⁻¹, e a fração fixa apresentou de mediana de 1.940 mg.L⁻¹.

A Resolução do CONAMA 375 de 2006 determina que, para fins de utilização agrícola, o lodo de esgoto ou produto derivado será considerado estável se a relação entre sólidos voláteis e sólidos totais for inferior a 0,7. Desta forma, quanto menor essa relação,

menor será a quantidade de matéria orgânica presente no lodo, e menor a chance de geração de odor, sendo considerado estável.

No trabalho, a relação de SV/ST encontrada foi de 0,57, próxima ao encontrado por Vasconcelos (2012) que evidenciou 0,6.

A concentração de sólidos suspensos totais (SST) apresentou mediana de 3.773 mg.L⁻¹. Os sólidos suspensos voláteis (SSV) corresponderam aproximadamente 64% dos SST. Na literatura especializada, uma vasta faixa de concentrações de sólidos é encontrada. Cassini (2003) apresenta uma faixa de 516 mg.L⁻¹ a 32.292 mg.L⁻¹ para ST. Meneses et. al. (2001) encontraram valores variando de 2.280 a 39.238 mg.L⁻¹ para SST.

A concentração de sólidos sedimentáveis (Ssed) no esgoto sanitário bruto para o tipo médio, segundo Metcalf e Eddy (2003) é de 10 ml.L⁻¹. No estudo, a mediana encontrada para a concentração de sólidos sedimentáveis dos resíduos de fossas e tanques sépticos foi de 65 ml.L⁻¹, cerca de 6,5 vezes maior quando comparada com o esgoto sanitário *in natura*.

Apenas a título de comparação, todos os valores encontrados de sólidos sedimentáveis nos resíduos ultrapassaram o limite estabelecido pelos padrões de lançamentos estabelecidos pelas legislações estadual e federal (1,0 ml.L⁻¹)

Tabela 10 - Estatística descritiva para a série de sólidos

Parâmetros (mg.L ⁻¹)	Mediana	Máximo	Mínimo	CV (%)
ST	5.245	29.903	1.472	105
STV	2.980	21.443	566	119
STF	1.940	12.395	60	117
SST	3.773	8.000	990	57
SSV	2.420	4.400	462	57
SSF	680	3.600	243	84
SSed (ml.L ⁻¹)	65	800	10	150

5.1.5 Nitrogênio e Fósforo

O nitrogênio amoniacal e o fósforo total são importantes nutrientes para os micro-organismos envolvidos no tratamento do esgoto sanitário, porém não são removidos com tratamento simples como as fossas e os tanques sépticos.

Observou-se concentração de NTK com mediana no valor de 140 mg.L⁻¹ e amônia de 114 mg.L⁻¹. A mediana para Fósforo total foi de 42 mg.L⁻¹, com valor máximo e mínimo

de 120 mg.L⁻¹ e 0,5 mg.L⁻¹, respectivamente. A tabela 11 apresenta a estatística descritiva para os nutrientes.

Tabela 11 - Estatística descritiva para NTK, Nitrogênio amoniacal e Fósforo total presentes nos resíduos de fossas e tanques sépticos.

Parâmetros (mg.L⁻¹)	Mediana	Máximo	Mínimo	CV (%)
NTK	172	498	96	65
Amônia	114	351	77	162
Fósforo total	42	120	0,5	81

A mediana encontrada para fósforo total é cerca de seis vezes maior que o encontrado em esgoto bruto (tipo médio) apresentado por Jordão e Pessôa (2011). A elevada concentração de fósforo nos resíduos de fossas e tanques sépticos deve-se ao grande descarregamento de detergentes, os quais possuem altos teores de fósforo em sua composição (VASCONCELOS, 2012). O fósforo é um dos nutrientes indispensáveis para o metabolismo de algas e cianobactérias, sendo esses micro-organismos os principais causadores de eutrofização dos mananciais hídricos.

O nitrogênio amoniacal representou a maior fração do NTK, com 66% de prevalência. Em ambiente anaeróbico, o nitrogênio orgânico é convertido em amônia - reação denominada de amonificação, logo, o mesmo na ausência de oxigênio, não sofre o processo de nitrificação. Observa-se nos gráficos blox-Pot que 75% das amostras analisadas apresentaram concentrações de NTK (Figura 20-a) até o limite de 277 mg.L⁻¹ e para o nitrogênio amoniacal de 158 mg.L⁻¹ (Figura 20-b).

Os valores de fósforo mensurados nas amostras de resíduos de fossa e tanque sépticos na ETE – Anápolis se concentraram em 75% na faixa limite de até 56 mg.L⁻¹ (Figura 20-c).

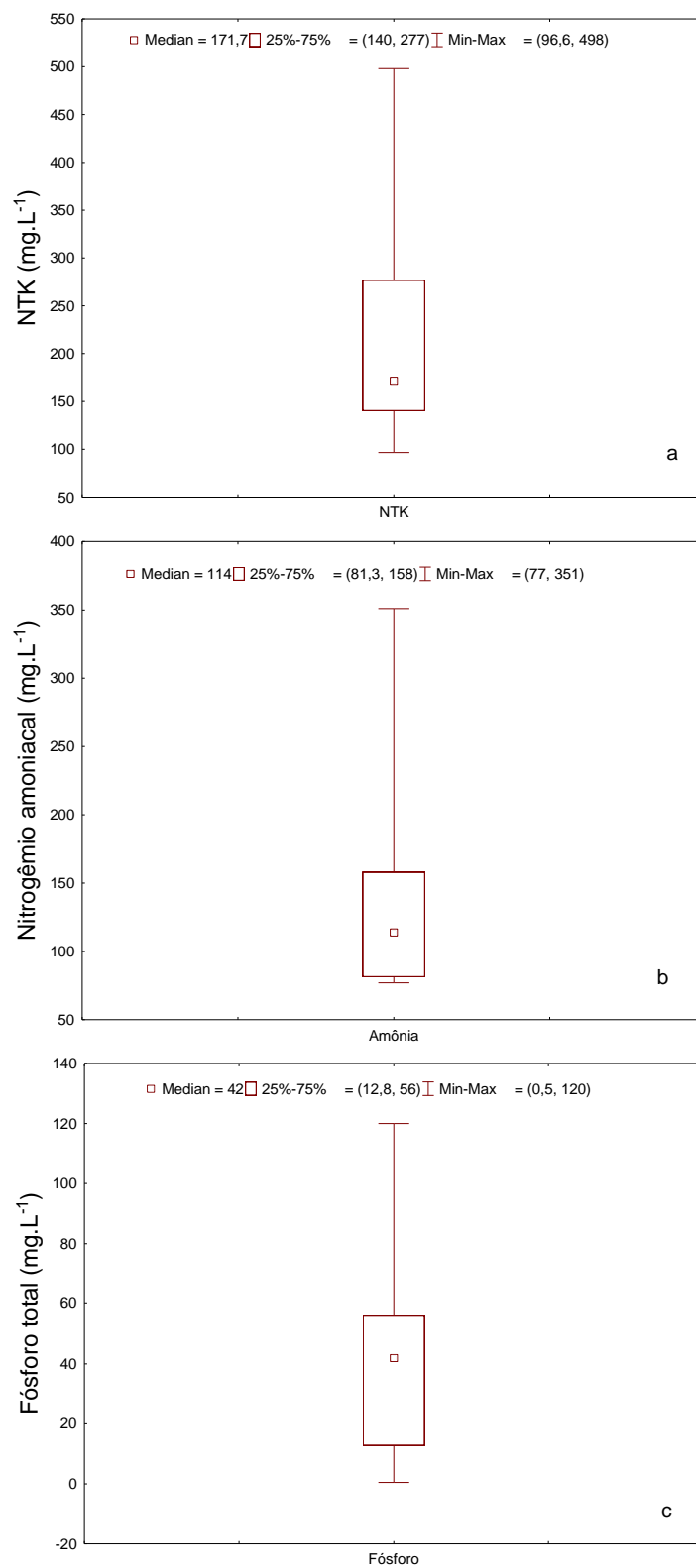


Figura 20 Gráfico de box-Plot e dos resultados de NTK (a), N. amoniacal (b) e fósforo (c) dos resíduos de fossa e tanques sépticos.

5.1.6 Óleos e graxas

A concentração de OG nos resíduos de fossas e tanques sépticos dispostos na ETE – Anápolis variou entre 64 mg.L^{-1} a 568 mg.L^{-1} . Observando a figura 21, percebe-se que 25% dos valores encontraram-se até 200 mg.L^{-1} e 75% até 430 mg.L^{-1} . Essa discrepância pode estar relacionada aos resíduos provenientes de caixas de gordura que também são esgotados juntos as fossas e tanques pelos caminhões limpa-fossa.

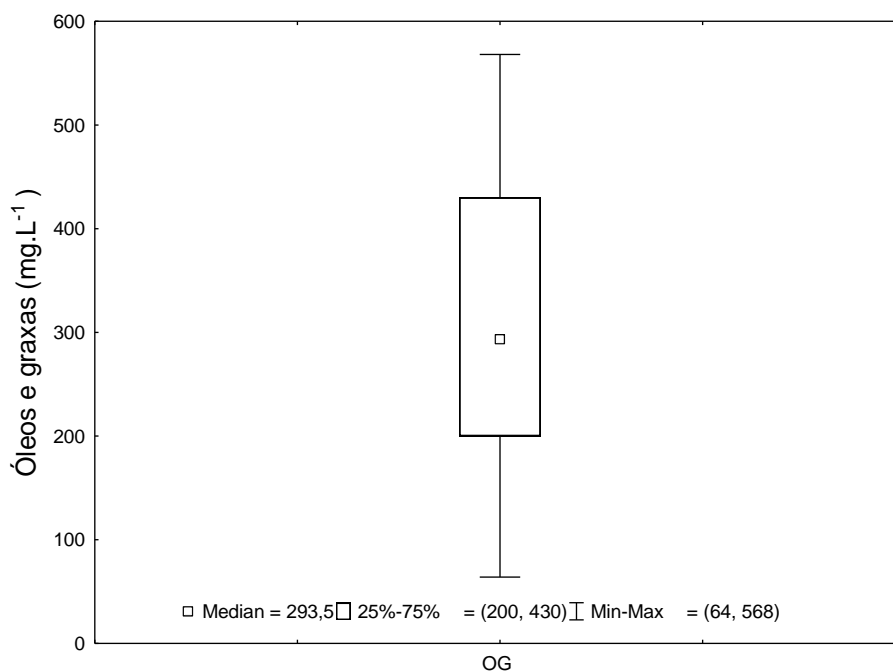


Figura 21 - Gráfico de boxplot com percentuais de 25% a 75% dos resultados de óleos e graxas dos resíduos de fossas e tanques sépticos.

Borges (2009), encontrou em amostras de resíduos de fossa e tanque sépticos mediana de 375 mg.L^{-1} de óleos e graxas, valor acima da mediana encontrada nesta pesquisa que foi de 300 mg.L^{-1} .

Na ETE – Anápolis observou-se descartes provenientes de restaurantes, refeitórios, padarias, e residências as quais tiveram suas caixas de gorduras esvaziadas, o que pode sugerir influência na elevada concentração de OG.

A título de comparação, a maior parte das amostras analisadas contrariam o padrão de lançamento estabelecido pelo decreto estadual nº 1.745/79 que exige limite máximo de 100 mg.L^{-1} de óleos e graxas lançados no corpo receptor.

5.1.7 *Escherichia coli*

O valor máximo de *E. coli* encontrado nos resíduos foi $1,0 \text{ E}+07$ NMP/100 mL e mínimo de $8,4 \text{ E}+05$ NMP/100 mL. Jordão e Pessôa (2011) citam que no esgoto bruto a faixa de *E. coli* varia de 10^5 a 10^8 NMP/100mL. Os resultados verificados nas amostras de resíduos de fossas e tanques sépticos nessa pesquisa mostraram-se entre essa faixa (Figura 22).

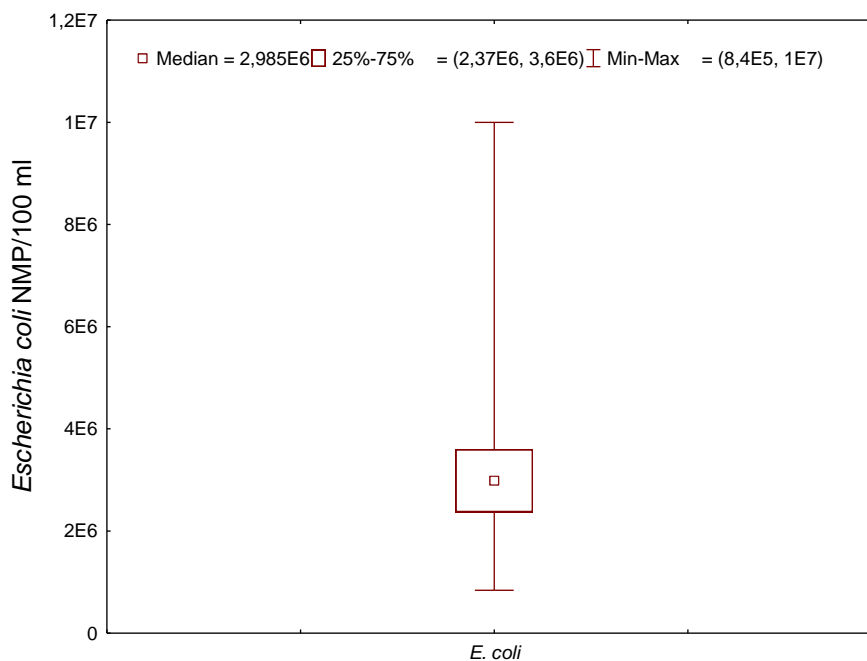


Figura 22 - Gráfico de box-Plot dos resultados de densidades de *E. coli* dos resíduos de fossa e tanques sépticos.

A mediana obtida para *E. coli* no presente estudo foi de $3,0\text{E}+06$, similar ao evidenciado por Borges (2009).

5.1.8 Metais

As concentrações médias de metais encontrados nos resíduos de fossas e tanques sépticos dispostos na ETE – Anápolis encontram-se no quadro 5.

Dependendo das concentrações, os metais pesados podem causar riscos à saúde humana e ao meio ambiente. Os elevados teores de metais estão presentes nos despejos industriais, enquanto os esgotos de origem doméstica apresentam valores baixos de alguns metais encontrados naturalmente na constituição do solo, plantas e animais.

Quadro 5 – Concentração média de metais encontrados nos resíduos de fossa e tanque séptico dispostos na ETE – Anápolis, e confrontados com o limite estabelecido pelo CONAMA 375/2006.

Metais	Concentração média no estudo (mg.Kg ⁻¹)	CONAMA 375 (mg.Kg ⁻¹)
Arsênio total	18	41
Bário total	41	1.300
Cádmio total	< 0,1	39
Chumbo total	23	300
Cobre total	47	1.500
Cromo total	14	1.000
Mercúrio	< 0,02	17
Molibdênio	4,3	50
Níquel total	7	420
Selênio total	< 1	100
Zinco total	290	2.800

Os valores obtidos para as análises de metais foram bastante inferiores ao limite máximo estabelecido pela CONAMA 375/ 2006 para que os resíduos possam ser utilizados na agricultura.

Em Anápolis, o serviço prestado pelas empresas limpa-fossas em indústrias é o de limpeza da fossa ou tanque séptico proveniente dos banheiros utilizados pelos funcionários, ou dos refeitórios, o que explica a baixa concentração de metais presentes nesses resíduos.

5.2 Interferências da codisposição dos resíduos na operação e manutenção do sistema de tratamento

5.2.1 Volume e distribuição do lodo nas lagoas anaeróbias da ETE – Anápolis

As figuras 23, 34, 25 e 26 ilustram a distribuição do lodo nas lagoas anaeróbias da ETE – Anápolis nas fases 1 e 3 do estudo.

Observa-se que houve um maior acúmulo de lodo na região central das lagoas como evidenciado por Saqqar e Pescod (1995b), Alves (2006) e Pereira (2007). Em alguns estudos realizados em lagoas anaeróbias e facultativas, a acumulação de lodo se dá em regiões próximas aos dispositivos de entrada da lagoa, devido à grande quantidade de sólidos sedimentáveis presentes no esgoto *in natura*. Entretanto, a tendência de acumulação de lodo na entrada das lagoas pode ser alterada em função da ação dos ventos e inversão da temperatura (SAQQAR & PESCOD, 1995).

Ao comparar o volume de lodo depositado nas lagoas anaeróbias na fase 1 e 3 do estudo, verificou-se aumento de aproximadamente 16% na lagoa receptora e de apenas 2,3% na testemunha, entretanto quando calculou-se a razão entre a carga de sólidos sedimentáveis presente nos resíduos e carga total de sólidos sedimentáveis afluyente a lagoa anaeróbia receptora obteve-se um valor de 23%, os quais correspondem à apenas 3,7% do incremento no volume de lodo.

Um dos problemas decorrentes do aumento de lodo em lagoas é a ocupação de grande parte do volume da lagoa por lodo, acarretando na redução do TDH e podendo influenciar na diminuição do desempenho do reator (ALVES, 2006). A tabela 12 apresenta os volumes de lodo depositado nas lagoas anaeróbias antes e depois da codisposição, bem como os TDH com e sem o lodo.

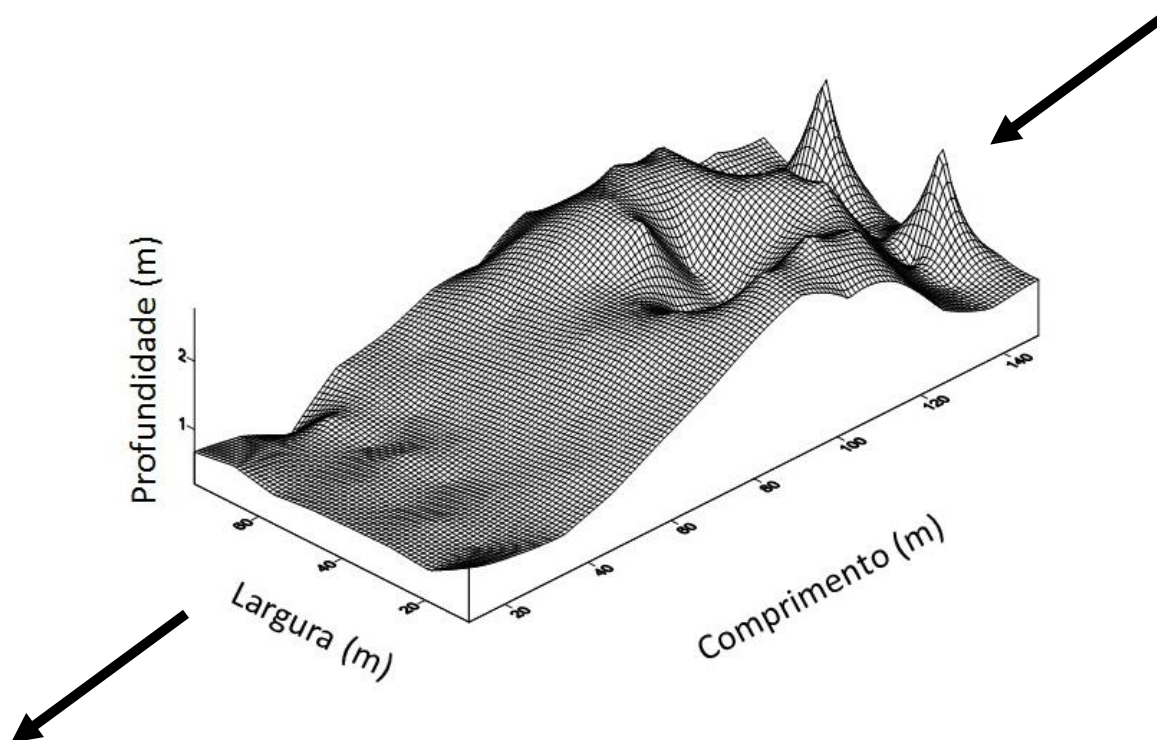


Figura 23- Distribuição do lodo no fundo da lagoa anaeróbia receptora na fase 1. As setas indicam o fluxo do esgoto na lagoa.

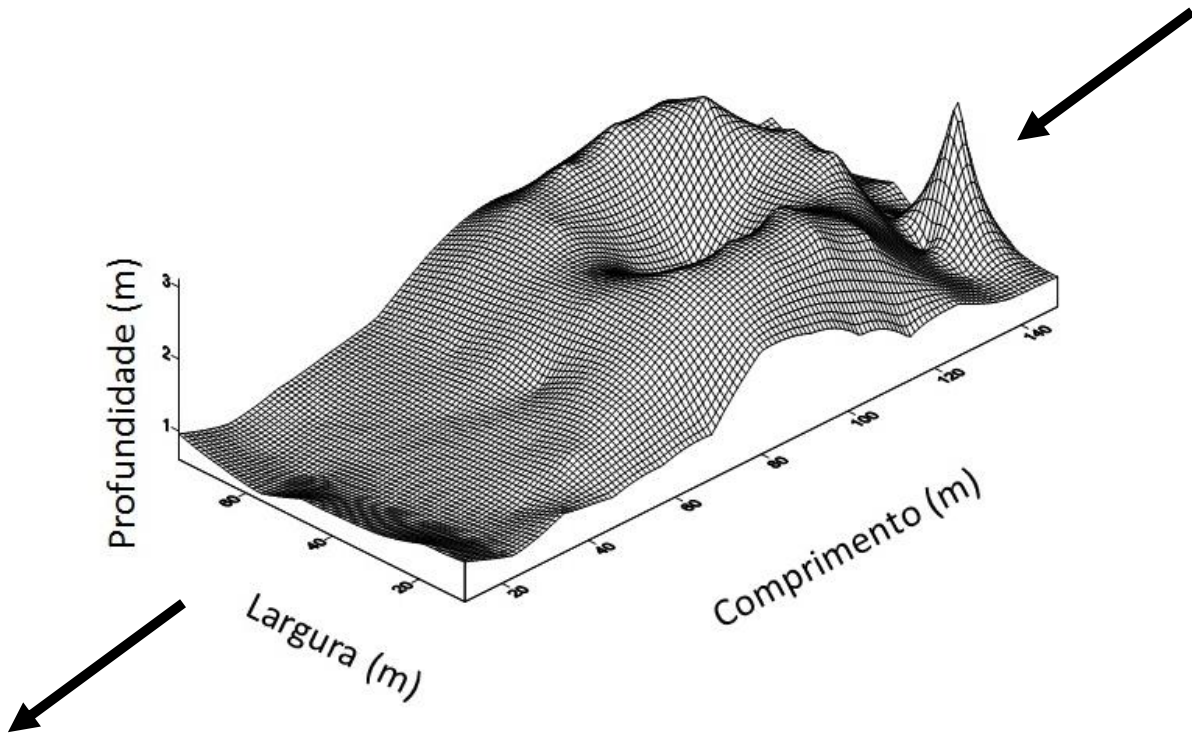


Figura 24 - Distribuição do lodo no fundo da lagoa anaeróbia receptora na fase 3. As setas indicam o fluxo do esgoto na lagoa.

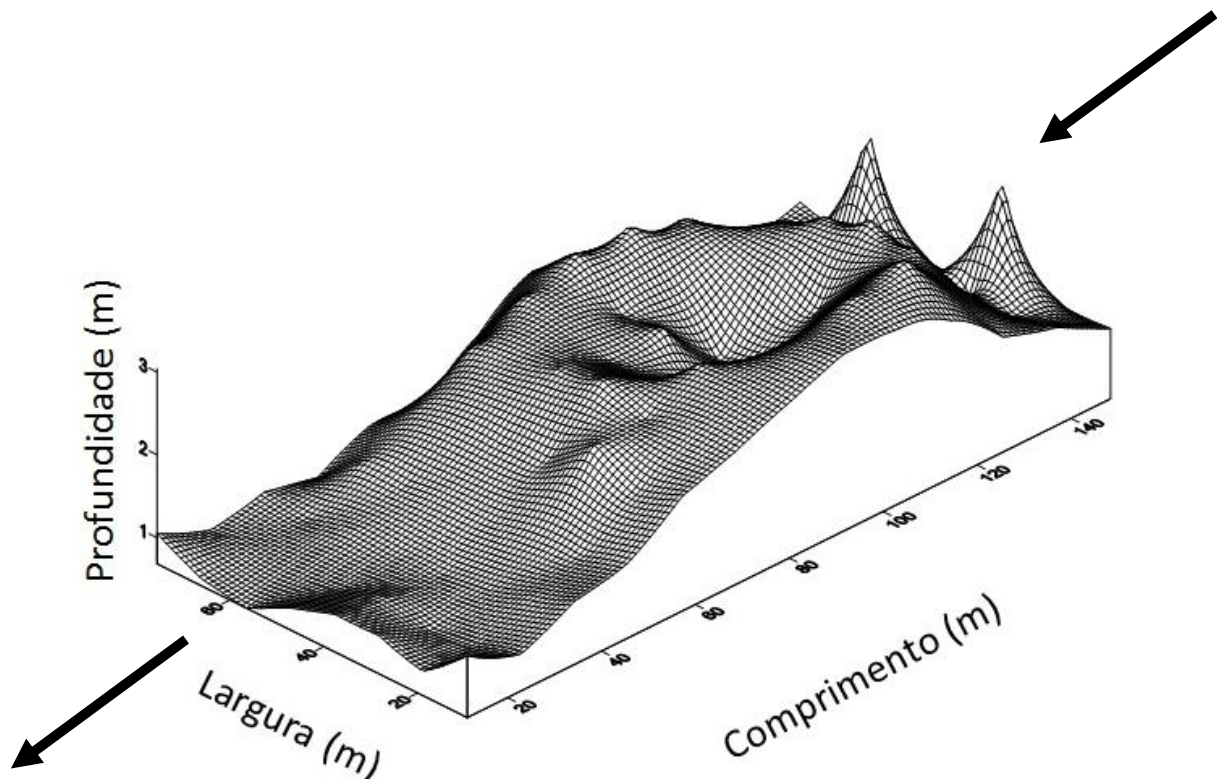


Figura 25- Distribuição do lodo no fundo da lagoa anaeróbia testemunho na fase 1. As setas indicam o fluxo do esgoto na lagoa.

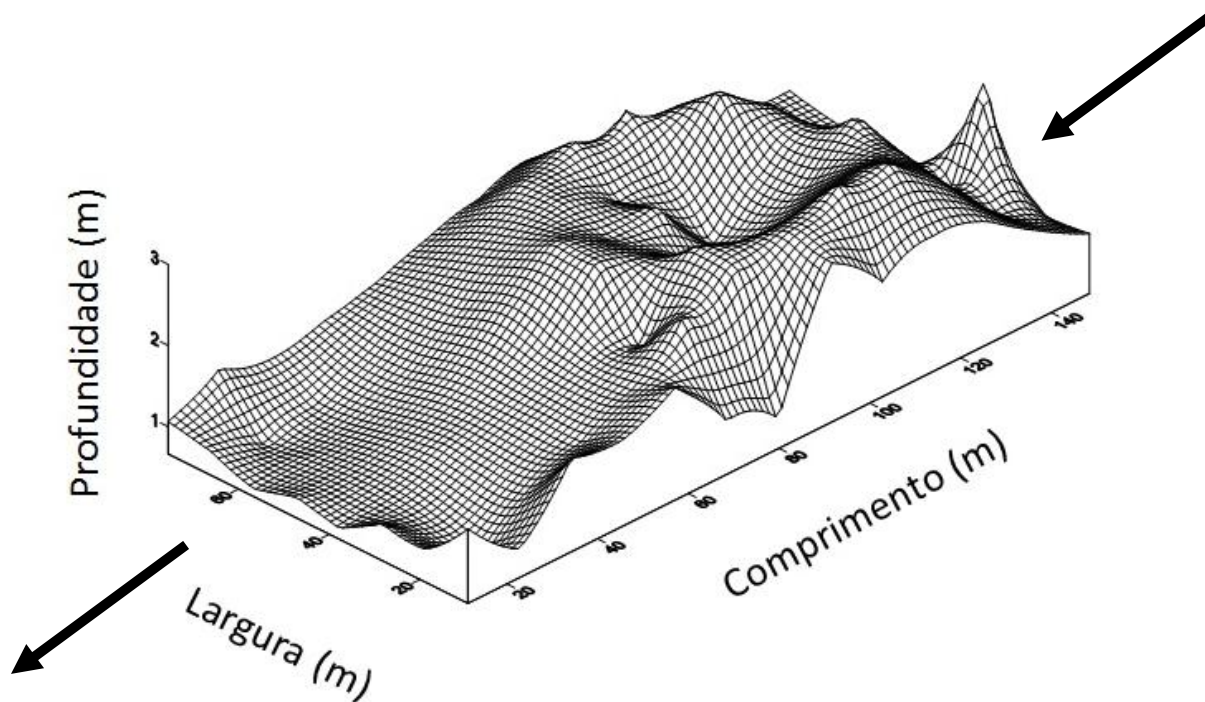


Figura 26 - Distribuição do lodo no fundo da lagoa anaeróbia testemunho na fase 3. As setas indicam o fluxo do esgoto na lagoa.

Tabela 12 – Volume de lodo depositado nas lagoas anaeróbias da ETE – Anápolis nas fases 1 e 3.

Volume de lodo (m ³)			
Lagoa anaeróbia	Fase 1	Fase 3	(%) de aumento
1	16.427	-	
2 (receptora)	12.725	14.815	16
3	21.567	-	
4 (testemunho)	15.804	16.164	2

Outro aspecto negativo é que esse aumento considerável de lodo em função da codisposição de resíduos de fossas e tanques sépticos poderá aumentar nos custos de

gerenciamento, gestão, remoção e tratamento do lodo, visto que quanto mais resíduo disposto, maior acumulação de lodo.

5.2.2 Geração de espuma nas lagoas anaeróbias

A geração de espuma foi de aproximadamente 500 L da lagoa anaeróbia receptora e de apenas 100 L da testemunha, semanalmente. Observou-se que a partir do isolamento dos módulos, na fase 2, o volume de espuma retirado sempre foi maior na lagoa receptora. Entretanto, o incremento da geração de espuma não implicou no aumento dos custos operacionais da ETE, uma vez que a mão de obra terceirizada (dois funcionários por dia alternado) foi suficiente para lidar com essa atividade. Deste modo, não houve interferência na manutenção e operação.

Deste modo, conclui-se que em função da elevada presença de material proveniente de caixas de gordura houve interferência negativa no aumento da geração de espuma. A figura 28 ilustra a espuma formada na camada superior da lagoa anaeróbia receptora (a) e testemunho (b).

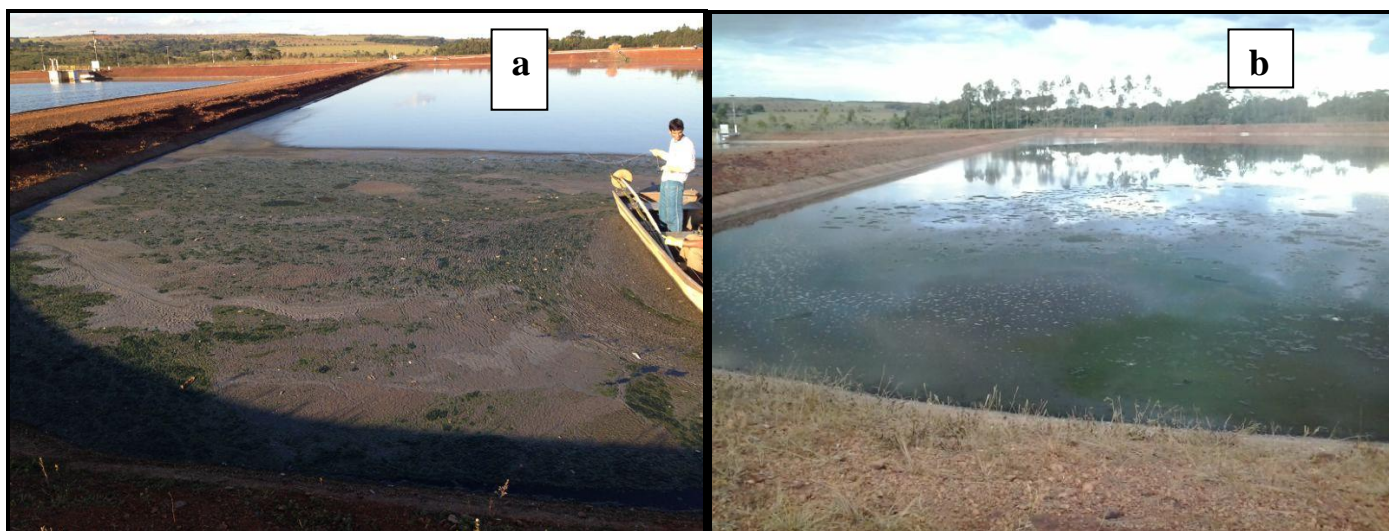


Figura 27– Espuma formada na superfície da lagoa anaeróbia receptora(a) e testemunho (b).

Caso mantida a cama flutuante – espuma, poderá haver uma diminuição do contato entre a massa líquida e o oxigênio (redução da perda de calor e minimização de emissão de odores). Porém, o processo de remoção é feito a fim de evitar a proliferação de insetos e atenuar os impactos visuais indesejáveis.

5.3 Interferências da codisposição dos resíduos de fossas e tanques sépticos no desempenho das lagoas

5.3.1 Interferência na qualidade do efluente das lagoas

5.3.1.1 pH

A figura 28 mostra o comportamento do pH no efluente das lagoas anaeróbias (a) e facultativas aeradas (b) da ETE – Anápolis, ao longo da pesquisa.

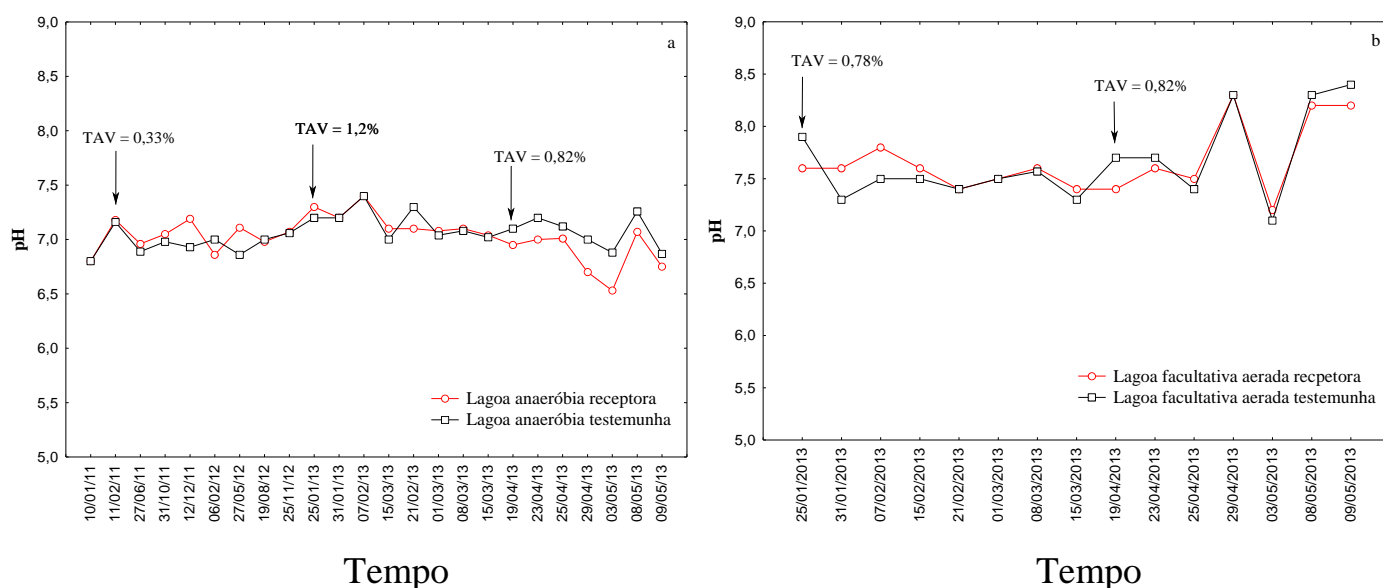


Figura 28 – Variação temporal do pH mensurado no efluente das lagoas anaeróbias (a) e facultativas aeradas (b) da ETE - Anápolis. As flechas indicam as taxas de aplicação de resíduos utilizadas na pesquisa

O pH do efluente das lagoas anaeróbias e facultativas aeradas, tanto para o módulo receptor quanto para o testemunho, não apresentou diferença significativa, independentemente da taxa de aplicação de resíduos de fossas e tanques sépticos.

Isto possivelmente se deve ao fato da baixa taxa de aplicação dos resíduos de fossas e tanques sépticos descartados na ETE, a qual não gerou sobrecarga orgânica nas lagoas e, conseqüentemente, os ácidos voláteis foram formados normalmente conforme as arqueias metanogênicas conseguiram consumi-los. Este processo impediu a acumulação de ácidos que poderiam resultar na diminuição do pH na lagoa receptora.

O controle da produção de ácidos voláteis pode ter proporcionado um ambiente estabilizado com balanceamento satisfatório entre as espécies de micro-organismos envolvidos.

Entretanto, observou-se diminuição do pH do efluente da lagoa anaeróbia receptora, quando esta passou a receber o dobro de vazão de esgoto sanitário na fase 3 (figura 28). Esse fenômeno pode estar relacionado com a diminuição do TDH nessa lagoa.

Ao longo da pesquisa, o pH não apresentou variação considerável, com faixa de 6,5 a 7,4 para as lagoas anaeróbias e 7,1 a 8,4 para as facultativas aeradas. A estatística aplicada mostrou que, em 75% dos casos, os valores de pH foram de 7,1 nas lagoas anaeróbias e de 7,8 nas facultativas aeradas. A tendência à alcalinidade do efluente das lagoas facultativas aeradas pode estar ligada a possível atividade de algas nessa lagoa.

5.3.1.2 DBO e DQO

Nas Figuras 29 e 30 encontram-se as variações da concentração de DBO e DQO no efluente das lagoas anaeróbias e facultativas aeradas durante todas as fases do experimento. Todos os resultados do tratamento estatístico dos dados encontram-se no apêndice B.

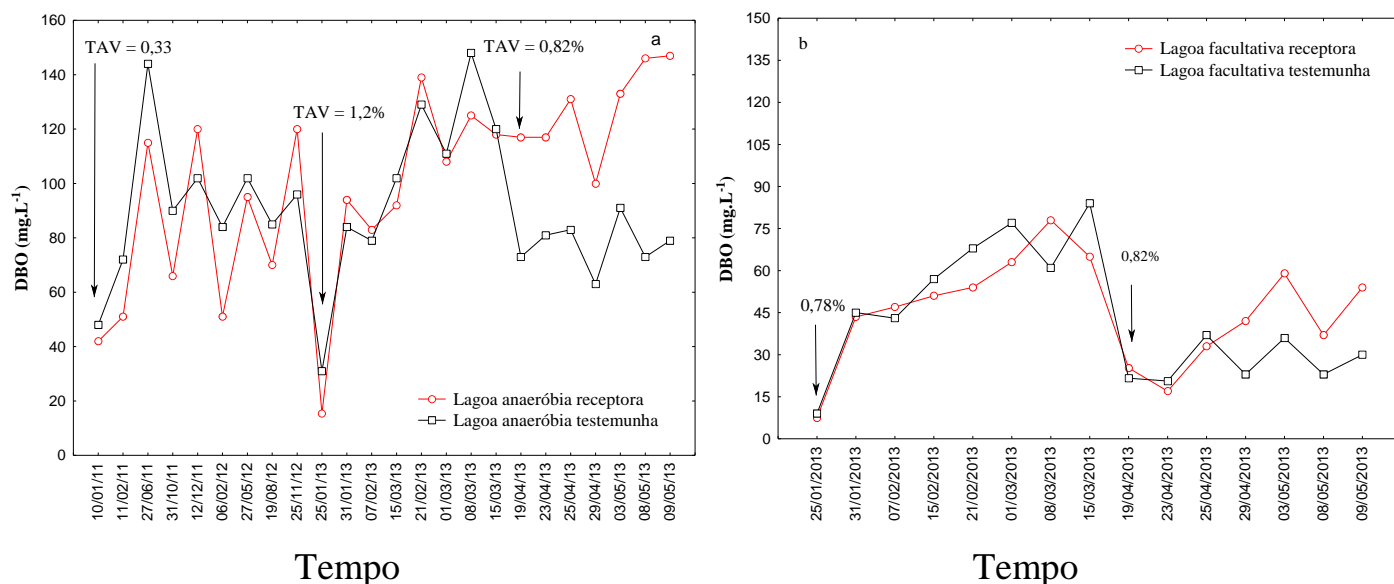


Figura 29 - Variação temporal da DBO do efluente das lagoas anaeróbias (a) e facultativas aeradas (b). As flechas indicam as taxas de resíduos.

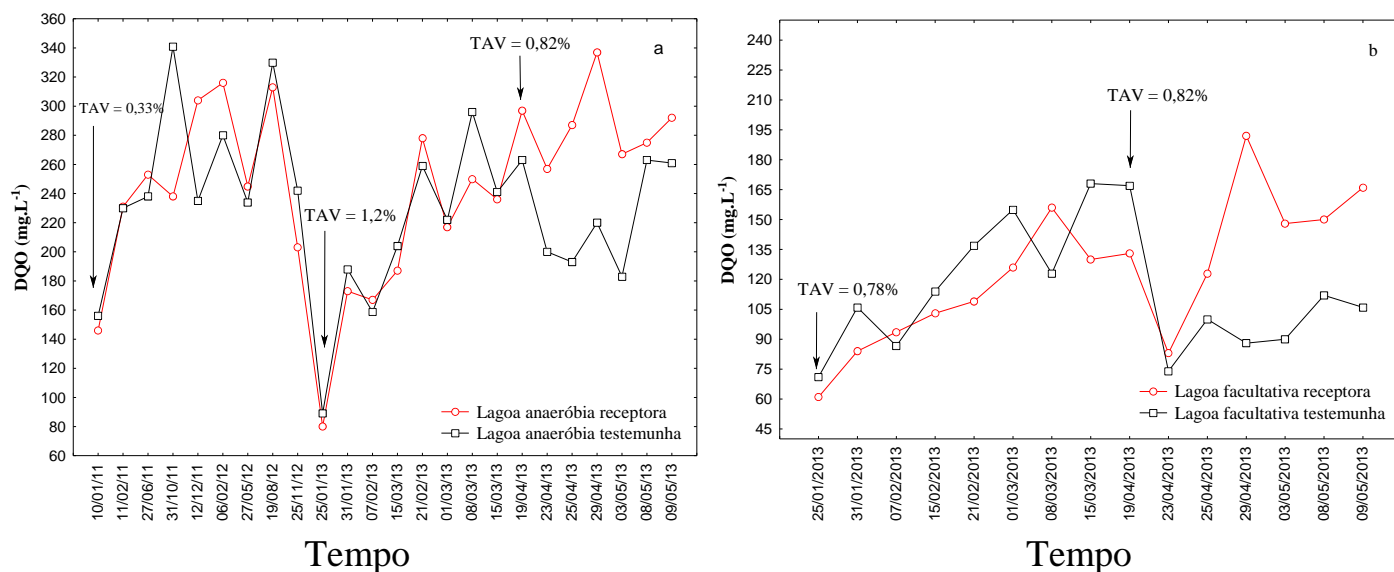


Figura 30 - Variação temporal dos valores de DQO mensurados nas lagoas anaeróbias (a) e facultativas aeradas (b). As flechas indicam as taxas de resíduos utilizadas no estudo.

As concentrações de DBO e DQO não apresentaram diferença significativa, tanto para as lagoas anaeróbias, quanto para as facultativas aeradas, na segunda etapa da pesquisa. Isso pode ser explicado pela baixa taxa de aplicação de resíduos e pela pequena contribuição de DBO (9%) e DQO (11%) apresentada pelos resíduos de fossas e tanques sépticos.

Entretanto, na terceira etapa, quando aplicado o teste t, observou diferença significativa para as lagoas anaeróbias. Ao avaliar a contribuição de matéria orgânica pelos resíduos de fossas e tanques sépticos nessa etapa, tem-se 4,3% para DBO e 7,3% para DQO. Deste modo, a carga orgânica proveniente dos resíduos foi muito menor que a do esgoto sanitário *in natura*, não influenciando negativamente na qualidade do efluente das lagoas. Outro fator importante foi a TCOV de 0,11 kg DBO/m³.dia calculada na terceira fase do experimento, que não superou o limite de 0,30 kg DBO/m³.dia estabelecido na literatura especializada.

A diferença significativa encontrada na terceira fase pode estar atribuída à diminuição do TDH na lagoa receptora, o qual ficou abaixo do tempo mínimo recomendado para operação de lagoa anaeróbia (3 a 6 dias).

5.3.1.3 Sólidos

Na figura 31 e 32 encontra-se a variação temporal de sólidos suspensos e sólidos sedimentáveis, respectivamente, no efluente das lagoas anaeróbias e facultativas aeradas da ETE – Anápolis.

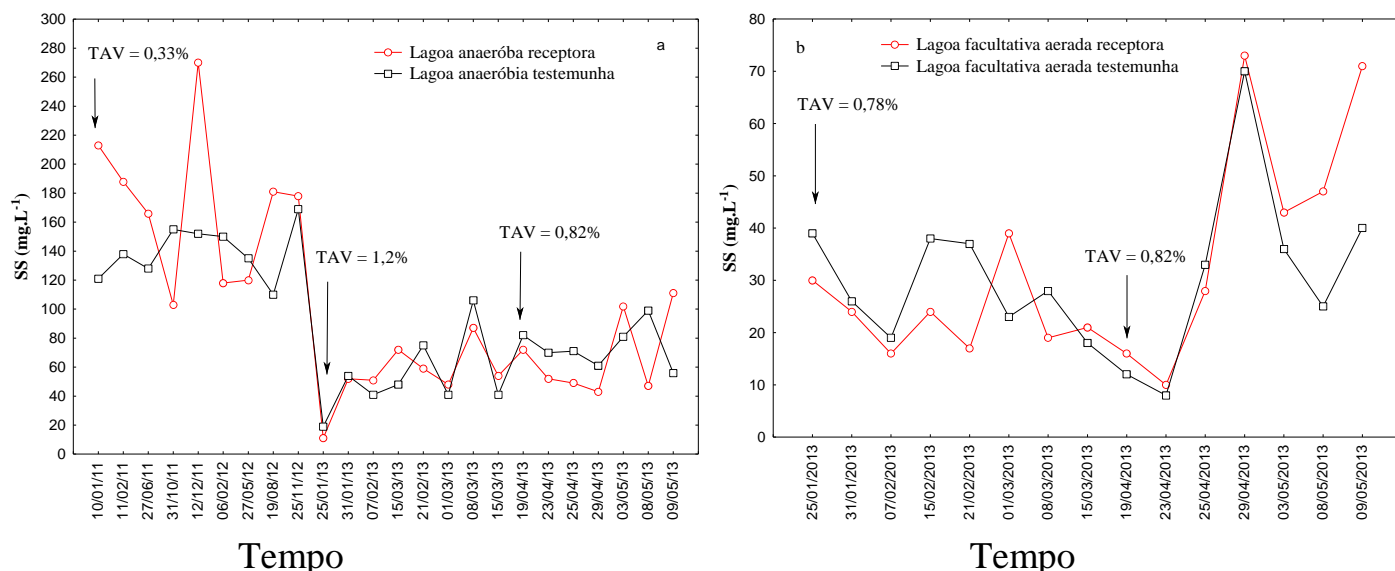


Figura 31 - Variação temporal de SS no efluente das lagoas anaeróbias (a) e facultativas aeradas (b). As flechas indicam as TAV de resíduos utilizadas no estudo.

Não houve diferença significativa para os sólidos suspensos nas lagoas receptoras e testemunhos em nenhuma fase do estudo. Isso pode ser explicado pela baixa taxa de aplicação de resíduos de fossas e tanques sépticos; além do mais, esses resíduos contribuíram com aproximadamente 20% na carga de sólidos suspensos afluente a lagoa anaeróbia receptora, os quais, não foram capazes de provocar alteração na qualidade do efluente.

A diferença significativa foi evidenciada somente no efluente das lagoas anaeróbias para o parâmetro sólidos sedimentáveis. A codisposição dos resíduos de fossas e tanques sépticos contribuiu com aproximadamente 30% de sólidos sedimentáveis.

Apesar de o TDH necessário ser suficiente para que a sedimentação dos sólidos acontecesse, com o aporte de uma grande concentração de sólidos, parte destes não foi capaz de sedimentar, passando assim para a lagoa facultativa aerada, entretanto, em nenhum dos ensaios observou-se sólidos sedimentáveis no efluente da lagoa facultativa aerada.

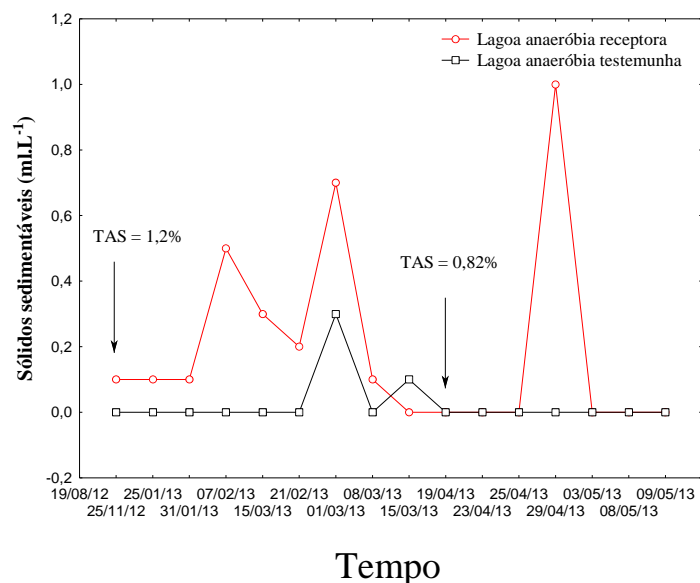


Figura 32 - Variação temporal de SS mensurados nas lagoas. As flechas indicam as taxas de resíduos utilizadas no estudo.

5.3.1.4 Nutrientes

A variação de nitrogênio amoniacal e fósforo total no efluente das lagoas anaeróbias e facultativas aeradas do módulo receptor e testemunho encontram-se nas figuras 33 e 34, respectivamente.

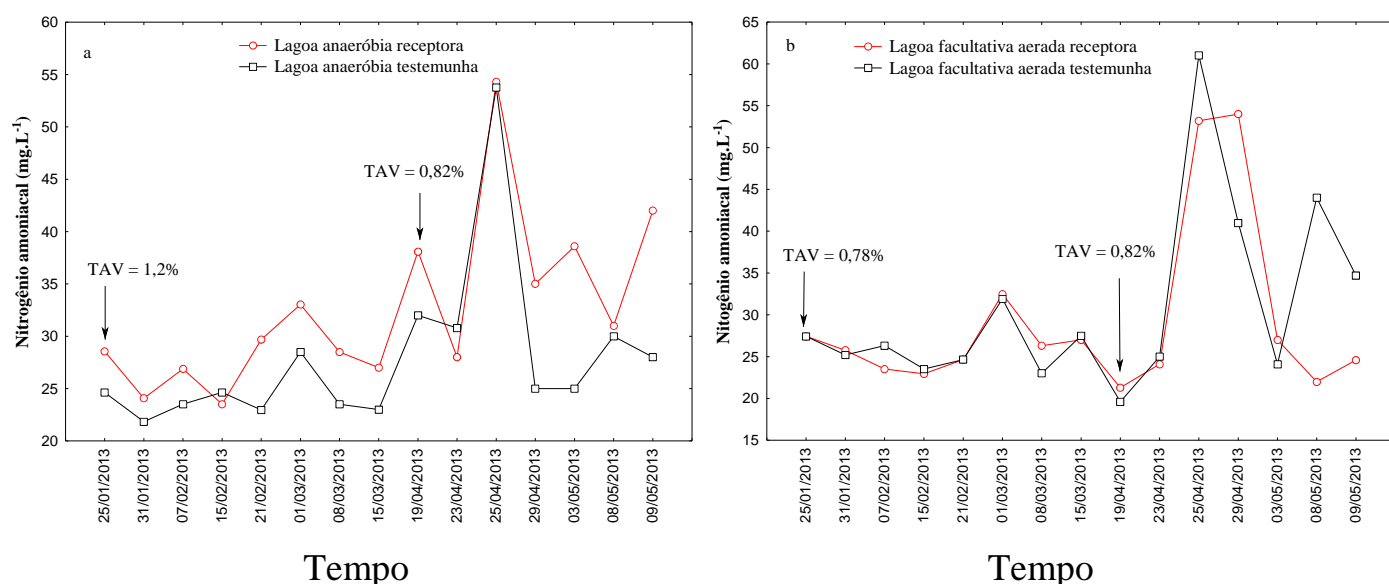


Figura 33 - Variação temporal de nitrogênio amoniacal nas lagoas anaeróbias (a) e facultativas aeradas (b). As flechas indicam as taxas de resíduos utilizadas no estudo.

Observou-se diferença significativa na concentração de nitrogênio amoniacal apenas na segunda etapa do estudo na lagoa anaeróbia receptora. Ao avaliar o balanço de massa para esse parâmetro, os resíduos contribuíram com apenas 6% de nitrogênio. Sistemas anaeróbios não são recomendados para remoção de nutrientes do esgoto sanitário, deste modo, qualquer aporte de nitrogênio proveniente dos resíduos na lagoa anaeróbia receptora poderia interferir negativamente na qualidade de seu efluente.

De acordo com Von Sperling (2002) a remoção satisfatória de nitrogênio se dá somente nas lagoas facultativas e de maturação as quais são influenciadas pelos elevados valores de pH, os quais favorecem a volatilização da amônia.

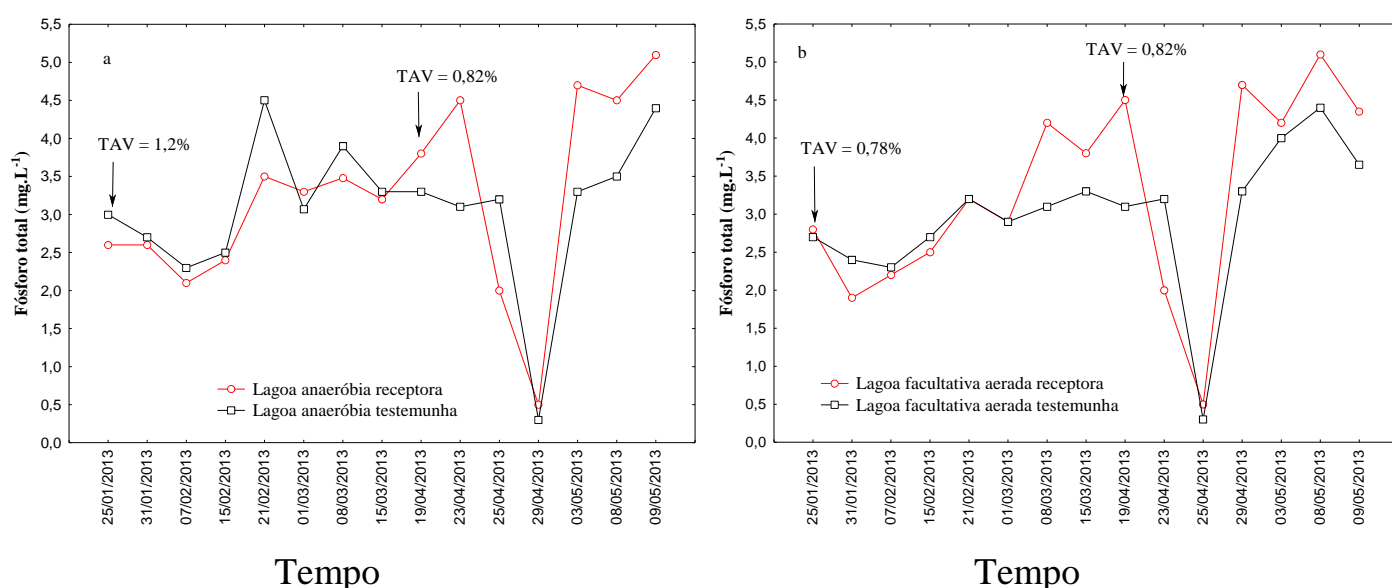


Figura 34 - Variação temporal de fósforo total nas lagoas anaeróbias (a) e facultativas aeradas (b). As flechas indicam as taxas de resíduos utilizadas no estudo.

A concentração de fósforo no efluente das lagoas anaeróbias e facultativas aeradas, tanto para o modulo receptor quanto para o testemunho, não apresentou diferença significativa, independentemente da taxa de aplicação de resíduos de fossas e tanques sépticos devido à baixa contribuição de fósforo por partes dos mesmos.

5.3.1.5 Óleos e graxas

Em nenhuma das fases do experimento, houve diferença significativa para os efluentes das lagoas anaeróbias e facultativas aerada.

A figura 35 ilustra a variação da concentração de óleos e graxas nos efluentes das lagoas anaeróbias receptora e testemunha.

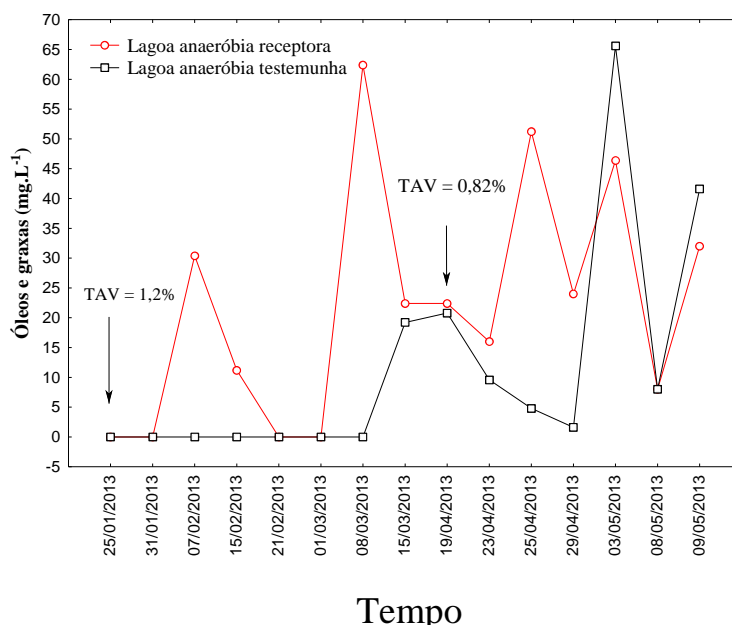


Figura 35 – Variação temporal de óleos e graxas no efluente das lagoas anaeróbias receptora e testemunho da ETE – Anápolis.

Em todas as análises realizadas nos efluentes das lagoas facultativas aeradas, os valores encontrados para as médias foram nulos, demonstrando a eficiência de remoção desse parâmetro na ETE – Anápolis.

5.3.1.6 *Escherichia coli*

As densidades de *E. coli* variou de 10 E+05 a 1,8 E+06 NMP/100 ml na lagoa anaeróbia receptora e de 4,0 E+05 a 2,8 E+06 NMP/100 ml na testemunha. Nas lagoas facultativas aeradas, observou-se variação de 10 E+04 a 4,0 E+05 e 10 E+04 a 8,2 E+05 NMP/100 ml para a receptora e testemunho, respectivamente (Tabela 13).

Considerando que o valor máximo de *E.coli* encontrado nos resíduos de fossa e tanques sépticos foi igual a 10+07 NMP/100 mL, constata-se que os resíduos apresentaram concentrações semelhantes aos de esgotos *in natura*, não acarretando aumento dessa variável nas lagoas receptoras.

Tabela 13 - Valores médios, mínimos e máximos das densidades de *E.coli* no efluente das lagoas facultativas aeradas (receptora e testemunho) da ETE - Anápolis

Lagoa	Média	Mínimo	Máximo
Anaeróbia receptora	8,5E+05	10 E+05	1,8E+06
Anaeróbia testemunho	1,8E+06	4,1E+05	2,8E+06
Facultativa aerada receptora	1,3E+05	10E+04	3,9E+05
Facultativa aerada testemunho	10E+05	10E+04	8,2E+05

5.4 Protocolo de recebimento de resíduos

Em função do cenário estudado foi traçado o seguinte protocolo de recebimento para as estações que possuem lagoas anaeróbias seguida de facultativas aeradas:

- ✓ Como se utilizou todo o volume de resíduos de fossas e tanques sépticos gerado pode-se definir que: lagoas anaeróbias seguidas de facultativas aeradas operadas em ociosidade e com taxa de aplicação volumétrica de 1,2% de resíduos de fossas e tanques sépticos não contrariaram o padrão de lançamento definido pelo CONAMA 430/11;
- ✓ As ETE do porte de Anápolis, que possuem lagoas anaeróbia seguida de facultativa aerada, podem receber resíduos de fossas e tanques sépticos com composição e taxa semelhante sem impactar na manutenção e operação do sistema, porém em ETE com porte menor será necessário um operador responsável para recebimento e avaliações práticas dos resíduos;
- ✓ Os resíduos de fossas e tanques sépticos devem ser inspecionados durante a descarga para evitar lançamentos industriais e outros materiais indevidos. Para tal, recomenda-se a observação das características visuais dos resíduos descartados. A coloração deverá ser preta, cinza ou marrom, o odor deve ser característico de esgoto sanitário, o pH deverá estar entre 5 a 9, esta análise poderá ser realizada com fitas indicadoras de pH. No apêndice D está apresentada a ficha de recebimento. Caso no momento do descarte seja observada alguma irregularidade, o operador deverá pedir ao responsável pelo caminhão que seja interrompido o descarte imediatamente. Um documento deverá ser enviado ao proprietário da empresa limpa-fossa, comunicando que não poderá continuar descartar esse material na ETE.

- ✓ As ETE receptoras devem receber os resíduos em tratamento preliminares que apresentem, no mínimo, estruturas com gradeamento e caixa de areia para reter os sólidos grosseiros.
- ✓ Com a finalidade de evitar o recebimento de resíduos industriais, a possibilidade de uma construção de um tanque de inspeção de resíduos foi levantada. Os resultados das análises de metais realizadas nos resíduos de fossa e tanque sépticos coletados na ETE – Anápolis não apresentaram concentrações elevadas dos parâmetros avaliados. Isso leva a crer que os resíduos que a ETE recebe não são provenientes de indústrias. Assim, descartou-se a necessidade de construção de um tanque exclusivamente para esse fim.

6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Com base nos resultados obtidos pode-se concluir que:

A caracterização dos resíduos de fossas e tanques sépticos dispostos na ETE mostrou que esses resíduos possuem variação na composição química, física e microbiológica, porém, dentro da faixa apresentada pelas literaturas consultadas.

Par as condições estudadas, a codisposição não interferiu na qualidade do esgoto tratado, embora o efluente da lagoa anaeróbia receptora tenha apresentado maiores valores de sólidos sedimentáveis e nitrogênio amoniacal.

A codisposição não interferiu de forma significativa na operação e manutenção da ETE, uma vez que a quantidade de espuma não exigiu a contratação de mais mão de obra, interferindo nos custos operacionais, entretanto, vale salientar que o aumento do lodo da lagoa poderá maiores gastos com remoção e destinação final.

O protocolo elaborado poderá ser utilizado para ETE que tenham o mesmo sistema adotado pelo município de Anápolis, lagoa anaeróbia seguida de facultativa aerada, e que operem com os mesmos parâmetros de projeto (TDH, TCOV, TAS) e que recebam resíduos de fossas e tanques sépticos com características similares.

O estudo demonstrou que a codisposição de resíduos de fossas e tanques sépticos e esgoto sanitário, em ETE com sistemas de lagoas pode ser uma alternativa viável.

Recomenda-se estudo com taxas de aplicação volumétrica mais alta, além da avaliação de possíveis impactos no tratamento preliminar.

7. REFERÊNCIAS

AECOM; SANDEC; EAWAG. **A Rapid Assessment of Septage Management in Asia: Policies and Practices in India, Indonesia, Malaysia, the Philippines, Sri Lanka, Thailand, and Vietnam**, 2010.

AL-SA'ED, R. M.Y; HITHNAWI, T. M. Domestic Septage Characteristics and Cotreatment Impacts on Albireh Wastewater Treatment Plant Efficiency. **Dirasat, Engineering Sciences**, V. 33, N.2, 2006.

ALVES, K. G. B. **Estudo da evolução da camada de lodo da lagoa anaeróbia profunda da pedra n° 7 do sistema de tratamento de esgotos do Róger na grande João Pessoa – PB**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Ciências e Tecnologia, 2006.

APHA; AWWA; WPCF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 19° ed, Washington DC, 2005.

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

ANDREOLI, C. V. (Coord.). **Lodo de fossa e tanque séptico**: Caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final. PROSAB 5 – Programa de Pesquisa em Saneamento Básico. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

BORGES, B. N. **Caracterização e pré-tratamento de lodo de fossa e tanques sépticos**. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – USP, 2009.

BRASIL. Lei N° 11.445, de 05 de janeiro de 2007. **Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico**. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/11445.htm>. Acesso em: 22 maio de 2012.

_____. Fundação Nacional de Saúde. **Manual de saneamento**. 3. ed. Brasília, 2004.

_____. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução n° 375 – Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências**. De 29 de agosto de 2006. Diário Oficial da União, Brasília, 18/03/2005, 32 p

_____. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução n° 430/2011 – 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**. De 13 de maio de 2011. Diário Oficial da União, Brasília, 16 de maio de 2011a, 8 p.

_____. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico - 2008**. Rio de Janeiro, 2010.

_____. IBGE. **Sinopse do Censo Demográfico 2010**. Disponível em: <<http://www.censo2010.ibge.gov.br/sinopse/index.php?dados=P16&uf=00>>. Acesso em 05 maio 2012.

CASSINI, S. T. A. (Org.). **Digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos com aproveitamento do biogás**. 1. ed. São Carlos: Rima Editora:ABES, v. 1, 2003.

CAMPOS, et al., Tratamento combinado de lodo de tanque séptico e de fossas com esgoto sanitário. In: ANDREOLI, C. V. (Org.). **Lodo de fossa**. Lodo de fossa e tanque séptico: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final. PROSAB 5 – Programa de Pesquisa em Saneamento Básico. Rio de Janeiro: ABES, 2009. P 181.

CORDEIRO, B. S. **A Gestão de lodos de fossas sépticas: Uma abordagem por meio da análise Multiobjetivo e Multicritério**. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Universidade de Brasília, 2010.

FERNANDES, A. M; KIRSHEN, P; VOGEL, R. M. Optimal Siting of Regional Fecal Sludge Treatment Facilities: St. Elizabeth, Jamaica. **Journal of Water Resources Planning and Management**, vol. 134, n. 1, p. 55–63, 2008.

FERREIRA, A. R. V. M. **Contribuição para o estudo dos efeitos do conteúdo de fossas sépticas no dimensionamento de reactores biológicos de sistemas de lamas activadas**. Dissertação (Mestrado em Engenharia do ambiente) Universidade Nova de Lisboa, 2011.

FORREST & ASSOCIATES. Final Report – **Situation analysis development of guidelines, standards and regulations for the management of septage and sludge**, 2005.

GOIÁS. Decreto Estadual nº1745, de 06 de dezembro de 1979. **Aprova o Regulamento da Lei nº8544, de 17 de outubro de 1978, que dispõe sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente**.

GROSSMAN, G. D., DOWD, J., CRAWFORD, M. Assemblage stability in stream fishi: a review. **Environ. Manage.**, 14:661-671, 1990.

GONÇALVES, R.F (Coord.) **Gerenciamento do lodo de lagoas de estabilização não mecanizadas**. Rio de Janeiro: ABES, 2000. 80p.

GONCALVES, C. P. **Impacto do lançamento de lodo de tanques/fossas sépticas em estação de tratamento de esgoto com reator UASB**. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.

HALALSHEH, M. M et al., Biodegradation and seasonal variations in septage characteristics. **Environmental Monitoring and Assessment**. P. 419 – 426, 2010.

HARTMANN, C. M. et al. Definições, histórico e estimativas de geração de lodo séptico no Brasil. In ANDREOLI, C. V. (Coord.). **Lodo de fossa**. Lodo de fossa e tanque séptico: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final. PROSAB 5 – Programa de Pesquisa em Saneamento Básico. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

HEINSS, U.; LARMIE, S.A.; STRAUSS, M. **Solids-Liquid Separation of Faecal Sludges**. EAWAG/SANDEC, 1998.

HEINSS, U.; STRAUSS, M. **Co-Treatment of Faecal Sludge and Wastewater in Tropical Climates**. EAWAG/SANDEC. Duebendorf, Suíça, 1999.

INGALLINELLA, A. M et al. The Challenge of faecal sludge management in urban areas – strategies, regulations and treatment options. **Water Science and Technology**. v. 46, p. 285-294, 2002.

INGUNZA, M. D. P. D. et al. Caracterização física, química e microbiológica do lodo de fossa/tanque séptico. In ANDREOLI, C. V. (Org). **Lodo de fossa**. Lodo de fossa e tanque séptico: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final. PROSAB 5 – Programa de Pesquisa em Saneamento Básico. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 3. ed. Rio de Janeiro, ABES, 1995.

_____. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 6. ed. Rio de Janeiro, ABES, 2011.

KLINGEL, F. et al. **Faecal Sludge Management in Developing Countries – A planning manual**. EAWAG/SANDEC, 2002.

KONÈ, D.; STRAUSS, M. **Low cost options for treating faecal sludge (FS) in developing countries - challenges and performance**. In 9th International IWA Specialist Group Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control and to the 6th International IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilisation Ponds, **Anais**. Avignon, França, 27 Set. – 1 Out, 2004. Disponível em: <http://www.eawag.ch/forschung/sandec/publikationen/ewm/dl/FS_treatment_Avignon.pdf>. Acesso em: 23 jun 2012.

McARDLE, B. H., GASTON, K. J., LAWTON, J. H. 1990. Variation in the size of animal populations: Patterns, problems and artefacts. **Journal of Animal Ecology**, 59: 439-454.

MEDEIROS, D. D. V. **Avaliação da eficiência de lagoas de estabilização no tratamento de resíduos de fossas e tanques sépticos sépticas**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, 2009.

MENESES, C. G. R. et al. **Caracterização físico-química e biológica dos resíduos de sistemas tipo tanque séptico-sumidouro da cidade do Natal**. In: XXI CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITARIA E AMBIENTAL, João Pessoa, 2001.

METCALF & EDDY **Wastewater Engineering: treatment and reuse**. 4 ed. New York: McGraw-Hill. 2003.

MONTANGERO, A.; STRAUSS, M.; Ingallinella, A. M.; Koottatep, T.; LARMIE, S. A. Cuando los tanques sépticos estan llenos – el desafio del manejo y tratamiento de lodos fecales. **Anais**. 11º Congreso Argentino de Saneamiento y Medio Ambiente AIDIS Argentina, 2000.

MONTANGERO, A.; STRAUSS, M. **Faecal Sludge Treatment**. EAWAG/SANDEC, 2002.
MOTA, S. **Introdução à engenharia ambiental**, 4. ed. Rio de Janeiro, ABES, 2006.

Naqibullah (1984) *apud* STRAUSS, M.; LARMIE, S.A; HEINSS, U. Treatment of Sludges from On-Site Sanitation: Low-Cost Options. **Water Science and Technology**, v. 35, n. 6, 129 - 136, 1997.

OLIVEIRA, et al. Efeitos do recebimento de lodo gerado em estação de tratamento de água para abastecimento em sistemas de tratamento de esgoto por lagoas de estabilização. **Revista (Digital) AIDIS**. v. 1, nº 2, 2007.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE (OMS) e UNICEF (2000). **Global Water Supply and Sanitation Assessment**, 2000.

OMS. **Guidelines for the safe use of Wastewater, excreta and greywater. Excreta and greywater use in agriculture**. v. 4. Geneva, Suíça, 2006. 117 p. Disponível em <http://www.who.int/water_sanitation_health/wastewater/gsuweg4/en/index.html>. Acesso em: 23 maio 2012.

PEREIRA, C. R. **Gerenciamento dos resíduos sólidos gerados na estação de tratamento de esgoto de Anápolis - GO**. Dissertação (Mestrado em Engenharia do meio ambiente) – Universidade Federal de Goiás, 2007.

PIEROTTI, S. M. **Avaliação da partida de um reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB), em escala real, sob condições hidráulicas desfavoráveis**. Dissertação (Mestrado). São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2007 – EESC/USP. P.118

RATIS, A. N. F. A. **Caracterização dos resíduos esgotados de sistemas de tratamento individual de esgotos domésticos de Natal**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2009.

RIOS, F. P. **Avaliação de sistemas individuais de disposição de esgotos e das empresas limpa-fossas na região metropolitana de Goiânia**. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente) – Escola de Engenharia da Universidade Federal de Goiás, 2010.

SANEAGO – Saneamento de Goiás S/A. **Relatórios Mensais de Operação da ETE - Anápolis – GO**, 2010.

SANEAGO – Saneamento de Goiás S/A. **Relatórios Mensais de Operação da ETE - Anápolis – GO**, 2011.

SANEAGO – Saneamento de Goiás S/A. **Relatórios Mensais de Operação da ETE - Anápolis – GO**, 2012.

SAQQAR E PESCOD (1995a) *apud* STEIL, L. **Avaliação da atividade microbiana anaeróbia metanogênica na lagoa de estabilização anaeróbia da ETE do município de Cajati, Vale do Ribeira de Iguape, Estado de São Paulo**. Tese (Escola de engenharia de São Carlos). USP, 2007.

SAQQAR, M. M., PESCOD, M. B. Modeling sludge accumulation in anaerobic wastewater stabilization pond. **Water Science and Technology**, Vol. 31, N° 12, pp. 185-190, 1995 (b).

SILVA FILHO, P. A. **Diagnóstico operacional de lagoas de estabilização**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2007.

SILVA, M. M. P. **Tratamento de lodos de tanques sépticos por co-compostagem para os municípios do semi-árido paraibano: alternativa para mitigação de impactos ambientais**. 2008. Tese (Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais). Campina Grande-PB: UFCG, 2008.

STEINER, M. et al. **Economic aspects of low-cost faecal sludge management. Estimation of collection, haulage, treatment and disposal /reuse cost**, EAWAG/SANDEC, Dübendorf, Suíça, 2002.

STRAUSS, M.; LARMIE, S.A; HEINSS, U. Treatment of Sludges from On-Site Sanitation: Low-Cost Options. **Water Science and Technology**, v. 35, n. 6, 129 - 136, 1997.

TACHINI, M. **Avaliação de tratamento integrado de esgotos sanitários e de lodo de tanque séptico em reator anaeróbio – RALF**. 141 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Regional de Blumenau (FURB), Blumenau, SC, 2002.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Guide to Septage Treatment and Disposal** Washington, D.C. Estados Unidos, 1994.

_____. **Decentralized System Technology Fact Sheet Septage Treatment/Disposal**. Washington, D.C. Estados Unidos, 1999.

CARRILHO, S. M. A. V.; OLIVEIRA, G. H.; CARVALHO, E. H. Avaliação dos serviços prestados por empresas limpa-fossas do município de Anápolis - Goiás. 2012. **Anais. XV SILUBESA**. Bahia, 2012.

VIERA, W. L. P. B., CARVALHO, E. H., CAMPOS, L. C. Desempenho do reator UASB da ETE – Lages – Aparecida de Goiânia em sua fase inicial de operação. **Anais do 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Campo Grande: ABES, 7p.2005

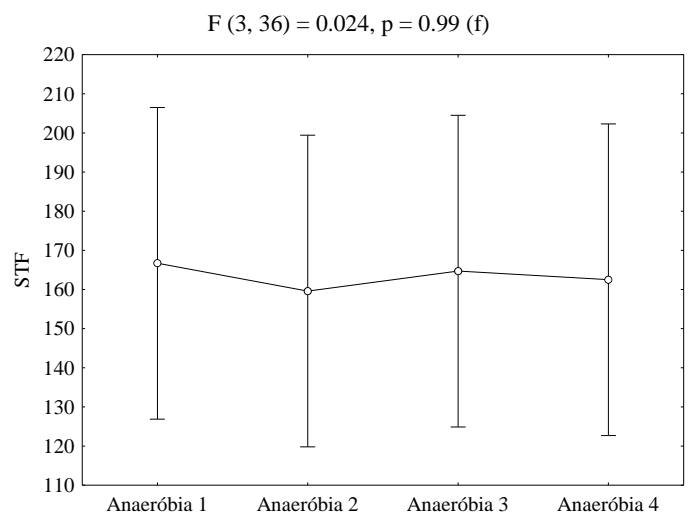
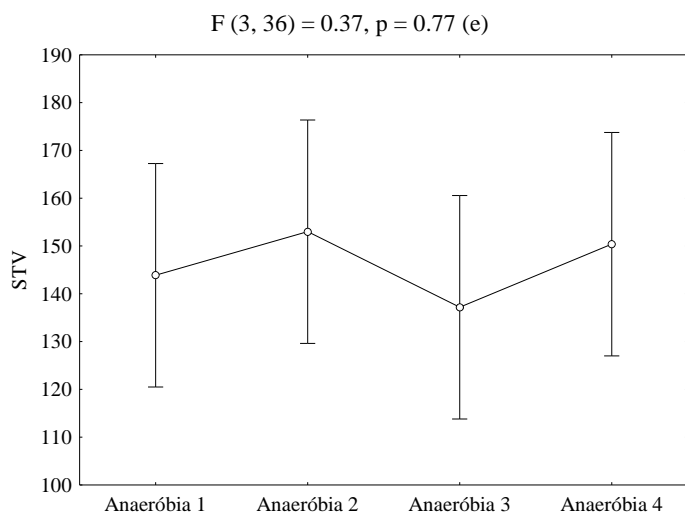
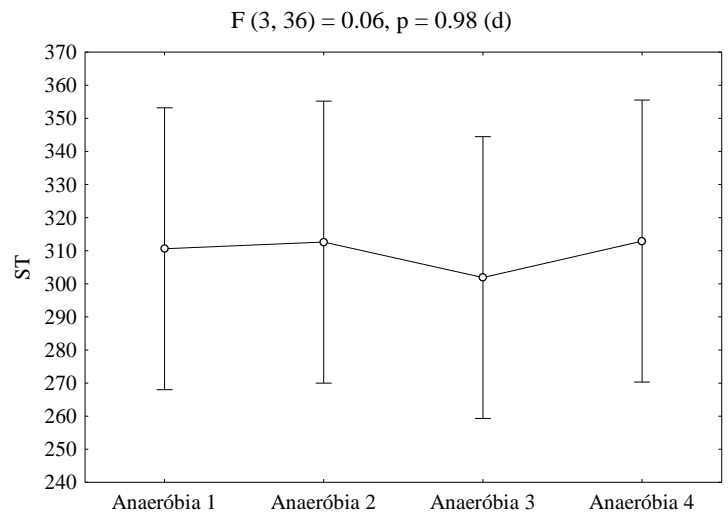
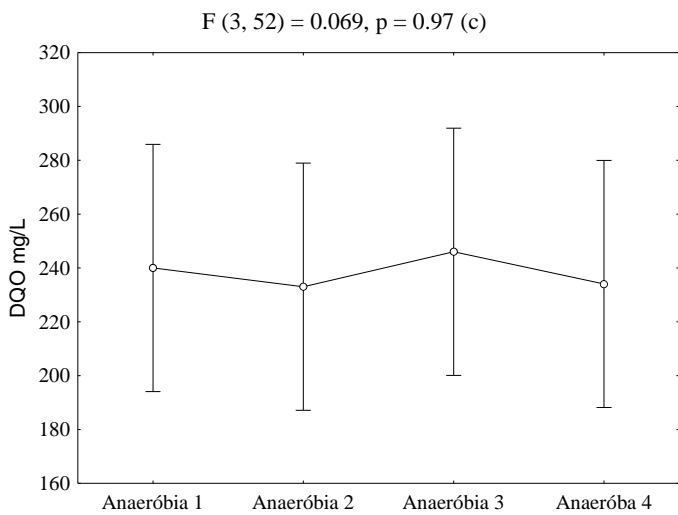
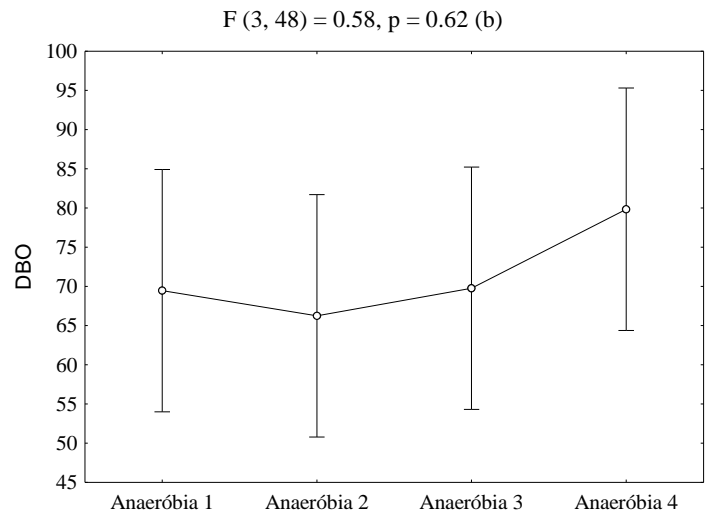
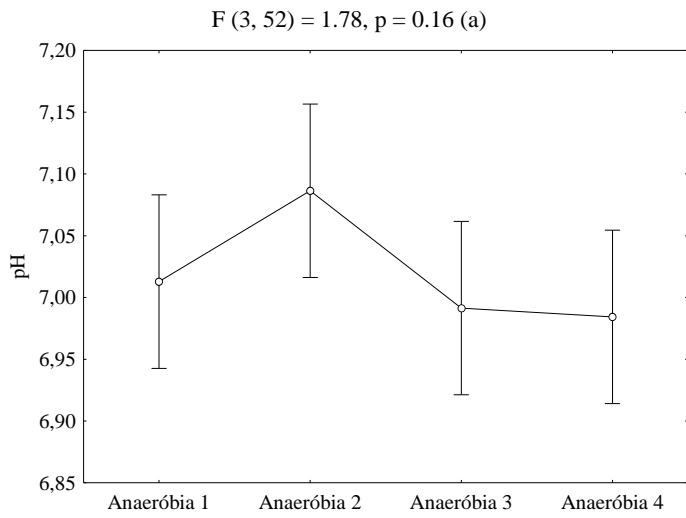
VON SPERLING, M. **Lagoas de estabilização**. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA) - Universidade Federal de Minas Gerais v. 3, 2002.

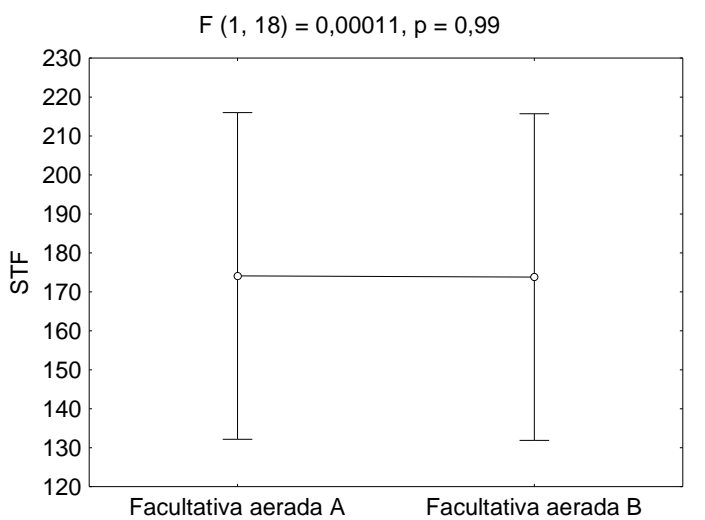
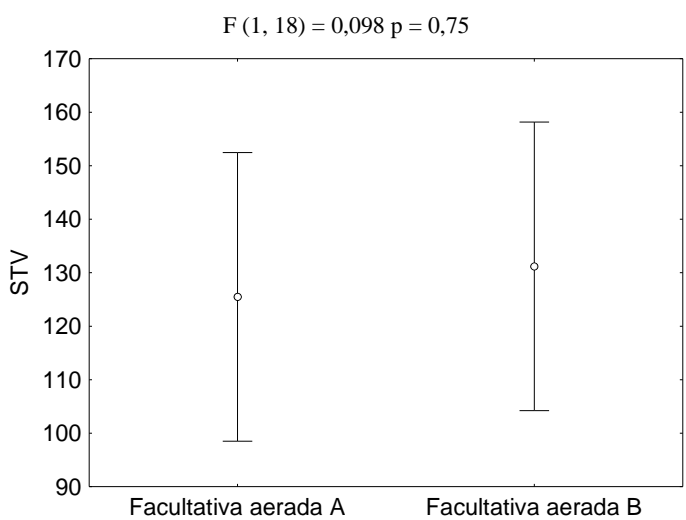
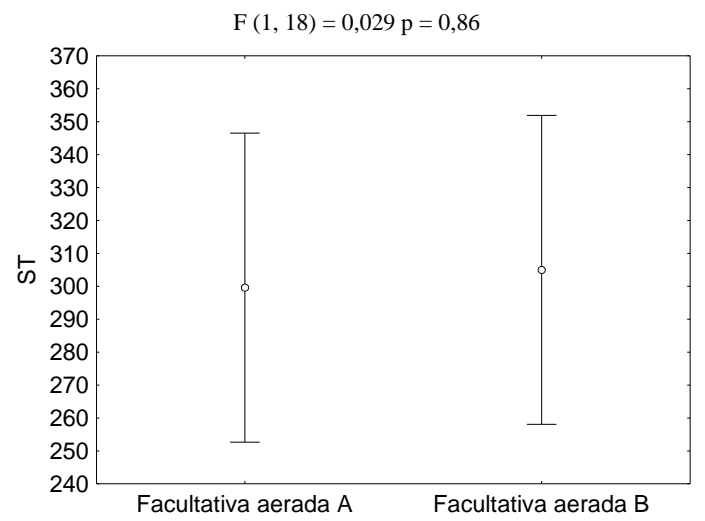
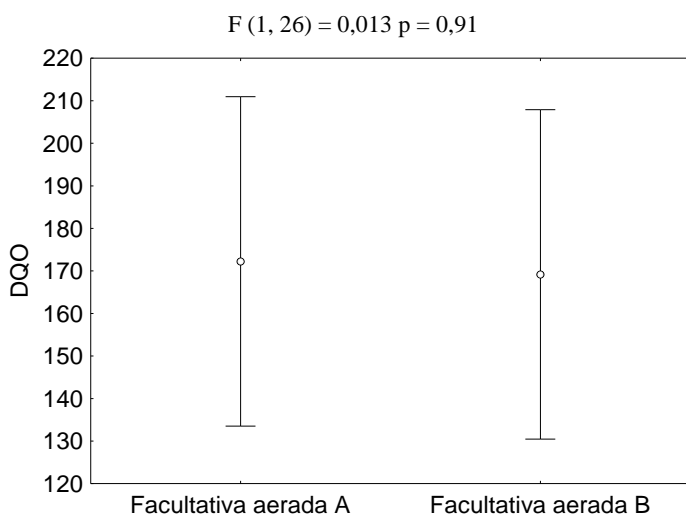
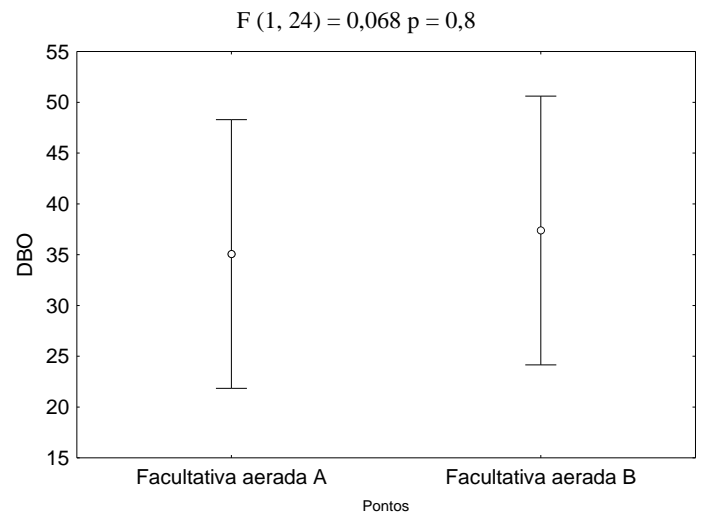
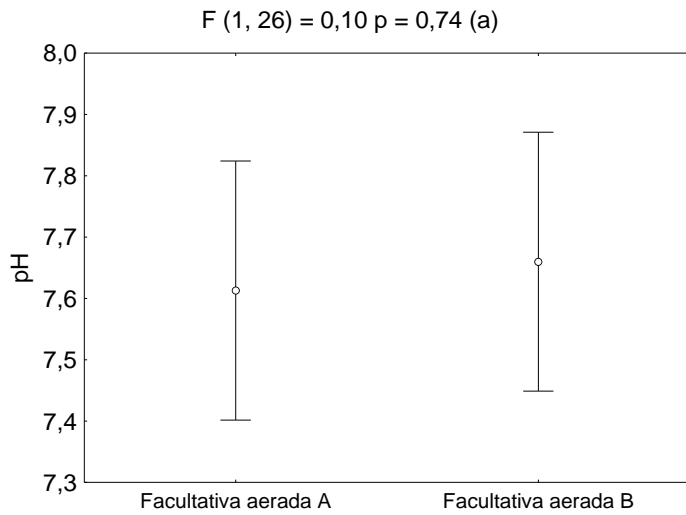
VON SPERLING, M. & CHERNICHARO, C. A. L. **Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions**. Reino Unido, IWA Publishing, Alliance House, 2005.

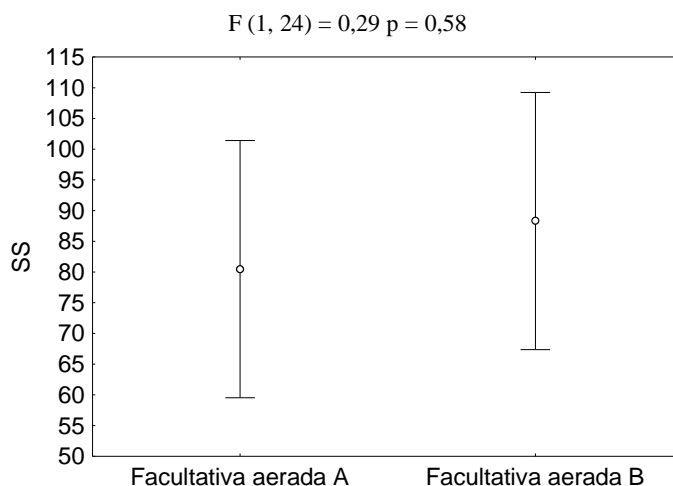
VT, Y. PHI. et al. Pathogens in septage in Vietnam. **Science of the total environment**. 408(9): 2050-3, 2010.

ZAR, J. H. 2010. **Biostatistical analysis**: 5ª ed. Pearson Education, Upper Saddle River, New Jersey.

APÊNDICE A – Tratamento estatístico dos dados fornecidos pela SANEAGO, antes do isolamento dos módulos de lagoas da ETE – Anápolis.







O tratamento estatístico dos dados fornecidos pela SANEAGO não indicou diferença no desempenho operacional das lagoas anaeróbias para os parâmetros pH, DBO, DQO, ST, STF e STV (Anexo A), sendo o valor de P acima do nível de significância adotado (0,05%). Entretanto, ao avaliar a figura 29 observa-se que o valor de P está abaixo do nível de significância ($P < 0,05$) para o parâmetro SS, caracterizando que houve diferença entre as lagoas anaeróbias.

Desta forma, utilizou-se de um teste *a posteriori* para informar onde a diferença encontrava-se. Ao comparar os valores de P significativo fornecidos no teste de *Tukey*, observou-se que a desigualdade encontra-se nas duas lagoas anaeróbias do módulo A, as quais quando comparadas, apresentaram o P de 0,024, abaixo do nível de significância (Tabela 16).

Nas lagoas facultativas, os valores de P encontrados no teste estatístico ANOVA apresentaram valores acima do nível de significância adotado (0,05%), sendo assim consideradas semelhantes.

Desta forma, apesar de haver diferença significativa nas duas lagoas anaeróbias do módulo A para o parâmetro SS, qualquer módulo poderia ser escolhido como receptor. Assim sendo, o módulo A foi definido para receber os resíduos de fossas e tanques sépticos.

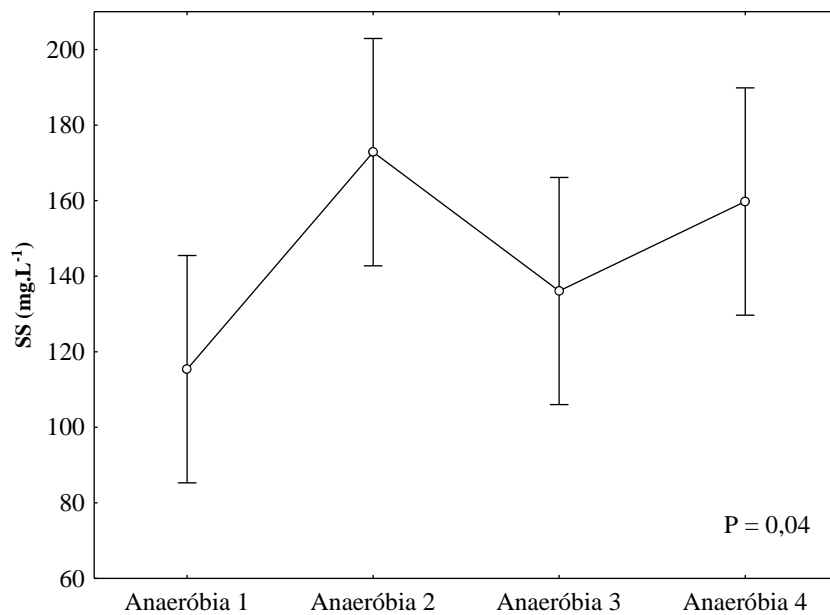
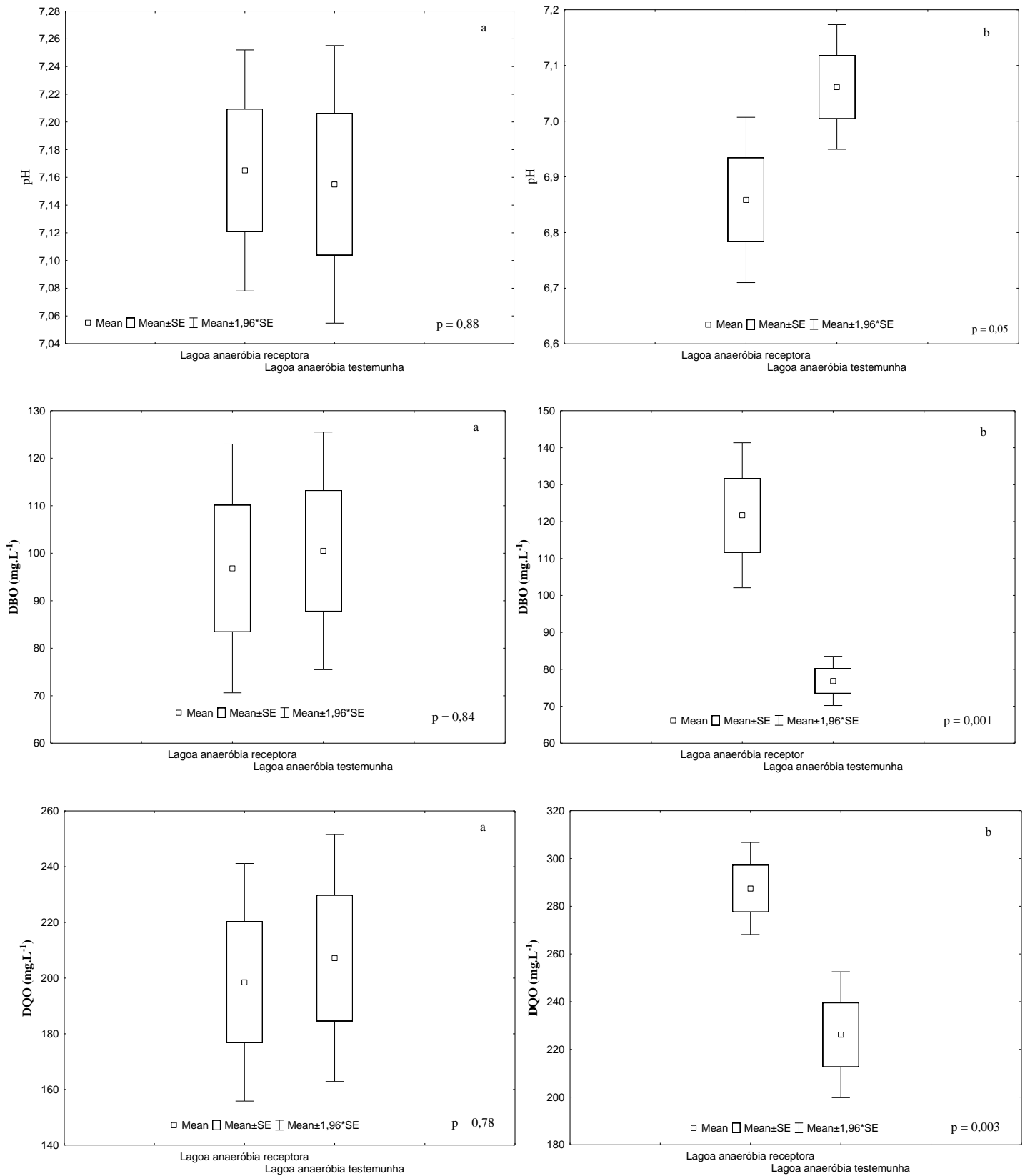


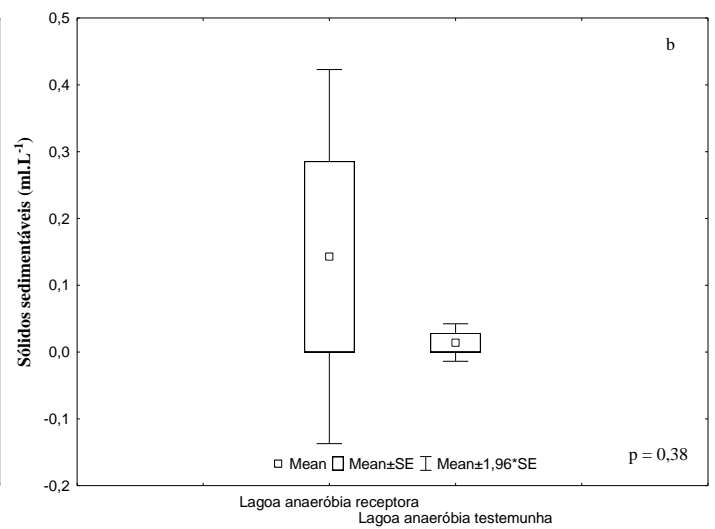
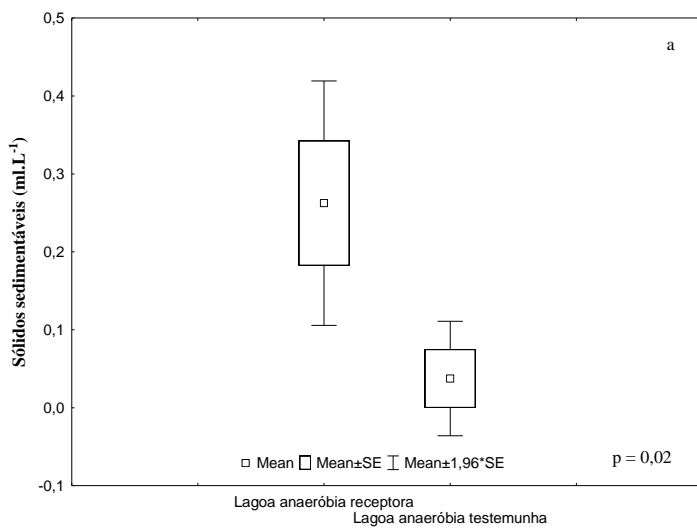
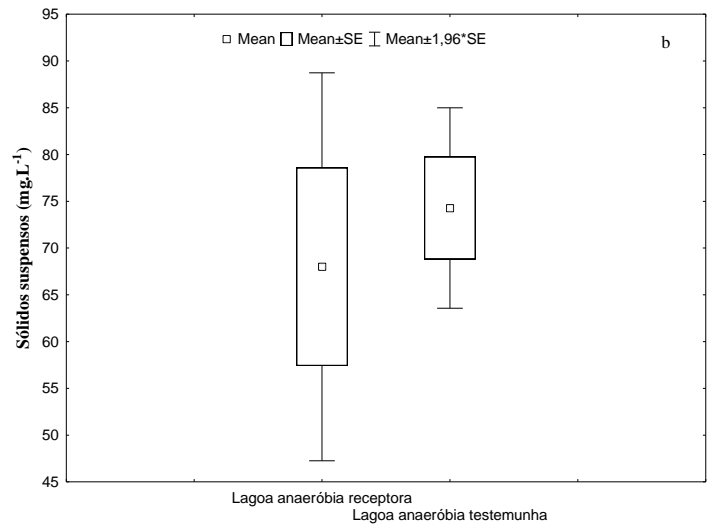
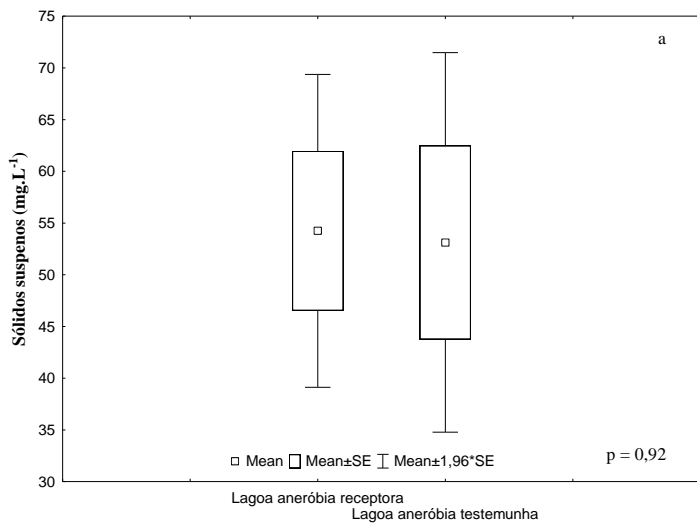
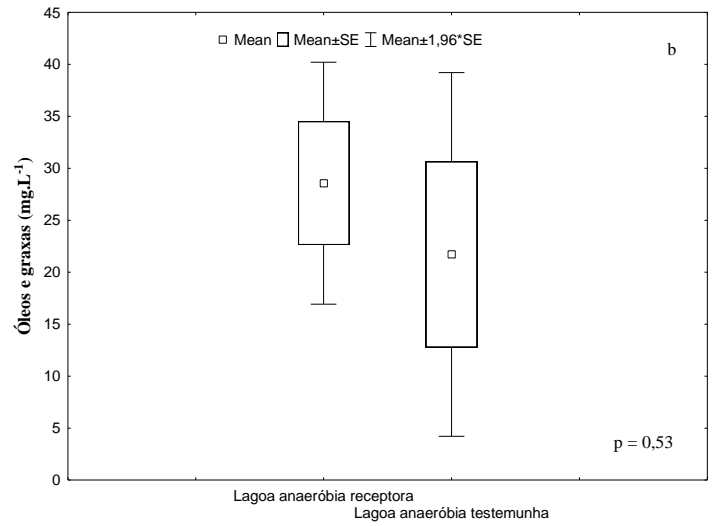
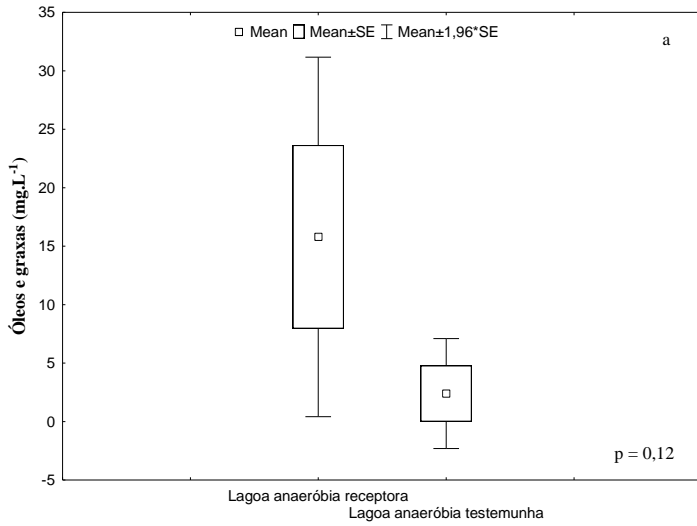
Figura 36 - Valores médios para SS mensurados nas lagoas anaeróbias no período de 2009 a 2012 ($P < 0,05$)

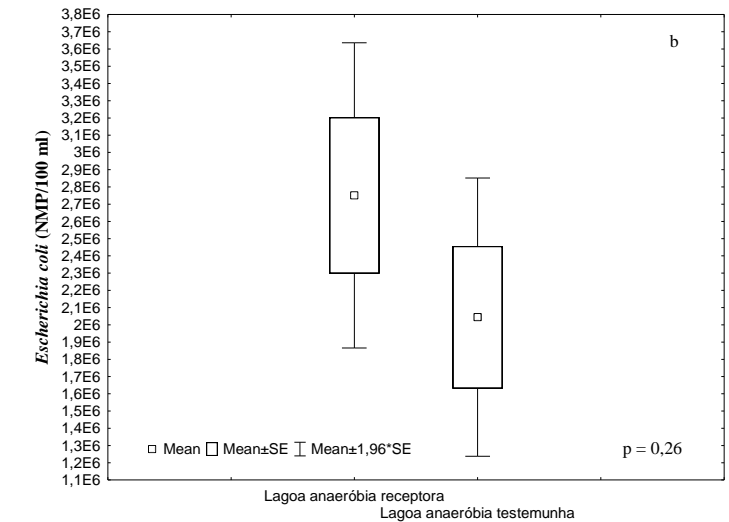
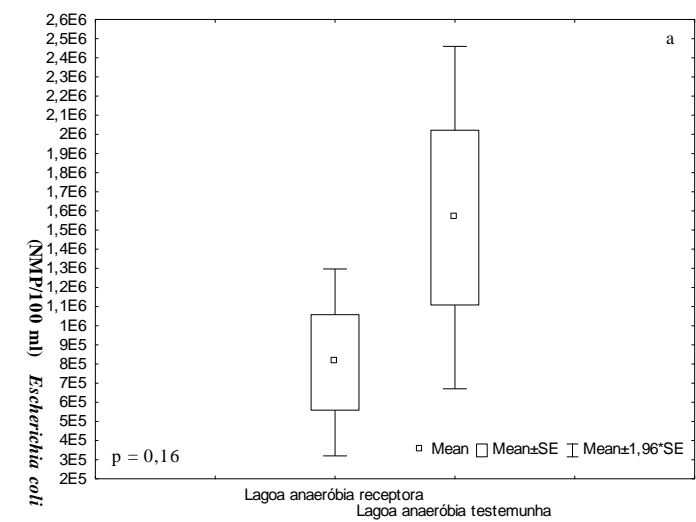
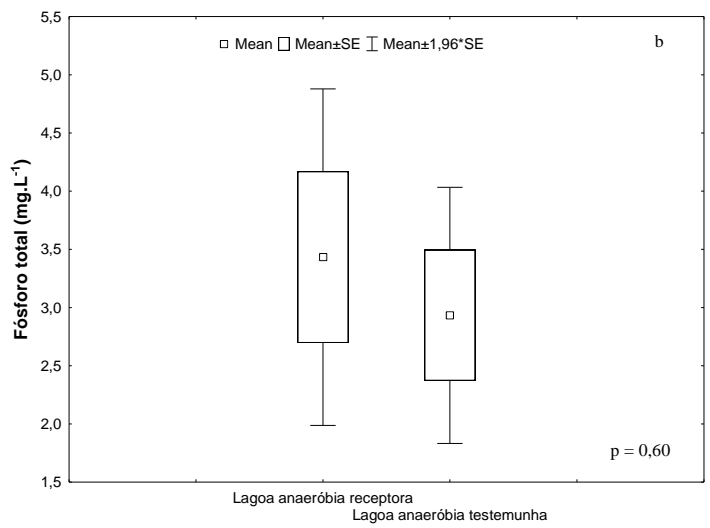
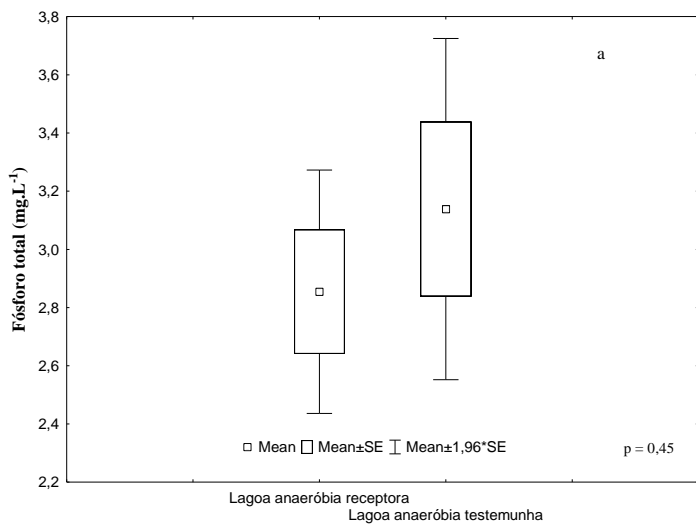
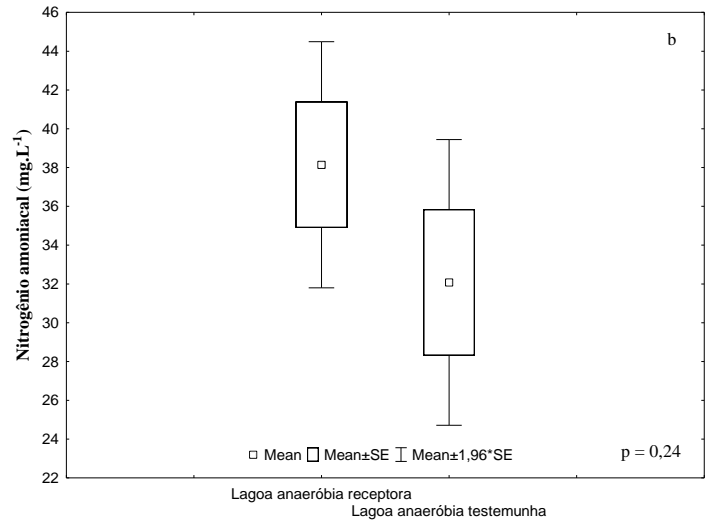
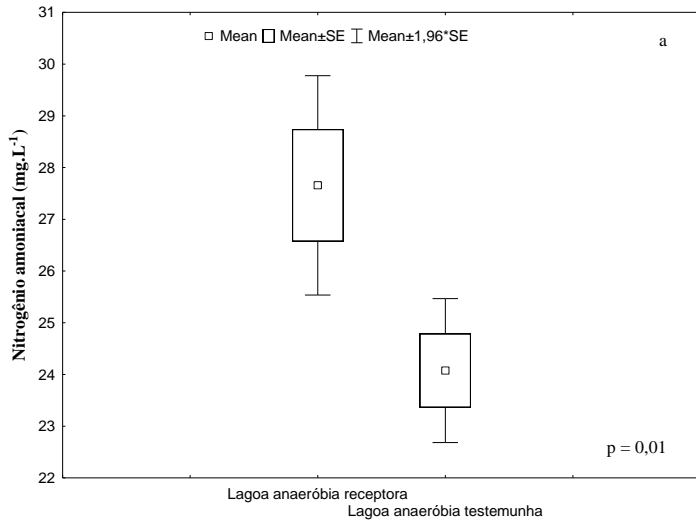
Tabela 14 - Teste de *Tukey* para a variável SS nas lagoas anaeróbias

Lagoas	Anaeróbia 1	Anaeróbia 2	Anaeróbia 3	Anaeróbia 4
Anaeróbia 1	-	0,024	0,55	0,12
Anaeróbia 2	0,024	-	0,36	0,89
Anaeróbia 3	0,55	0,36	-	0,78
Anaeróbia 4	0,12	0,89	0,78	-

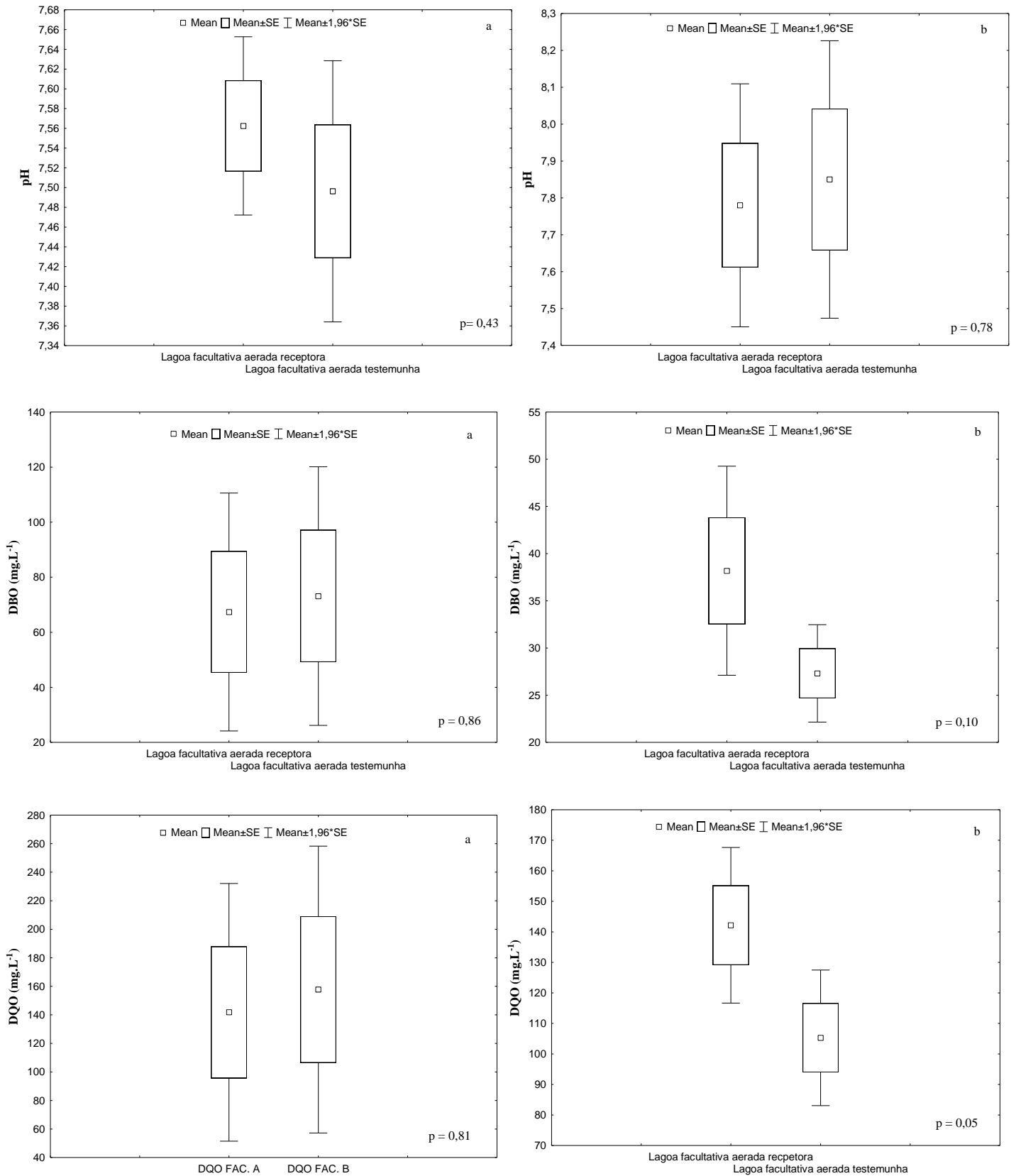
Apêndice B – Tratamento estatístico dos parâmetros avaliados na ETE – Anápolis nas diferentes fases, (a) TAR 1,2%, (b) TAR 0,82% aplicada nas lagoas anaeróbias

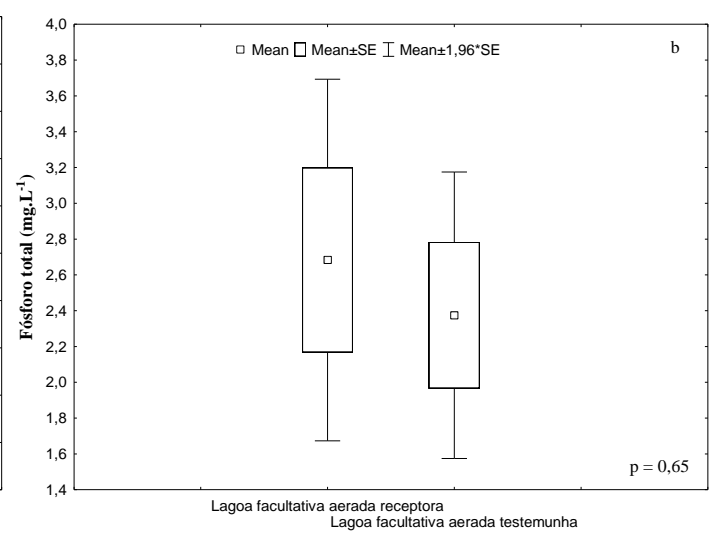
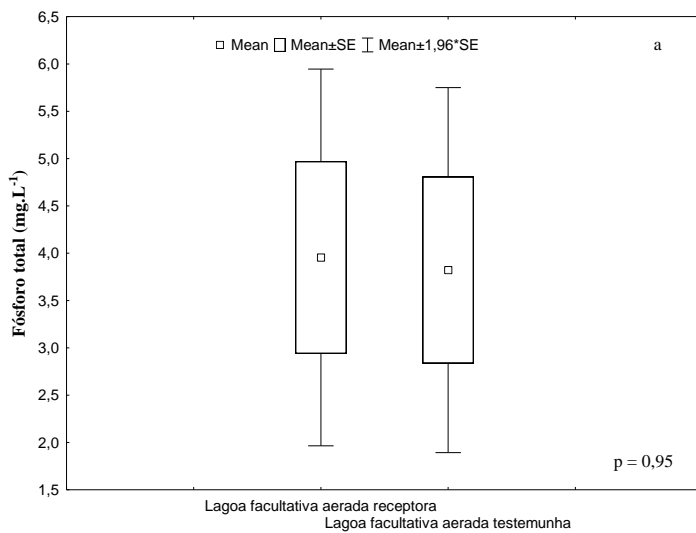
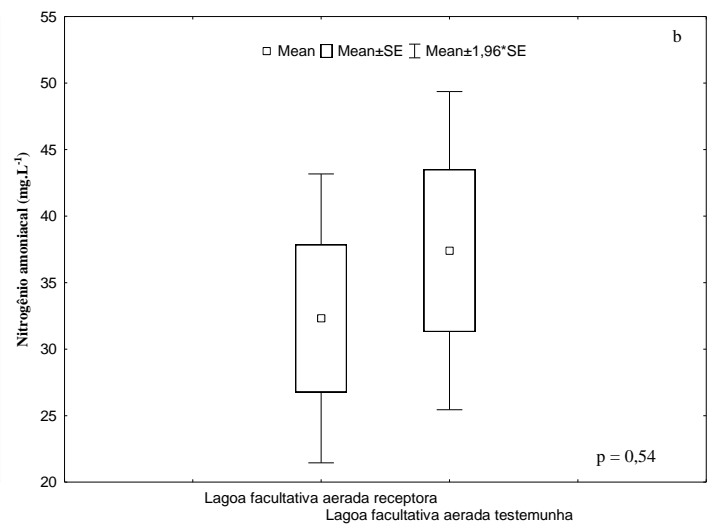
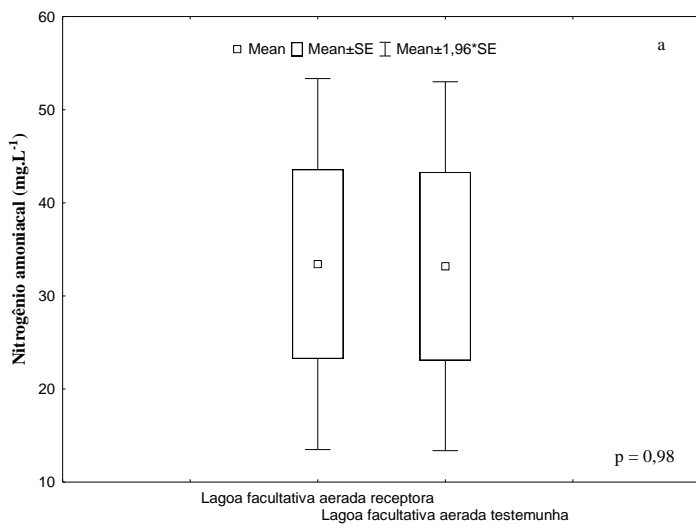
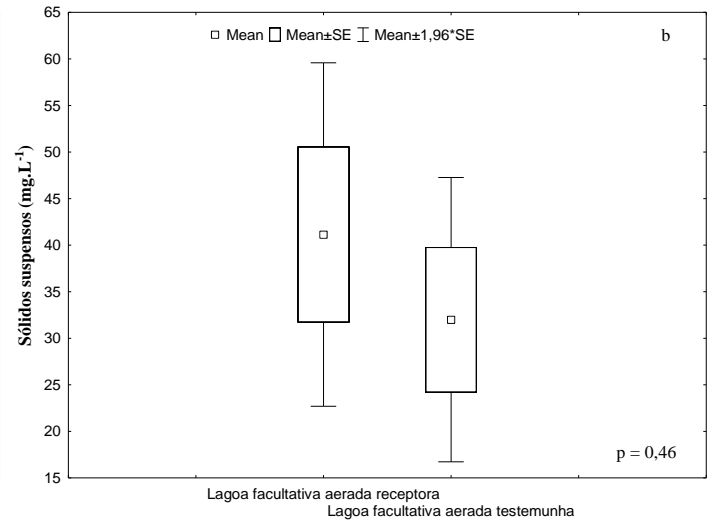
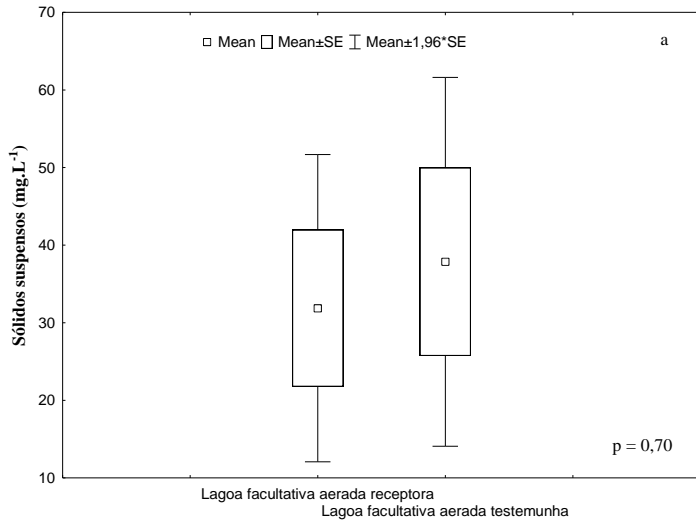


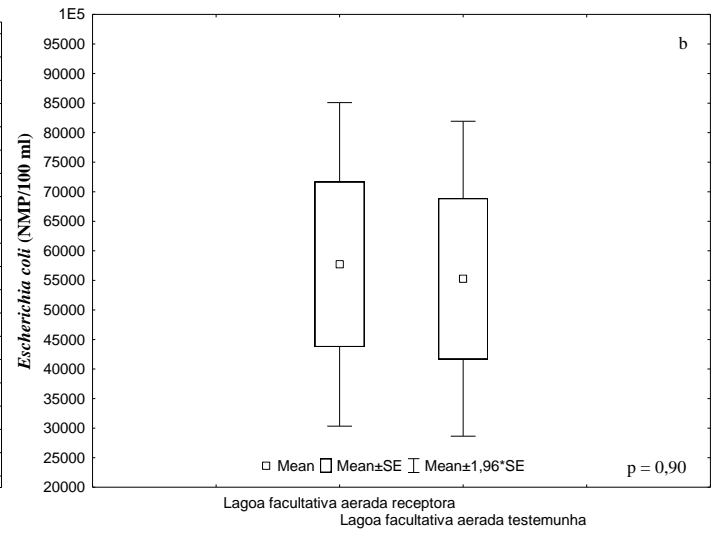
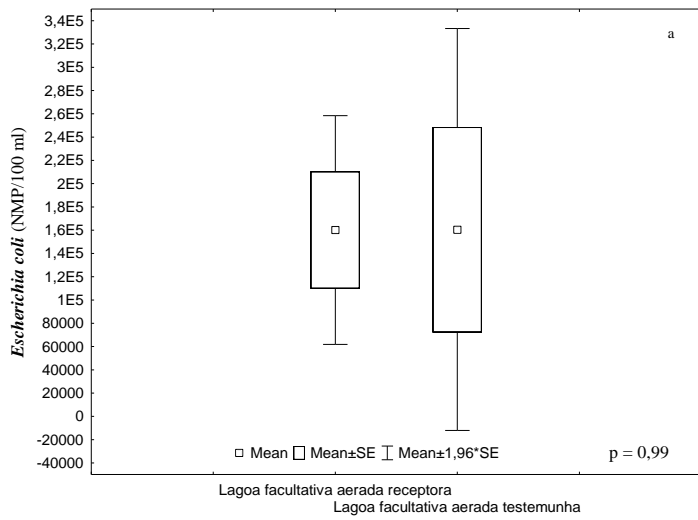




Apêndice C – Tratamento estatístico dos parâmetros avaliados na ETE – Anápolis nas diferentes fases, (a) TAR 1,2%, (b) TAR 0,82% aplicada nas lagoas facultativas aeradas







APÊNDICE D - Modelo de Ficha de Recebimento dos Resíduos de Fossa e Tanque Séptico

Ficha de Recebimento

Data: _____

Nome e RG ou CNH do motorista do Caminhão: _____

Placa do veículo: _____

Origem dos resíduos: _____

Parâmetros a serem obtidos em campo

Cor: () Preta () Cinza () Marrom () Outros: _____

Odor: () Forte () Médio () Fraco () Outros: _____

Outros aspectos verificados e de relevância para o processo:

Nome da empresa: _____

Observações: _____

Responsável pelo descarte: _____

Responsável pelo recebimento: _____