



UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA
PRÓ - REITORIA DE PÓS - GRADUAÇÃO E PESQUISA
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL

ANDRESSA MUNIZ SANTOS

**TRATAMENTO DESCENTRALIZADO DE ESGOTOS DOMÉSTICOS EM
SISTEMAS ANAERÓBIOS COM POSTERIOR DISPOSIÇÃO DO EFLUENTE NO
SOLO**

CAMPINA GRANDE-PB

2013

ANDRESSA MUNIZ SANTOS

**TRATAMENTO DESCENTRALIZADO DE ESGOTOS DOMÉSTICOS EM
SISTEMAS ANAERÓBIOS COM POSTERIOR DISPOSIÇÃO DO EFLUENTE NO
SOLO**

Dissertação apresentada ao
Programa de Pós-graduação em
Ciência e Tecnologia Ambiental da
Universidade Estadual da Paraíba,
em cumprimento aos requisitos
necessários para obtenção do título
de Mestre em Ciência e Tecnologia
Ambiental.

ORIENTADOR: Prof. Dr. JOSÉ TAVARES DE SOUSA

CAMPINA GRANDE

2013

É expressamente proibida a comercialização deste documento, tanto na sua forma impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que na reprodução figure a identificação do autor, título, instituição e ano da dissertação

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL-UEPB

S237t

Santos, Andressa Muniz.

Tratamento descentralizado de esgotos domésticos em sistemas anaeróbios com posterior disposição do efluente no solo. [manuscrito] / Andressa Muniz Santos. – 2013.

82 f. : il. color.

Digitado

Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental), Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual da Paraíba, 2013.

“Orientação: Prof. Dr. José Tavares de Sousa, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental.”

1. Resíduos sólidos. 2. Tratamento de esgoto. 3. Esgoto doméstico. 4. Sistema anaeróbio. I. Título.

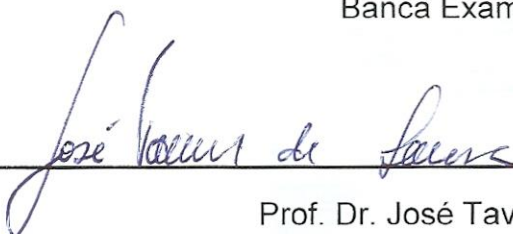
21. ed. CDD 628.3

ANDRESSA MUNIZ SANTOS

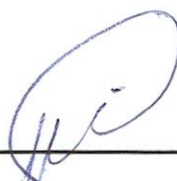
TRATAMENTO DESCENTRALIZADO DE ESGOTOS DOMÉSTICOS EM SISTEMAS
ANAERÓBIOS COM POSTERIOR DISPOSIÇÃO DO EFLUENTE NO SOLO

Aprovada em 25 de março de 2013.

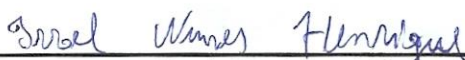
Banca Examinadora:



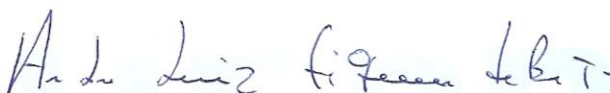
Prof. Dr. José Tavares de Sousa
(Orientador – Universidade Estadual da Paraíba)



Prof. Dr. Valdeir Duarte Leite
(Examinador interno – Universidade Estadual da Paraíba)



Prof. Dr. Israel Nunes Henrique
(Examinador externo – Bolsista do Programa Nacional de Pós-doutorado do
CNPq)



Prof. Dr. André Luiz Fiquene de Brito
(Examinador externo – Departamento de Eng^a Química da Universidade
Federal de Campina Grande)

Campina Grande – PB
2013

À Deus, meu filho, Samuel,
meus pais, M^a Aparecida e
Alexandre e meu esposo,
Bruno, **Dedico.**

AGRADECIMENTOS

À Deus, pela vida e por estar sempre ao meu lado, me guiando pelo melhor caminho e iluminando minhas decisões. Obrigada meu Senhor por tantas graças alcançadas em minha vida, esta foi mais uma.

Ao meu filho, que foi minha inspiração e estímulo nos momentos mais difíceis.

Aos meus pais, M^a Aparecida e Alexandre, e meu irmão, Elias Diego, que sempre acreditaram em mim, me dando forças e apoio.

Ao meu esposo, Bruno, pela paciência e carinho.

Aos meus familiares pelo apoio constante em minhas decisões.

A minha prima Gabriela, que me incentivou e ajudou para a concretização deste trabalho.

Ao professor José Tavares de Sousa, pela sua orientação, amizade e ensinamentos que contribuíram para a realização desta pesquisa.

Aos amigos, Israel Nunes e José Lima (Júnior), pela ajuda e atenção durante toda a pesquisa.

Aos companheiros do mestrado, Andrezza Raphaella, Juliana, Wagner, Sátiva, Silvana e Catarina, Júlia, Josué e Alaine, pela amizade, ajuda e companheirismo durante a caminhada do mestrado.

Aos companheiros do laboratório, Andreza Miranda, Nélia, José Willams, Vanessa Miná, Thays, Vinicius e Marielle por estarem sempre dispostos a ajudar e pela confiança depositada para realização deste trabalho.

Aos amigos conquistados em Recife, Elma, Ana Lima, Cirdele, Margareth, Alan e Cláudia Barbosa, que me incentivaram e acreditaram que este sonho pudesse ser realizado.

Ao Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental pela oportunidade de participação e pelo conhecimento adquirido através dos seus professores.

À CAPES, pelo apoio financeiro no primeiro ano do mestrado.

“...porque sem mim, nada podeis fazer”
(João 15:5).

RESUMO

O lançamento de esgotos domésticos no meio ambiente, sem qualquer tratamento, pode causar impactos ambientais negativos, principalmente no que se refere à contaminação e poluição dos corpos aquáticos. As alternativas existentes para o tratamento de esgotos envolvem duas abordagens: centralizadas e descentralizadas. A gestão centralizada é aplicada, principalmente, em regiões com elevada densidade populacional e tem por objetivo tratar grandes volumes de esgotos domésticos. Sistemas descentralizados têm por objetivo coletar, tratar, destinar, e ainda reutilizar o efluente tratado próximo ao local de geração, e são aplicados em comunidades rurais e periurbanas, não servidas por um sistema de esgotamento sanitário. O tratamento anaeróbio de esgotos domésticos tem se mostrado adequado na gestão descentralizada, com possível disposição do efluente no solo, sendo o tanque séptico seguido por sumidouro, ainda bastante aplicado devido a sua vida útil longa e facilidade de infiltração no solo. Todavia, em substituição ao tanque séptico, o reator UASB apresenta-se como alternativa de melhorias no pré-tratamento de esgotos, produzindo efluente também para o lançamento em solo. Diante do exposto, o presente trabalho avaliou e comparou a eficiência do tratamento descentralizado unifamiliar de esgoto domésticos utilizando um tanque séptico (TS) e um reator UASB, ambos com disposição do efluente no solo. O sistema experimental foi monitorado na EXTRABES e era constituído por duas unidades de tratamento: TS seguido por um sumidouro 1 (S1), e um reator UASB seguido por um sumidouro 2 (S2), alimentados intermitentemente por esgoto doméstico. O período experimental foi realizado em duas fases. A primeira fase corresponde ao funcionamento dos sistemas anaeróbios (TS e reator UASB) e a segunda fase corresponde à partida dos sumidouros. Os parâmetros monitorados foram: pH, alcalinidade total e AGV, DQO, nitrogênio e fósforo, sólidos e suas frações e coliformes termotolerantes. Os resultados obtidos na primeira fase do período experimental demonstram que os sistemas anaeróbios apresentaram estabilidade operacional, atingindo estado estacionário na 12ª semana de operação. A eficiência de remoção da DQO no TS e no reator UASB foi de 44% e 57%. Quanto aos SSV, os resultados indicaram variações significativas (p -valor = 0,033198) entre o TS e reator UASB. Na segunda fase, com a partida dos sumidouros, foram observados elevadas concentrações de nitrito ($2,73\text{mgN-NO}_2\cdot\text{L}^{-1}$) e nitrato ($26,19\text{mgN-NO}_3\cdot\text{L}^{-1}$) no S1. A remoção de matéria orgânica, em termos de DQO, manteve-se em torno de 60% no TS e reator UASB. Houve retenção similar de ST e SS no TS e UASB. Quanto à colmatação da areia nos S1 e S2, as variantes (vazão de infiltração e volume infiltrado) indicaram tendência de colmatação no S1, possivelmente pelo aporte de SST mais significativo no TS quando comparado ao reator UASB, demonstrando boa capacidade do reator UASB em substituir o TS, no tratamento descentralizado de esgotos domésticos com posterior aplicação do efluente tratado no solo.

Palavras-chave: Esgoto doméstico; Tratamento descentralizado; Tanque séptico; Reator UASB; Sumidouro.

ABSTRACT

Release of domestic sewage into environment without any treatment can cause negative environmental impacts, particularly in relation to contamination and pollution of water bodies. Current alternatives for domestic sewage treatment involve two approaches: centralized and decentralized. Centralized management is mainly applied in regions with high population density and aims to treat large volumes of domestic sewage. Decentralized systems are designed to collect, treat, allocate and still reuse the treated effluent near the point of generation, and are applied in rural and peri-urban areas not served by a sanitary sewer system. Anaerobic treatment of domestic sewage has proved suitable for decentralized management with possible effluent disposal in soil by means of septic tank followed by sinkhole, which is still often applied because of their very long useful life and ease of infiltration into soil. However, replacing the septic tank, UASB reactor is presented as an alternative to improvements in pre-treatment of domestic sewage, producing effluent also for release in soil. Given the above, this study evaluated and compared the efficiency of decentralized single-family treatment of domestic sewage using a septic tank (TS) and UASB reactor, both with disposal of effluent into soil. Experimental system was monitored in EXTRABES and consisted of two treatment units: TS followed by a sinkhole 1 (S1) and a UASB reactor followed by a sinkhole 2 (S2), intermittently fed by domestic sewage. Experimental period was conducted in two phases. First phase corresponds to operation of anaerobic systems (TS and UASB) and the second phase corresponds to departure of sinkholes. Monitored parameters were: pH, total alkalinity and VFA, COD, nitrogen and phosphorus, solid and its fractions and thermotolerant coliforms. Results obtained from first phase of experiment show that anaerobic systems presented operational stability, reaching steady state after 12 weeks of operation. Removal efficiency of COD in TS and UASB was 44% and 57%. For SSV, results showed significant variation ($p\text{-value}=0.033198$) between TS and UASB. In second phase, with departure of sinkholes, were observed high concentrations of nitrite ($2.73\text{mgN-NO}_2\cdot\text{L}^{-1}$) and nitrate ($26,19\text{mgN-NO}_3\cdot\text{L}^{-1}$) in S1. Removal of organic material in terms of COD, remained around 60% in TS and UASB. There was similar retention of ST and SS in TS and UASB. For clogging of sand in S1 and S2, variants (infiltration rate and infiltration volume) indicate tendency of fouling in S1, possibly due to the most significant contribution of SST in TS compared to UASB, showing its ability to replace TS in decentralized treatment of domestic sewage, with subsequent application of treated effluent into soil.

Keywords: Domestic sewage; Decentralized treatment, Septic tank, UASB reactor; Sinkhole.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Características físicas da areia utilizada nos sumidouros.....	40
Tabela 2 – Vazão diária aplicada no sistema na primeira fase experimental.....	41
Tabela 3 – Vazão diária aplicada no sistema na segunda fase experimental.....	41
Tabela 4 – Características físicas e operacionais dos sistemas experimentais..	42
Tabela 5 – Parâmetros analisados com frequências, métodos e referências bibliográficas.....	42
Tabela 6 – Produção de lodo nos sistemas anaeróbios.....	45
Tabela 7 - Média aritmética e desvio padrão do esgoto bruto afluente e efluentes dos sistemas anaeróbios.....	54
Tabela 8 - Média aritmética e desvio padrão dos nutrientes no esgoto bruto, efluentes do tanque séptico e reator UASB, e nos sumidouros 1 e 2.....	65
Tabela 9 - Produção de lodo teórica no reator UASB.....	71
Tabela 10 - Valores médios mensais de coliformes termotolerantes.....	72

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Tanque séptico e sumidouro 1.....	38
Figura 2 - Reator UASB e sumidouro 2.....	39
Figura 3 - Valores de pH durante a primeira fase do experimento.....	47
Figura 4 - Concentrações de AT durante a primeira fase do experimento.....	48
Figura 5 - Concentrações de AGV durante a primeira fase do experimento.....	49
Figura 6 - Concentrações da DQO total na primeira fase experimental.....	50
Figura 7 - Concentrações da DQO filtrada na primeira fase experimental.....	51
Figura 8 - Concentrações de sólidos totais no esgoto bruto (ST-EB e SV-EB), no tanque séptico (ST-TS e SV-EB) e no reator UASB (ST-UASB e SV-EB) na primeira fase experimental.....	52
Figura 9 - Concentrações de sólidos suspensos no esgoto bruto (SS-EB e SSV-EB), no tanque séptico (SS-TS e SSV-TS) e no reator UASB (SS-UASB e SSV-UASB) na primeira fase experimental.....	53
Figura 10 – Valores de pH durante a segunda fase do experimento.....	55
Figura 11 - Concentrações de AT durante a segunda fase do experimento.....	56
Figura 12 - Concentrações de AGV durante a segunda fase do experimento...	57
Figura 13 - Concentrações da DQO total na segunda fase experimental.....	58
Figura 14 - Concentrações da DQO filtrada na segunda fase experimental.....	59
Figura 15 - Concentrações de sólidos totais no esgoto bruto (ST-EB), no tanque séptico (ST-TS), no sumidouro 1 (ST-S1), no reator UASB (ST-UASB) e no sumidouro 2 (ST-S2) na segunda fase experimental.....	60
Figura 16 - Concentrações de sólidos totais voláteis no esgoto bruto (STV- EB), no tanque séptico (STV-TS), no sumidouro 1 (STV-S1), no reator UASB (STV-UASB) e no sumidouro 2 (STV-S2) na segunda fase experimental.....	60
Figura 17 - Concentrações de sólidos suspensos totais no esgoto bruto (SST- EB), no tanque séptico (SST-TS), no sumidouro 1 (SST-S1), no reator UASB (SST-UASB) e no sumidouro 2 (SST-S2) na segunda fase experimental.....	61

Figura 18 - Concentrações de sólidos suspensos voláteis no esgoto bruto (SSV-EB), no tanque séptico (SSV-TS), no sumidouro 1 (SSV-S1), no reator UASB (SSV-UASB) e no sumidouro 2 (SSV-S2) na segunda fase experimental.....	62
Figura 19 – Volume infiltrado nos sumidouros 1 e 2.....	63
Figura 20 – Vazão de infiltração (L/min) nos sumidouros 1 e 2.....	64
Figura 21 – Valores de pH no EB afluente, efluentes do TS e reator UASB, e nos sumidouros 1 e 2.....	67
Figura 22 – Concentrações de AT no EB afluente, efluentes do TS e reator UASB e nos sumidouros 1 e 2.....	67
Figura 23 - Concentrações de NTK no EB afluente, efluente do TS e reator UASB, e sumidouros 1 e 2.....	68
Figura 24 - Concentrações de N-amoniaco no EB afluente, efluente do TS e reator UASB, e sumidouros 1 e 2.....	68
Figura 25 - Concentrações de nitrito e nitrato nos sumidouros 1 e 2.....	68
Figura 26 - Produção de lodo nos sistemas anaeróbios em função dos ST.....	69
Figura 27 – Produção de lodo nos sistemas anaeróbios em função dos STV...	70

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
AGV	Ácidos Graxos Voláteis
CAGEPA	Companhia de Águas e Esgoto da Paraíba
CV	Cavalo-vapor
C	Carbono
CO ₂	Dióxido de Carbono
COV	Carga orgânica Volumétrica
Comunity	Sistema de tratamento descentralizado em uma comunidade
Cluster	Sistema de tratamento descentralizado em grupo
DQO _i	Concentração de DQO
DESAR	Saneamento descentralizado e reutilização
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
Δ_i	Volume captado inicial unitário
Δ_f	Volume captado final unitário
Δ_{ti}	Tempo acumulado para captação do volume unitário inicial
Δ_{tf}	Tempo acumulado para captação do volume unitário final
ECOSAN	Saneamento Ecológico
EXTRABES	Estação Experimental de Tratamento de Esgotos Sanitários
FD	Frequência diária de aplicação
° C	Graus Celsius
Households	Sistema de tratamento descentralizado unifamiliar
HLR	Taxa de aplicação hidráulica
H ₂	Hidrogênio
L _f	Lâmina final no piezômetro da câmara de alimentação
L _i	Lâmina inicial no piezômetro da câmara de alimentação
L _f	Contribuição de lodo fresco
Máx	Maior valor dos dados

Min	Menor valor dos dados
N	Número de contribuintes
NO_2^-	Nitrito
NO_3^-	Nitrato
NH_4^+	Íon amônio
On-site	Sistema de tratamento descentralizado no local
pH	Potencial Hidrogeniônico
R_{dig}	Coeficiente de redução do volume de lodo por adensamento e destruição de sólidos na zona de digestão
R_{arm}	Coeficiente de redução do volume de lodo devido à digestão
Q1	Primeiro quartil
Q3	Terceiro quartil
S1	Sumidouro 1
S2	Sumidouro 2
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
SST	Sólidos Suspensos Totais
T_{arm}	Tempo de armazenamento de lodo digerido
T_{dig}	Tempo de digestão de lodos
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
T_i	Taxa de infiltração do efluente no sumidouro
T_f	Tempo de falha hidráulica
TS	Tanque séptico
TSSLR	Taxa de aplicação de sólidos suspensos totais
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket
UEPB	Universidade Estadual da Paraíba
UFCG	Universidade Federal de Campina Grande
UFC	Unidade Formadora de Colônia
V_{ei}	Volume efetivo infiltrado e esvaziado no sumidouro
V_t	Volume total de lodo
V_{dig}	Volume destinado à digestão do lodo

V_{arm}

Volume destinado ao armazenamento do lodo digerido

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	17
2 OBJETIVOS	19
2.1 Objetivos gerais	19
2.2 Objetivos específicos	19
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	20
3.1 Saneamento descentralizado	20
3.2 Tratamento centralizado <i>versus</i> descentralizado de esgotos domésticos.	21
3.3 Tratamento descentralizado de esgotos domésticos	23
3.4 Tratamento anaeróbio de esgotos domésticos seguido por sistema de disposição no solo	25
3.4.1 <i>Aplicação de esgotos domésticos no solo</i>	29
3.5 Digestão anaeróbia	30
3.6 Fatores intervenientes no processo de digestão anaeróbia	32
3.6.1 <i>Temperatura</i>	32
3.6.2 <i>pH e Alcalinidade</i>	33
3.6.3 <i>Tempo de retenção hidráulica</i>	33
3.6.4 <i>Carga Orgânica Volumétrica (COV)</i>	34
3.7 Produção de lodo em sistemas anaeróbios	34
3.8 Nitrificação	35
4 MATERIAL E MÉTODOS	37
4.1 Localização do sistema experimental	37
4.2 Esgoto doméstico	37
4.3 Sistema experimental	38
4.4 Período experimental	40
4.4.1 <i>Controle de vazão diária</i>	40
4.4.2 <i>Concepção do sistema experimental</i>	41
4.5 Análises físico-químicas e microbiológicas	42
4.6 Determinação da taxa de infiltração	43
4.7 Produção de lodo	44
4.8 Análise Estatística	45
5 RESULTADOS E DISCUSSÕES	47
5.1 PRIMEIRA FASE	47
5.1.1 <i>pH</i>	47
5.1.2 <i>Alcalinidade Total (AT)</i>	48
5.1.3 <i>Ácidos Graxos Voláteis (AGV)</i>	49
5.1.4 <i>Demanda Química de Oxigênio (DQO Total e filtrada)</i>	50
5.1.5 <i>Sólidos Totais e Suspensos</i>	52
5.1.6 <i>Nutrientes</i>	54
5.2 SEGUNDA FASE	54
5.2.1 <i>pH</i>	54
5.2.2 <i>Alcalinidade Total (AT)</i>	55

5.2.3 Ácidos Graxos Voláteis (AGV)	56
5.2.4 Demanda Química de Oxigênio (DQO Total e Solúvel)	57
5.2.5 Sólidos Totais e Suspensos	60
5.2.5.1 Comportamento dos sumidouros	63
5.2.6 Nutrientes	65
5.2.7 Nitrificação nos sumidouros	66
5.2.7.1 pH e Alcalinidade Total	66
5.2.7.2 Nitrogênio	67
5.2.8 Produção de lodo	69
5.2.9 Coliformes Termotolerantes	71
6 CONCLUSÕES	73
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	74

1 INTRODUÇÃO

O tratamento de esgotos domésticos tem por objetivo remover os constituintes indesejáveis presentes, de tal maneira que a sua disposição final não seja capaz de causar impactos ambientais negativos no meio ambiente, principalmente no que se refere à contaminação e poluição dos corpos aquáticos (Van HAANDEL e LETTINGA, 1994). As alternativas para o tratamento de esgotos domésticos são descritas em duas abordagens: centralizadas e descentralizadas (MOUSSAVI et al., 2010).

O tratamento centralizado envolve um conjunto de equipamentos e instalações destinados a coletar, transportar, tratar e destinar as águas residuárias domésticas provenientes de inúmeras fontes. Este tipo de tratamento é aplicado, principalmente, em regiões que apresentam alta densidade populacional. Em comunidades rurais, por exemplo, este sistema não é apenas caro em termos de prestação de serviços, mas também de operação e manutenção (MASSOUD et al., 2009).

Já o tratamento descentralizado aplica-se em comunidades rurais, as quais não têm acesso a um sistema de tratamento centralizado (VAN LIER, 2002). O tratamento descentralizado tem se mostrado como uma maneira sustentável de gerenciamento de esgotos domésticos, devido principalmente à possibilidade de reutilização do efluente na própria comunidade. Existem diversos sistemas de tratamento que se construídos, operados e mantidos adequadamente, produzem efluente passível de reutilização, reduzindo assim efeitos negativos para o meio ambiente e para a saúde pública (MASSOUD et al., 2009).

A tecnologia anaeróbia tem sido amplamente utilizada no tratamento de esgoto doméstico tanto de maneira centralizada como descentralizada. Entretanto, a aplicação de maneira descentralizada pode levar a economias significativas no que se refere aos custos em investimentos em sistemas de tratamento (AIYUK et al., 2004), notadamente pela inexistência de tubulações para realizar o transporte.

No Brasil, os sistemas anaeróbios encontram uma grande aplicabilidade. As diversas características favoráveis destes sistemas, como o baixo custo, simplicidade operacional e baixa produção de sólidos, aliadas às condições ambientais no país, onde há a predominância de elevadas temperaturas, têm

contribuído para a colocação dos sistemas anaeróbios de tratamento de esgotos em posição de destaque (CHERNICHARO, 2001).

Dentre os sistemas anaeróbios utilizados no tratamento descentralizado de esgoto doméstico, o tanque séptico é o sistema mais comumente conhecido e aplicado (MAHMOUD et al., 2009). Entretanto, este tipo de sistema é bastante ineficiente na remoção de matéria orgânica, microrganismos patogênicos e nutrientes, mesmo quando operado com TDH elevado (MAHMOUD et al., 2009; MASSOUD et al., 2009). Além desta concepção de tratamento, têm-se a configuração dos reatores de alta taxa, que podem ser bastante eficientes na remoção de matéria orgânica, apresentando simplicidade construtiva e operacional, à um baixo custo. Dentro deste contexto, o reator UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) tem sido amplamente utilizado no Brasil, com satisfatória remoção de material orgânico (JORDÃO e PESSÔA, 2005). Contudo, efluentes de sistemas anaeróbios apresentam concentrações residuais de matéria orgânica (em termo de DBO e DQO) e contaminantes microbiológicos (quantificados por coliformes termotolerantes) (TYAGI et al., 2009), necessitando de alguma forma de pós-tratamento, a fim de atender às exigências ambientais impostas pela legislação no que se refere ao lançamento e destinação final (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994).

A aplicação de efluente de sistemas anaeróbios no solo é uma prática antiga, porém bastante utilizada atualmente. Os tanques sépticos são amplamente utilizados para o tratamento de esgotos domésticos com posterior disposição do efluente no solo. Todavia, como o efluente ainda apresenta residuais orgânicos, nutrientes e microrganismos patogênicos, a substituição do tanque séptico torna-se uma alternativa promissora para fornecer tratamento adequado ao efluente antes de ser lançado no solo (GILL et al., 2009). Desta forma, os reatores UASB podem ser utilizados em substituição aos tanques sépticos (SABRY, 2010), apresentando eficiências elevadas na remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos. Todavia, não são observadas remoções significativas de nutrientes, notadamente o nitrogênio, o qual pode ocasionar contaminação por nitrato das águas subterrâneas.

Diante do exposto, o presente trabalho avaliou o tratamento de esgotos domésticos em sistemas anaeróbios, com posterior aplicação do efluente tratado no solo.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar e comparar a eficiência do tratamento unifamiliar de esgoto doméstico utilizando dois sistemas de configurações distintas: tanque séptico e reator UASB. Ambos produzindo efluente para posterior disposição no solo.

2.2 Objetivos específicos

- Comparar a eficiência dos sistemas de tratamento anaeróbios quanto à remoção de matéria orgânica, sólidos e suas frações e coliformes termotolerantes, com posterior disposição do efluente tratado no solo;
- Quantificar a produção de lodo no tanque séptico e reator UASB;
- Avaliar a colmatação da areia e nitrificação nos sumidouros 1 e 2.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Saneamento básico

O processo de industrialização acelerado, a rápida urbanização e o elevado crescimento populacional resultam na geração de grandes volumes de águas residuárias domésticas e industriais, sendo descarregadas por vezes nos rios e canais, sem qualquer tratamento, prejudicando a qualidade das águas superficiais e subterrâneas (LATIF et al., 2011).

Proporcionar o acesso ao saneamento básico é, sem dúvida, assegurar a saúde da população e a redução de impactos ambientais (LANGERGRABER & MUELLEGGGER, 2005), é garantir um ambiente saudável. O Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento (SNIS, 2010) aponta que no Nordeste, o índice de atendimento de coleta de esgotos é 19,6% para a população total (urbana + rural) e, considerando somente a população urbana esse índice é de 26,1%.

Um sistema de saneamento, segundo Maurer et al., (2012) é uma combinação de tecnologias para realizar o transporte, armazenamento, tratamento e a destinação final de águas residuárias. Katukiza et al., (2012) reforça o conceito para saneamento proposto por Maurer et al., (2012), todavia acrescenta a sustentabilidade ao saneamento, afirmando que este deve ser tecnicamente viável, aceitável para o usuários, a preços acessíveis e contribuir para a melhoria da saúde e proteção do meio ambiente. Bdour et al., (2009) ressalta que na implementação de sistema de saneamento devem ser adotados tecnologias de tratamento de baixo custo e que possibilitem a reutilização da água. Além disso, o sistema deverá manter os padrões de higiene elevados, para evitar a propagação de doenças.

O sistema de saneamento inclui as mais variadas alternativas para garantir o acesso da população ao saneamento, dentre as quais a literatura cita o saneamento ecológico (LANGERGRABER e MUELLEGGGER, 2005; BENETTO et al., 2009; ZHOU et al., 2010), a separação das águas residuárias na fonte de geração (LI et al., 2009; ASSAYED et al., 2010; HERNÁNDEZ LEAL et al., 2011) e a gestão descentralizada de esgotos domésticos (saneamento descentralizado).

O conceito de saneamento ecológico (ECOSAN) é apresentado como uma forma de combater o problema da falta de saneamento em todo o mundo, principalmente por reconhecer os esgotos domésticos como uma fonte de recurso e não como resíduo, no qual a reutilização é aplicada (LANGERGRABER e MUELLEGGGER, 2005). Zhou et al., 2010 apontou o ECOSAN como uma abordagem sistêmica para resolver os problemas ambientais e sanitários, uma vez que integra tecnologias centralizadas ou descentralizadas para o uso sustentável de esgotos domésticos. Os sistemas descentralizados são destacados por garantir o acesso ao saneamento, principalmente em regiões rurais e periurbanas, as quais ainda sofrem pela falta de saneamento adequado. Os sistemas centralizados são construídos principalmente para atender as áreas densamente povoadas. Contudo, Langergraber e Muellegger (2005) afirmam que o ECOSAN trata-se de uma solução não só para a população pobre, mas sim uma opção a mais para solucionar a problemática do saneamento em qualquer local.

Hernández Leal et al., (2010) adotam o conceito de saneamento descentralizado, em conjunto com a reutilização, utilizando a nomenclatura DESAR. Para este conceito estes autores propõem a separação dos fluxos de águas residuárias em águas pretas e cinzas, e através desta separação haveria a recuperação de matéria orgânica e nutrientes das águas pretas, bem como reutilização das águas cinzas como fonte alternativa de água doce.

A gestão descentralizada ou saneamento descentralizado trata-se da coleta e tratamento de esgotos domésticos próximos ao local de geração, permitindo desta forma sua reutilização (Van VOORTHUIZEN et al., 2005).

A descentralização está sendo cada vez mais reconhecida como um modelo potencialmente adequado para contribuir para a redução da população mundial sem acesso ao abastecimento de água e ao saneamento adequado, bem como aumentar a eficiência de tratamento de esgotos, possibilitando a reutilização (LIBRALATO et al., 2012).

3.2 Tratamento centralizado versus descentralizado de esgotos domésticos.

O processo de avaliação e seleção da tecnologia mais apropriada para o tratamento de esgotos domésticos deve considerar a concepção do sistema de

tratamento, os custos relativos à construção, operação e manutenção, bem como a reparação e substituição do sistema (MASSOUD et al., 2009). As técnicas existentes para o tratamento de esgotos domésticos incluem duas abordagens básicas: centralizadas ou descentralizadas (MOUSSAVI et al., 2010; SURIYACHAN et al., 2012).

A gestão centralizada é um conceito que tem sido implementado e utilizado como uma forma de tratar esgotos domésticos em regiões com elevada densidade populacional e urbanizadas. Trata-se de um sistema de tratamento que envolve um conjunto de equipamentos e instalações destinados a coletar, transportar, tratar e destinar de maneira segura grandes volumes de esgotos domésticos. Normalmente, estes sistemas são de propriedade pública (SURIYACHAN et al., 2012).

O sistema centralizado é aplicado na maior parte dos países desenvolvidos ou em desenvolvimento, sendo considerada uma tecnologia consolidada para solucionar a problemática do tratamento de esgotos domésticos. Entretanto por se tratar de um sistema relativamente caro, no que se refere à implantação, operação e manutenção, este tipo de sistema não é apropriado para pequenas comunidades e/ou comunidades rurais (MASSOUD et al., 2009; SABRY, 2010). Os sistemas centralizados são fortemente dependentes de energia elétrica (LIBRALATO et al., 2012). Além disso, há utilização extensa de terra, bem como utilização de tecnologias de tratamento avançado (SURIYACHAN et al., 2012).

Otterpohl *et al.* (1997) *apud* SEZERINO et al., (2005) descrevem desvantagens dos sistemas de tratamento de esgotos centralizados, tais como: a elevada demanda de energia para a degradação do material carbonáceo e para a nitrificação; o “desperdício” na ordem de 20%, 5% e 90% de nitrogênio, fósforo e potássio, respectivamente, passíveis de serem reutilizados na agricultura; a alta produção de biossólidos (lodo) e os custos referentes à sua disposição final; alto custo de operação e manutenção das redes coletoras e estações de tratamento.

De maneira oposta e como uma forma alternativa ao tratamento centralizado, a gestão descentralizada aplica-se particularmente para comunidades rurais e periurbanas, as quais não são servidas pelo sistema de esgotamento sanitário centralizado (MOUSSAVI et al., 2010; LIBRALATO et al., 2010). Contudo, também pode ser aplicado como alternativa para o tratamento de efluentes industriais, comerciais, residenciais, com o objetivo de reutilizar a água tratada, superando

desta forma os problemas relacionados à escassez hídrica (TCHOBANOGLOUS & GIKAS, 2009; LIBRALATO et al., 2012).

A gestão de tratamento descentralizada de esgotos domésticos trata-se de um sistema que coleta, trata e dispõe ou reutiliza o efluente já tratado próximo ao local de geração (SURIYACHAN et al., 2012).

Libralato et al., (2012) afirmam que os custos dos sistemas descentralizados referem-se unicamente com a unidade de tratamento. Além disso, a gestão desse tipo de sistema é facilitada, uma vez que o próprio gerador é responsável pelo sistema.

Massoud et al., (2009) afirmam que a eficácia do sistema depende de um programa de gestão intenso, que garanta a inspeção regular e a manutenção adequada.

Além destas vantagens, Naphi (2004) também cita algumas:

- Não há mistura dos resíduos industriais com os domésticos;
- Utilização de tecnologias com menos investimentos em manutenção;
- Redução de custos, uma vez que não necessita de utilização de canais para o transporte dos resíduos;
- O efluente tratado está prontamente disponível para reutilização;
- Possibilidade de expansão do sistema;
- Facilidade de planejamento e execução, já que os projetos são simples e fáceis de executar, até pelo investimento financeiro;
- Possibilidade de empregar diferentes estratégias de gestão financeiramente e ambientalmente eficientes.

3.3 Tratamento descentralizado de esgotos domésticos

A descentralização é, segundo Libralato et al., (2012) uma abordagem de tratamento de esgotos domésticos de uma forma não centralizada, significando que não existe apenas uma Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) que serve a uma população de uma área definida, mas uma variedade de sistemas que servem a mais de uma área ou população.

Naphi (2004) conceitua a descentralização como sendo o desenvolvimento de sistemas de esgotos domésticos que são financeiramente mais acessíveis, socialmente responsáveis e ambientalmente benéficos.

Sistemas de tratamento descentralizados tem se tornado uma opção sustentável para o tratamento de esgotos domésticos, não só no Brasil, mas na Europa também, principalmente por ser uma alternativa de acessibilidade em locais distantes da rede de esgoto centralizada; possibilidade de geração de bioenergia, através da transformação do material orgânico; Possibilidade de reutilização do efluente, rico em nutrientes, em práticas agrícolas; e, reaproveitamento da água (ROELEVELD e ZEEMAN, 2006; MOELANTS et. al., 2011).

As possibilidades para o tratamento de esgotos domésticos, de maneira descentralizada, podem ser entendidas desde sistemas “*on-site*” (no local) até sistemas de “*cluster*” (em grupo). Sistema “*on-site*” é aquele que coleta, transporta, trata, destina ou reutiliza águas residuárias provenientes de uma única residência ou edifício. Já o sistema “*cluster*”, coleta as águas residuárias provenientes de duas ou mais residências ou edifícios, transportando-os para um local adequado para o seu tratamento e disposição final (USEPA, 2004).

Sistemas de tratamento descentralizados no local podem ser subdivididos em sistemas “*comunity*” (Comunidade) e “*households*” (Famíliares). Os sistemas “*comunity*” são utilizados para coletar e tratar águas residuárias de uma comunidade. E os sistemas “*households*” são aplicados para o tratamento de águas residuárias unifamíliares.

A tecnologia anaeróbia tem sido utilizada em sistemas de tratamento unifamíliares. Esse interesse é devido à simplicidade do processo, baixos custos operacionais, baixa demanda de área para implantação e a independência de energia elétrica. Além disso, a produção de lodo de excesso é relativamente menor quando comparado com sistemas aeróbios (AL-JAMAL e MAHMOUD, 2009; LUOSTARINEN e RINTALA, 2005).

Os tanques sépticos são comumente aplicados e conhecidos como sistemas anaeróbios de pré-tratamento de esgotos domésticos em sistemas unifamíliares, incluindo-se também os sistemas de infiltração (NAPHI, 2004). Este tipo de sistema apresenta baixa remoção de material orgânico, mesmo quando operado com tempo de detenção hidráulica (TDH) elevado (AL-SHAYAH e MAHMOUD, 2008). Além desta concepção de sistema, reatores de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB),

também tem sido aplicado em sistemas unifamiliares (VAN HAANDEL et al., 2006), visto que são eficientes na remoção de cerca de 70% do material orgânico presente em esgotos domésticos, e possibilita desta forma a geração de energia através do biogás, apresenta baixa demanda de área, simplicidade construtiva e operacional.

No que se refere à remoção de nutrientes e microrganismos patogênicos, tanto o tanque séptico quanto o reator UASB são ineficientes. Oakley et al., (2010) afirma que sistemas descentralizados no local não são eficazes na remoção de nitrogênio, e que, muitas vezes, há contaminação por nitrato das águas subterrâneas. Com relação ao fósforo, Weiss et al., (2008) afirma que as descargas de efluentes contendo fósforo são tão elevadas em sistemas descentralizados, quanto àsquelas encontradas em sistemas centralizados, que, por sua vez, poderiam ser capazes de remover esse nutriente.

Uma melhoria significativa do desempenho do tanque séptico, nas duas últimas décadas, no que se refere ao tratamento descentralizado no local de esgotos domésticos, foi conseguida através da aplicação de um fluxo ascendente de entrada do afluente e a inserção de um separador trifásico, funcionando desta forma como um reator UASB (AL-JAMAL e MAHMOUD, 2009).

O desempenho do tanque séptico operando como reator UASB, resultou em melhorias tanto físicas quanto biológicas no que se refere ao tratamento de esgotos domésticos, visto que o fluxo ascendente permite o contato direto do lodo com o material orgânico presente no afluente, possibilitando desta forma a remoção dos sólidos em suspensão e a conversão biologicamente dos compostos dissolvidos. Além disso, esta concepção de sistema permite o acúmulo de lodo dentro do reator, estabilizando parcialmente o lodo produzido. (LUOSTARINEN e RINTALA, 2005; ZEEMAN et al., 2000 *apud* AL-JAMAL e MAHMOUD, 2009).

3.4 Tratamento anaeróbio de esgotos domésticos seguido por sistema de disposição no solo

Atualmente, a tecnologia anaeróbia é amplamente utilizada e aceita para o tratamento de esgotos domésticos (LATIF et al., 2011). Esta tecnologia vem sendo extensivamente desenvolvida no Brasil, e hoje encontra-se praticamente consolidada.

Sistemas anaeróbios constituem-se como uma alternativa viável e de baixo custo para o tratamento de esgotos domésticos, visto que estes sistemas apresentam baixo custo de construção e operação, simplicidade operacional, baixa produção de lodo de excesso, produção de energia na forma de biogás e pode ser aplicado em pequenas e grandes escalas (KASSAB et al., 2010). Contudo, o pós-tratamento é usualmente necessário, uma vez que estes sistemas podem apenas parcialmente tratar os esgotos domésticos e, o efluente ainda contém concentração de matéria orgânica remanescente, sólidos em suspensão e nutrientes, além de microrganismos que podem ser patogênicos (KHAN et al., 2011).

O tanque séptico constitui-se como uma tecnologia de tratamento de esgotos simples, compacta e de baixo custo de construção e operação (HARTMANN et al., 2009).

Os tanques sépticos ainda são amplamente utilizados em todo o mundo, constituindo-se, em uma das principais alternativas para o tratamento primário de esgotos de residências, e pequenas áreas não servidas por redes coletoras (CHERNICHARO, 1997). Seu principal objetivo é reter por decantação os sólidos contidos nos esgotos, propiciar a decomposição dos sólidos orgânicos decantados e acumular temporariamente os resíduos (lodo), com volume reduzido pela digestão anaeróbia, até que sejam removidos em períodos de meses ou anos (HARTMANN et al., 2009). Os óleos e graxas, e outros materiais de baixo peso molecular, contidos nos esgotos, flutuam até a superfície do sistema, formando assim uma camada de espuma no tanque (CHERNICHARO, 1997).

JORDÃO e PESSÔA (2005) afirma que os tanques sépticos apresentam eficiências de remoção dos sólidos em suspensão em torno de 50% e de DBO de 30%. Com base na literatura de HARTMANN et al., (2009), a remoção de DBO ou DQO situa-se entre 40 e 70%. E, com relação à remoção de sólidos suspensos, a eficiência está em torno de 50 a 80%.

Como os tanques sépticos não apresentam eficiências elevadas, no que se refere à remoção da matéria orgânica, nutrientes e microrganismos patogênicos, o efluente desse tipo de sistema deverá receber alguma forma de pós-tratamento ou destinação final adequada.

De acordo com a NBR 13.969/1997, que dispõe sobre projeto, construção e operação de unidades complementares de tratamento e de disposição final de efluentes líquidos, as alternativas disponíveis para tratamento complementar do

tanque séptico, são: filtro anaeróbio de leito fixo com fluxo ascendente; filtro aeróbio submerso; valas de filtração e filtros de areia; lodo ativado por batelada; e lagoa com plantas aquáticas. As alternativas para disposição final citada pela norma são: vala de infiltração; canteiro de infiltração e de evapotranspiração; sumidouro.

Sumidouros são unidades construídas de forma cilíndrica ou prismática, com suas paredes protegidas por pedras, tijolos, madeiras, entre outros materiais, desde que os mesmos não sejam rejuntados, de modo a permitir a fácil infiltração do efluente líquido no terreno (JORDÃO e PESSÔA, 2005). Esta forma de disposição no solo tem sido amplamente utilizada ainda hoje para receber os efluentes de sistemas anaeróbios, caso do tanque séptico (BAKIR, 2001; PARTEN, 2010) e mais recentemente de reatores UASB (SABRY, 2010).

Jordão e Pessôa (2005) afirmam que esta concepção tanque séptico seguido por sumidouro tem sido bastante aplicado devido a sua vida útil longa e facilidade de infiltração do líquido no solo.

Oron et al., (1999) afirmam que em pequenas comunidades, a maioria dos sistemas de tratamento de esgotos, construídos próximo ao local de geração, é primário e são constituídos por tanque sépticos com posterior aplicação no solo. De acordo com as condições do solo do local, o efluente do tanque séptico é infiltrado lentamente nas camadas profundas do solo, onde pode ser encontrada parte da concentração de nitrato, proveniente da oxidação do nitrogênio amoniacal nas camadas do solo.

Pearson et al., (2011) operaram um sistema fossa séptica seguido de um sistema de disposição no solo, de maneira intermitente, e concluíram que este tipo de sistema produz um efluente de qualidade sanitária considerável, com remoção total de ovos de helmintos, remoção de 2-3 unidades logarítmicas de coliformes termotolerantes sem recirculação do efluente.

Todavia, a USEPA (1977) *apud* Ausland et al., (2002) afirmam que efluentes de tanque séptico constituem-se como a principal fonte de contaminação das águas subterrâneas nos Estados Unidos (EUA).

Contudo, o desenvolvimento de sistemas anaeróbios, pelo destaque em sua aplicação, notadamente no Brasil, adotou a utilização de reatores de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB) em substituição aos tradicionais tanques sépticos. O reator UASB apresenta simplicidade construtiva e operacional, necessidade de baixa demanda de área, satisfatória eficiência na remoção de

material orgânico, produzindo lodo já estabilizado, a um custo bastante atraente, principalmente no que se refere à implantação, operação e consumo de energia. (ALEM SOBRINHO, 2001; CHERNICHARO, 1999). Bdour et al., (2009) ressaltam que os reatores UASB, em regiões tropicais, apresentam remoção de matéria orgânica, em termos de DBO de, 75-90%. Entretanto, algumas desvantagens podem ser atribuídas aos mesmos, por exemplo: sensibilidade à assimilação de cargas tóxicas, geração de maus odores, a partida pode ser lenta, principalmente quando há ausência de inóculo e há necessidade de uma etapa de pós-tratamento (CHERNICHARO, 1997).

Aiyuk et al., (2006) afirmam que quando há ausência de inóculo durante a partida, o reator UASB necessita de 2 a 3 meses de operação para que ocorra a formação do lodo dentro do reator. Foresti (2002) afirma que são necessários 6 meses. O lodo produzido dentro do reator é bastante denso e de natureza granular, com elevada velocidade de sedimentação (AIYUK et al., 2006). Acima do leito do lodo, o reator desenvolve uma zona de crescimento bacteriano, denominada de manta de lodo, a qual apresenta um lodo mais disperso e leve. O UASB apresenta também um dispositivo de separação de gases, sólidos e líquidos (separador trifásico), localizado na parte superior do reator. Este separador tem por objetivo separar os gases contidos na mistura líquida e garantir condições ótimas para a sedimentação das partículas que se desprendem da manta de lodo, permitindo que as mesmas retornem à câmara de digestão e não sejam arrastadas junto com o efluente (CHERNICHARO, 1997).

No que se refere ao tratamento de esgotos domésticos, sabe-se que este tipo de reator apresenta eficiência de remoção de DQO ou DBO em torno de 65 a 75% (CHERNICHARO et al., 1999). Jordão e Pessoa (2005) afirmam que estes reatores têm sido projetados para operar com tempo de detenção hidráulica de 6 a 9 horas, com eficiências de remoção da DBO de 65% e para a DQO, uma remoção de 70%.

Quando utilizado no tratamento de esgotos domésticos, com aplicação posterior em solo, o reator UASB demonstra remoção eficiente de matéria orgânica, em torno de 74%, bem como na remoção de sólidos suspensos (em torno de 80%) quando comparado ao tanque séptico, conforme experimentos realizados por COELHO et. al., (2001).

COHIM et al., (2007) avaliaram a remoção de nutrientes em sistema de disposição no solo, de maneira intermitente, tratando efluente de reator UASB e

concluíram que a remoção de nitrogênio, fósforo e potássio foi mínima, da ordem de 10%, 32% e 5%, respectivamente.

3.4.1 Aplicação de esgotos domésticos no solo

A aplicação ou disposição de efluentes diretamente no solo, apesar de antiga (PELL et al., 1990), ainda tem sido amplamente utilizada. Todavia, essa prática pode ocasionar degradação dos recursos naturais, em virtude da poluição e contaminação do solo, e de mananciais superficiais e subterrâneos (RODRIGUES et al., 2010), caso os níveis de purificação não sejam monitorados.

Os mecanismos que envolvem o processo de infiltração de esgotos domésticos não são facilmente compreendidos (BUMGARNER & McCRAY, 2007). Pell et al., (1990) afirmaram que a base para o sucesso da infiltração é o desenvolvimento da população microbiana nos interstícios da areia, capaz de remover o material orgânico poluente. Mais recentemente, Hu & Gagnon (2006) complementam que não só o processo biológico é capaz de remover os contaminantes de esgotos domésticos, mas também processos físicos e químicos (adsorção química).

Os efeitos da aplicação de esgotos domésticos sobre a condutividade hidráulica do solo não são claramente definidos (SOUZA et al., 2010). Sabe-se que a diminuição da condutividade hidráulica do solo está associada à obstrução física, decorrente do aporte de sólidos em suspensão e dos coloidais, e também à obstrução biológica, em virtude do desenvolvimento da população microbiana nas camadas de solo (MAGESAN et al., 2000). A obstrução do meio filtrante é um problema que envolve fenômenos biológicos (acumulação de microrganismos) e físicos (mecanismo de filtração), conforme informado por Magesan et al., (2000) e Pavelic et al., (2011), mas também envolve processos químicos, associado notadamente pela deposição e acumulação de precipitados químicos (PEDESCOLL et al., 2011).

Essa obstrução das camadas do solo configura-se como uma provável colmatação dos interstícios do meio filtrante, o que pode ocasionar retardo no fluxo do líquido e diminuir a eficiência do sistema de tratamento, notadamente àqueles de aplicação de esgotos domésticos em sistemas utilizando a areia como meio filtrante, pela redução da condutividade hidráulica do solo (SOLEIMANI et al., 2009).

Uma das maneiras explanadas por Pedescoll et al., (2011) para evitar o entupimento rápido ou uma possível colmatção do meio filtrante refere-se à substituição de sistemas utilizados no tratamento primário. Ou seja, ao invés de utilizar os tradicionais tanques sépticos, que contribuem significativamente com elevadas cargas de sólidos afluentes ao sistema de infiltração, poderia utilizar digestores anaeróbios, como o reator UASB, o qual é capaz de reter os sólidos em suspensão afluente, impedindo que os mesmos sejam eliminados junto com o efluente e comprometam o funcionamento de sistemas de infiltração.

Rolland et al., (2009) ressaltam que o tamanho da partícula da areia é um dos principais parâmetros para garantir a eficiência do tratamento, bem como a confiabilidade e durabilidade do sistema, visto que problemas como “entupimentos” podem ocorrer em sistemas de disposição do solo, devido ao excesso de biofilme desenvolvido nos interstícios e a carga orgânica aplicada no sistema

Stevik et al., (1999) alertam que sistemas de tratamento de esgotos domésticos com posterior infiltração no solo de maneira intermitente merecem atenção, em virtude do seu desempenho no tratamento de efluentes com alto teor de matéria orgânica, nutrientes e bactérias, uma vez que se forem projetados e operados de maneira inadequada, o efluente final pode representar risco sanitário, notadamente quanto à poluição bacteriana em águas subterrâneas e fontes próximas de abastecimento de água potável.

3.5 Digestão anaeróbia

Digestão anaeróbia é um processo complexo, no qual uma associação de grupos microbianos, em condições de ausência de oxigênio molecular, promove a transformação da matéria orgânica, presente em esgoto doméstico, levando a formação de metano e dióxido de carbono (APPLES et al., 2008).

O processo de digestão anaeróbia é realizado em quatro etapas: Hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese.

Na hidrólise ocorre a redução de compostos orgânicos complexos em moléculas simples solúveis, por enzimas extracelulares (LI et al., 2011). As proteínas são degradadas através de (poli) peptídeos para formar aminoácidos; os carboidratos se transformam em açúcares solúveis e os lipídeos são convertidos em

ácidos graxos de cadeia longa de carbono (C_{15} a C_{17}) e glicerina (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994). Esta etapa pode ser considerada limitante na digestão anaeróbia, pois sua velocidade é usualmente menor que as demais etapas do processo (PIEROTTI, 2007).

Na etapa da acidogênese, os compostos orgânicos solúveis, inclusive os compostos resultantes da etapa de hidrólise, são fermentados no interior das bactérias e excretados na forma de ácidos orgânicos simples com cadeias curtas. Os principais produtos deste processo são os ácidos graxos voláteis (acético, propiônico e butírico), álcoois, ácido láctico e compostos minerais como hidrogênio, gás carbônico, amônia e sulfeto de hidrogênio (MEYSTRE, 2007).

A fermentação acidogênica é efetuada por um grupo diverso de bactérias, em que a maioria é anaeróbia estrita. No entanto, cerca de 1% consiste de bactérias facultativas que podem oxidar o substrato orgânico por via oxidativa. Isso é particularmente importante, principalmente no tratamento anaeróbio de esgotos, uma vez que o oxigênio eventualmente presente no meio pode ser tóxico as bactérias anaeróbias estritas (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994; SUBTIL, 2007).

Na acetogênese, as bactérias acetogênicas são responsáveis em oxidar os compostos da etapa acidogênica, para produzir, principalmente, ácido acético, gás carbônico e hidrogênio. Dependendo do estado de oxidação do material orgânico a ser convertido, a formação do ácido acético pode ser acompanhada pelo surgimento de CO_2 e H_2 .

A pressão parcial do gás H_2 influencia significativamente na cinética desta etapa, já que, segundo Foresti (1999), a conversão dos compostos intermediários em acetato serão termodinamicamente favoráveis quando a pressão parcial de H_2 no meio for muito baixa, da ordem de 10^{-4} e 10^{-3} atm.

Meystre (2007) ressalta que as bactérias homoacetogênicas e as arqueas metanogênicas hidrogenotróficas, ao contrário das bactérias acetogênicas produtoras de hidrogênio, são bactérias consumidoras de hidrogênio e produzem acetato a partir do dióxido de carbono, como fonte de carbono.

Finalmente, a etapa da metanogênese é responsável pela produção de metano. Este processo é realizado por dois grupos de bactéria metanogênicas: as acetotróficas, que utilizam o acetato para produzir metano, e o segundo grupo que são as hidrogenotróficas, que utilizam hidrogênio e dióxido de carbono para produzir metano (APPLES et al., 2008).

Aproximadamente 70% do metano produzido durante o processo de digestão é usualmente derivado do acetato e 30% é proveniente do hidrogênio e dióxido de carbono (LUOSTARINEN, 2005).

3.6 Fatores intervenientes no processo de digestão anaeróbia

Existem diversos fatores que podem interferir no processo da digestão anaeróbia de esgotos domésticos, tais como: temperatura, pH e alcalinidade, tempo de detenção hidráulica, carga orgânica, entre outros.

3.6.1 Temperatura

Constitui-se como um fator de maior importância na digestão anaeróbia. A temperatura altera a velocidade do metabolismo microbiano, o equilíbrio iônico e a solubilidade dos substratos, em especial os lipídeos abaixo de 20°C (PIEROTTI, 2007).

Chernicharo (1997) ressalta que o processo de digestão anaeróbia pode ocorrer em dois níveis ótimos de temperatura, um na faixa mesófila (30 a 35°C) e o outro na faixa termófila (50 a 55°C).

Como a temperatura influencia a taxa de crescimento e metabolismo dos microrganismos, Apples et al., 2008 afirmam que as bactérias metanogênicas acetotróficas são um dos grupos de bactérias mais sensíveis ao aumento de temperatura. Sistemas que apresentam temperaturas termófilas, podem provocar um aumento da fração de amônia livre, que desempenha um papel de inibição para os microrganismos (BOE K, 2006).

3.6.2 pH e Alcalinidade

Cada grupo de microrganismo envolvido no processo de digestão anaeróbia da matéria orgânica tem intervalos de crescimento ótimos de pH. As bactérias metanogênicas são extremamente sensíveis ao pH, com um crescimento ótimo na faixa de pH entre 6,5 e 7,2 (BOE K, 2006; TUROVSKIY, 2006 *apud* APPLES, 2008). Gerardi (2006) *apud* Latif et al., (2011) afirmam que a atividade das bactérias metanogênicas pode diminuir quando o pH estiver abaixo de 4 ou acima de 9,5.

No que se refere aos microrganismos fermentativos, estes são menos sensíveis aos valores de pH e pode oxidar a matéria orgânica em uma ampla faixa, entre 4,0 e 8,5 (HWANG et al., 2004 *apud* APPLES et al., 2008).

Em um pH baixo, são formados principalmente o ácido acético e butírico, enquanto que, em pH no valor de 8,0, são produzidos principalmente ácido acético e propiônico (BOE K, 2006). Neste caso, os AGV produzidos durante a digestão anaeróbia tendem a reduzir o pH.

No monitoramento de sistemas anaeróbios, a verificação do pH é tão importante quanto a de alcalinidade, visto que pequenas reduções nos valores do pH, implicam no consumo de alcalinidade, diminuindo desta forma a capacidade de tamponamento do meio. Na digestão anaeróbia, a espécie mais importante que contribui para a alcalinidade é o íon bicarbonato (HCO_3^-) (CAMPELLO, 2009).

3.6.3 Tempo de detenção hidráulica

O tempo de detenção hidráulica (TDH) está diretamente relacionado com a velocidade do processo de digestão anaeróbia. Em geral, o TDH em sistemas anaeróbios é adotado em horas, dependendo de fatores como: temperatura, vazão, tamanho e volume do reator, entre outros.

Para esgotos domésticos tratados a uma temperatura em torno de 20° C, têm-se adotado tempo de detenção hidráulica que pode variar entre 6 a 16 horas (CHERNICHARO, 1999).

3.6.4 Carga Orgânica Volumétrica (COV)

De acordo com Van Haandel e Lettinga (1994), a carga orgânica volumétrica indica a carga de DBO, DQO e SST por unidade de volume do reator aplicada por unidade de tempo. Latif et al., (2011) informam que a COV pode estar relacionada com a concentração do substrato e o tempo de detenção hidráulica. Ambos devem ser mantidos em equilíbrio para um bom funcionamento do reator, uma vez que TDH curto tende a reduzir o tempo de contato entre o substrato e a biomassa formada no interior do reator.

3.7 Produção de lodo em sistemas anaeróbios

Um dos inconvenientes gerados em sistemas de tratamento de esgotos trata-se da produção de lodo. A produção de lodo responde por cerca de 50% da carga orgânica afluyente aplicada e sua destinação e/ou tratamento indica um gasto de até 60% com os custos do sistema em sua totalidade (HARON, 1990 *apud* IACONI et al., 2010).

De acordo com Metcalf & Eddy, (2003), a produção de lodo, em sistemas de tratamento biológico, é resultante da oxidação de compostos orgânicos e inorgânicos afluentes, resultando no crescimento celular no interior do sistema. Normalmente esse crescimento da biomassa celular é representado pela concentração de sólidos suspensos voláteis. Segundo Chernicharo (2007), a produção de lodo pode ser calculada através da seguinte equação:

$$P_{\text{lodo}} = Y * CO_{\text{DQO}} \quad (1)$$

Y: coeficiente de sólidos no sistema (KgSST/KgDQO aplicada)

CO_{DQO} : carga orgânica afluyente média da DQO (KgDQOaplicada/dia).

No tratamento anaeróbio de esgotos domésticos os valores de Y podem variar entre 0,1 a 0,2KgSST.Kg⁻¹DQO aplicada em sistemas anaeróbios.

De acordo com Andrade Neto et al. (1999), em tanque séptico a produção de lodo é calculada em função do volume correspondente a digestão do lodo, e o volume destinado ao armazenamento do lodo digerido. Dentro deste contexto, o volume total de lodo produzido pode ser calculado através da equação 2:

$$V_t = V_{\text{dig}} + V_{\text{arm}} \quad (2)$$

Onde,

V_t : volume total de lodo;

V_{dig} : volume de lodo digerido;

V_{arm} : volume de armazenamento do lodo digerido.

Para o cálculo do volume em digestão, tem-se que:

$$V_{\text{dig}} = N \cdot L_f \cdot R_{\text{dig}} \cdot T_{\text{dig}} \quad (3)$$

Onde,

N: número de contribuintes;

L_f : contribuição de lodo fresco (l/hab.dia);

R_{dig} : coeficiente de redução do volume de lodo por adensamento e destruição de sólidos na zona de digestão;

T_{dig} : tempo de digestão dos lodos.

Para o cálculo do volume de armazenamento do lodo digerido, tem-se que:

$$V_{\text{arm}} = N \cdot L_f \cdot R_{\text{arm}} \cdot T_{\text{arm}} \quad (4)$$

Onde,

R_{arm} : coeficiente de redução do volume de lodo devido à digestão;

T_{arm} : tempo de armazenamento do lodo digerido.

3.8 Nitrificação

Sistemas de tratamento de esgotos domésticos são capazes de remover nitrogênio através da nitrificação e posteriormente desnitrificação (PAGGA et al., 2006). O processo de nitrificação, segundo FRANCHIN (2006), é decorrente da oxidação do nitrogênio amoniacal a nitrato (NO_3^-), com formação intermediária do nitrito (NO_2^-). Este processo é realizado por bactérias autotróficas nitrificantes, as quais utilizam como fonte de carbono o CO_2 . No processo de desnitrificação, em condições anóxicas, ocorre a redução de nitrato a nitrogênio molecular. A desnitrificação é realizada por bactérias heterotróficas, as quais utilizam o material orgânico biodegradável como fonte de carbono (PAGGA et al., 2006).

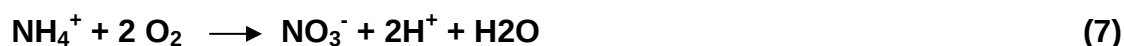
No tratamento de esgotos domésticos, as bactérias autotróficas competem com as bactérias heterotróficas pelo oxigênio dissolvido presente no meio. Estas últimas são responsáveis pela remoção da matéria orgânica, em termos de DBO (DEMPSEY et al., 2005), utilizando o nitrato como receptor final de elétrons.

A primeira etapa do processo da nitrificação é responsável pela oxidação da amônia a nitrito, conforme Equação 5. Nesta etapa, há predominância das bactérias do gênero *Nitrosomonas* (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999). Entretanto, outros

gêneros podem ser incluídos, tais como: *Nitrosococcus* e *Nitrosospira*. Alguns subgêneros como: *Nitrosolobus* e *Nitrosovibrio*, também pode oxidar a amônia a nitrito (USEPA, 2002).



Na segunda etapa, as bactérias do gênero *Nitrobacter*, convertem o nitrito a nitrato, conforme Equação 6. Estas bactérias utilizam a energia obtida através destas reações para o seu crescimento e manutenção celular. A equação 7 descreve a reação global do processo:



Luostarinen et al. (2006), ressaltam que sistemas anaeróbios de pré-tratamento podem ser benéficos para a remoção biológica de nitrogênio, visto que há remoção significativa da matéria orgânica e dissolução de partículas orgânicas, que podem melhorar o processo de nitrificação, além de proporcionar uma menor concorrência da fonte de carbono entre os microrganismos heterotróficos e autotróficos.

4 METODOLOGIA

4.1 Localização do sistema experimental

Os sistemas experimentais foram construídos e monitorados nas dependências físicas da Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgotos Sanitários (EXTRABES), da Universidade Estadual da Paraíba (UEPB). A EXTRABES está localizada em área pertencente à Companhia de Água e Esgotos da Paraíba (CAGEPA) no bairro do Tambor do município de Campina Grande, com as seguintes coordenadas geográficas: 7°13'11"Sul, 35°52'31" Oeste e 550m acima do nível do mar.

4.2 Esgoto doméstico

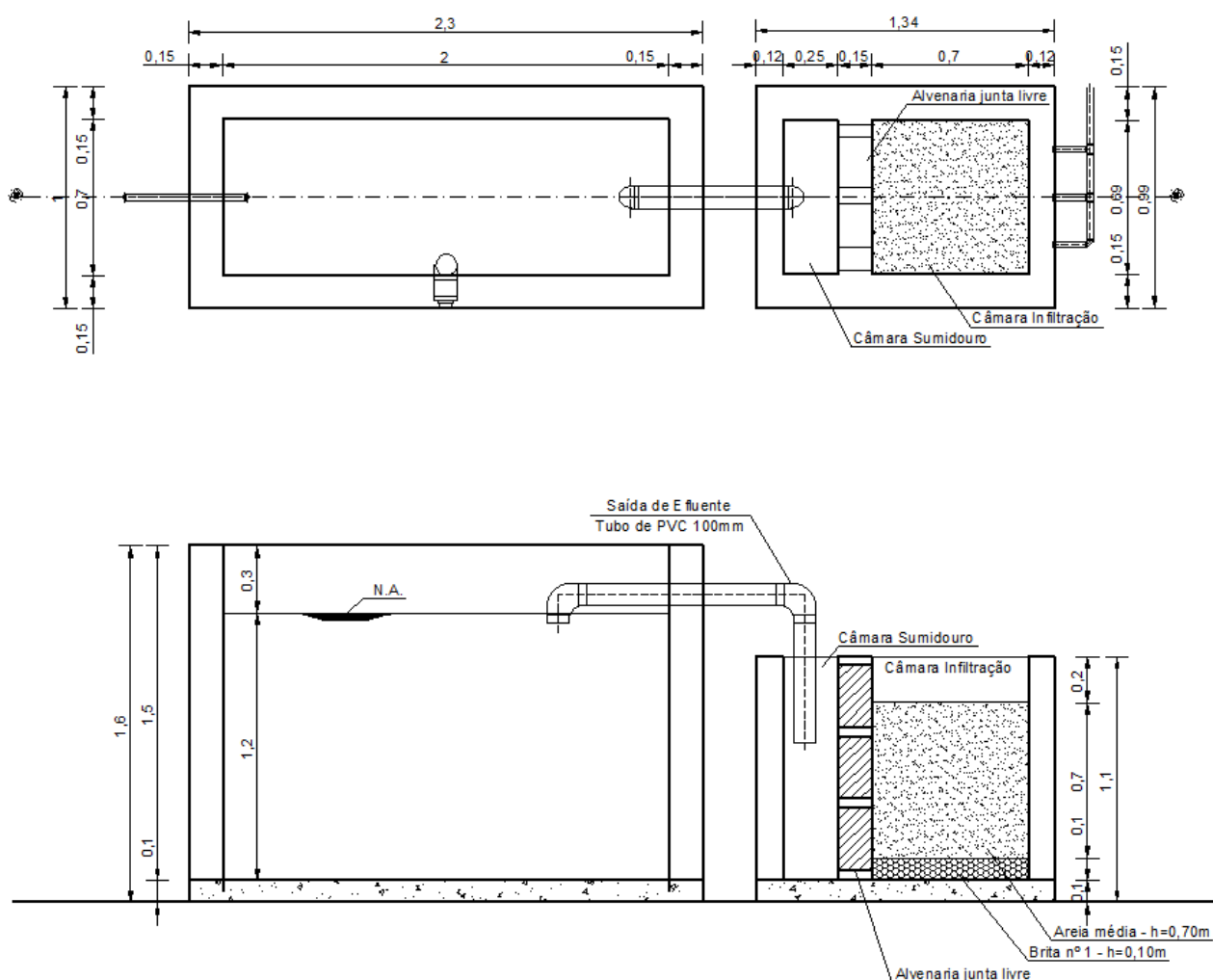
O esgoto doméstico era proveniente da rede coletora de esgotos da Companhia de Água e Esgotos da Paraíba (CAGEPA). A captação do esgoto era realizado através de uma bomba submersa instalada em um poço de visita de um interceptor leste da CAGEPA e recalcado por uma bomba submersa de eixo horizontal, com potência de $P = 1/4$ CV, até um tanque de equilíbrio com capacidade de 1.000 litros. Desta caixa, o esgoto era recalcado através de bomba centrífuga com vazão média de 30L/min, através de tubos de PVC de 25mm de diâmetro, e alimentava os sistemas anaeróbios. A alimentação do reator UASB era realizada por gravidade, por meio de tanque de equilíbrio acoplado próximo ao reator, com capacidade para suportar 250 litros. Os sistemas experimentais eram alimentados intermitentemente.

Ressalta-se que o recalque era controlado através de temporizadores, com a finalidade de simular um hidrograma unifamiliar com vazão média de 500L/dia na primeira fase do período experimental, e de 270L/dia na segunda fase do período experimental.

4.3 Sistema experimental

O sistema experimental era constituído por duas unidades de tratamento. A primeira unidade de tratamento, conforme Figura 1, era constituída por um tanque séptico e um sumidouro 1 (S1), ambos construídos em alvenaria. Na Figura 1 também são apresentadas as dimensões do tanque séptico e do sistema de disposição no solo (S1). O tanque séptico apresentou volume útil de $1,5\text{m}^3$.

Figura 1 - Tanque séptico e sumidouro 1.

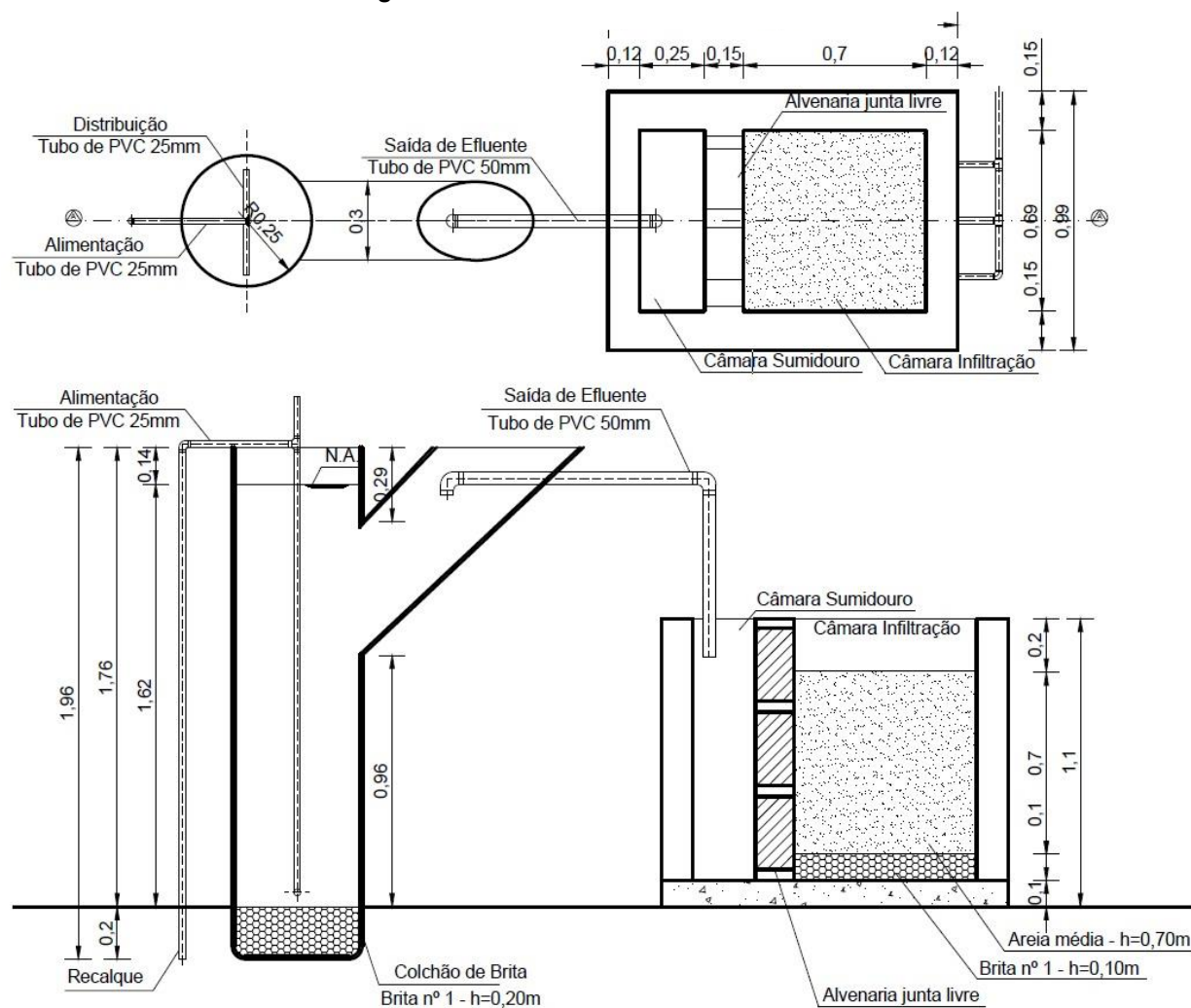


Fonte: Elaborada pelo autor

A segunda unidade de tratamento, conforme Figura 2, era constituída por um reator UASB em forma de “Y”, construído em PVC, e um sumidouro 2 (S2), construído em alvenaria com dimensões semelhantes ao S1. Na Figura 2 também

são apresentadas as dimensões do reator UASB e do sumidouro 2. O reator UASB apresentou 162cm de altura útil, com volume útil de 355L.

Figura 2 - Reator UASB e sumidouro 2



Fonte: Elaborada pelo autor

Os sumidouros em ambas as unidades de tratamento eram divididos em duas zonas, sendo uma de alimentação e a outra de infiltração. A zona de infiltração foi preenchida com uma camada inferior de 10cm de brita e com uma camada de 70 cm de areia de construção (areia média).

As zonas de alimentação e de infiltração foram projetadas separadamente, a fim de permitir o fluxo do efluente, simulando desta forma a disposição no solo e posteriormente à saída do efluente já tratado na camada inferior da zona de infiltração.

As características físicas da areia foram determinadas no laboratório de mecânica dos solos do Departamento de Engenharia civil da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG). A Tabela 1 apresenta as características físicas da areia utilizada nos sumidouros.

Tabela 1 - Características físicas da areia utilizada nos sumidouros.

Característica	Resultado
Diâmetro da areia	0,48mm
Tipo de areia	Média¹
Módulo de finura	2.939
Coeficiente de permeabilidade à carga constante (Kt) ²	0,1925cm/s
Índice de vazios	0,76
Porosidade	43%
Peso unitário (massa específica)	1.483g/cm³
Coeficiente de uniformidade	0,24³

¹ Conforme ABNT/NBR 6502/1995

² Conforme ABNT/NBR 13292/1995

³ Conforme ABNT/NBR 9937/1987

4.4 Período experimental

O monitoramento do sistema experimental ocorreu em duas fases. A primeira fase (Julho à dezembro de 2011) corresponde ao funcionamento apenas dos sistemas anaeróbios (Tanque séptico e reator UASB). Na segunda fase (Janeiro à maio de 2012) foi dada a partida nos sumidouros 1 e 2, a fim de simular a disposição de efluentes anaeróbios no solo.

4.4.1 Controle de vazão diária

A alimentação dos sistemas anaeróbios (Tanque séptico e reator UASB) durante a primeira fase foi realizada de maneira intermitente, simulando um sistema unifamiliar. A alimentação foi controlada por temporizadores, os quais foram

instalados nas bombas, para distribuição do volume aplicado nos sistemas em 24 horas. A alimentação durante esta fase foi realizada conforme a Tabela 2.

Tabela 2 - Vazão diária aplicada no sistema na primeira fase experimental

Horário de alimentação	Tempo de alimentação (Minutos)	TS		UASB	
		Volume médio aplicado (L)	Volume acumulado aplicado(L)	Volume médio aplicado (L)	Volume acumulado aplicado(L)
00:00	1	30	30	29	29
05:00	2	60	90	58	87
07:00	1	30	120	29	116
10:00	3	90	210	87	203
12:00	2	60	270	58	261
13:00	2	60	330	58	319
15:00	1	30	360	29	348
16:00	2	60	420	58	406
19:00	2	60	480	58	464
21:00	2	60	540	58	522

Na segunda fase do período experimental, a alimentação dos sistemas anaeróbios foi reduzida, conforme Tabela 3 e iniciou-se a alimentação intermitente dos sumidouros.

Tabela 3 - Vazão diária aplicada no sistema na segunda fase experimental

Horário de alimentação	Tempo de alimentação (Minutos)	TS		UASB	
		Volume médio aplicado (L)	Volume acumulado aplicado(L)	Volume médio aplicado (L)	Volume acumulado aplicado(L)
05:00	1	31	31	29	29
07:00	2	62	93	58	87
12:00	2	62	155	58	145
13:00	1	31	186	29	174
19:00	2	62	248	58	232
21:00	1	31	279	29	261

4.4.2 Concepção do sistema experimental

A concepção do sistema experimental variou de acordo com a fase experimental aplicada. Em ambas as fases, a concepção dos sistemas dependia

diretamente da vazão aplicada e conseqüentemente da carga orgânica volumétrica (COV) aplicada. Na Tabela 4 são apresentadas as características físicas e operacionais dos sistemas anaeróbios durante as duas fases experimentais.

Ressalta-se que, como a alimentação do reator UASB era através da caixa de 250 litros, para o cálculo da velocidade ascensional foi considerada a vazão de entrada do esgoto que foi de 20L/min.

Tabela 4 - Características físicas e operacionais dos sistemas experimentais.

Característica	Tanque séptico		Reator UASB	
Período experimental	1º	2º	1º	2º
Volume útil (m ³)	1,5	1,5	0,355	0,355
Vazão (L/dia)	540	279	522	261
Velocidade ascensional (m/h)	-	-	6,1	6,1
COV (gDQO/L.dia)	0,13	0,07	0,54	0,3
TDH (horas)	72	133	17	31

4.5 Análises físicas, químicas e microbiológicas

As análises físicas, químicas e microbiológicas foram realizadas nas dependências físicas da EXTRABES.

Na Tabela 5 são apresentados os parâmetros físicos, químicos e microbiológicos que foram realizados nos afluentes e efluentes dos sistemas, com suas respectivas frequências, métodos e referência bibliográfica seguida.

Tabela 5 - Parâmetros analisados com frequências, métodos e referências bibliográficas.

Parâmetros Analíticos	Frequência	Método	Referência
pH	Quinzenal	Potenciométrico	APHA (1998)
Alcalinidade Total	Quinzenal	Método KAPP	BUCHAUER et al., (1998)
DQO (mgO ₂ /L)	Semanal	Titulométrico	APHA (1998)
N-NTK (mg/L)	Quinzenal	Micro Kjeldhal	APHA (1998)
N-NH ₃ (mg/L)	Quinzenal	Micro Kjeldhal	APHA (1998)
N-NO ₂ (mg/L)	Quinzenal	Colorimétrico	APHA (1998)
N-NO ₃ (mg/L)	Quinzenal	Salicilato de Sódio	RODIER J. et al., (1975)
P-PO ₄ ⁻³ (mg/L)	Quinzenal	Espectrofotométrico	APHA (1998)
P (mg/L)	Quinzenal	Espectrofotométrico	APHA (1998)
ST e frações (mg/L)	Semanal	Gravimétrico	APHA (1998)
Coliformes Termotolerantes	Quinzenal	Membrana filtrante	APHA (1998)

4.6 Determinação da vazão de infiltração

A determinação da vazão de infiltração foi realizada em duas fases. Na 1ª fase foram realizados testes diários durante 10 dias, a fim de avaliar o comportamento da taxa de infiltração em condições de aplicação diária de efluente, no mês de dezembro de 2011. Na 2ª fase, os testes foram realizados com frequência semanal, compreendendo um período de monitoramento de janeiro a março de 2012. O sumidouro 1 recebeu efluente proveniente do TS e o sumidouro 2 recebeu efluente proveniente do reator UASB.

Os efluentes eram aplicados por bateladas, com volume de 90 litros por teste, proveniente dos sistemas anaeróbios. Em ambos os sumidouros foi cronometrado o tempo decorrente para o enchimento e esvaziamento da zona de alimentação, bem como o volume infiltrado acumulado em recipientes de 10L, e medidos a cada litro, até o tempo final estabelecido do teste que era realizado durante 60 minutos.

Os dados obtidos no teste possibilitaram estabelecer um perfil de enchimento e esvaziamento da câmara de alimentação bem como, de infiltração do volume de efluente anaeróbio aplicado no sumidouro no período do teste. O volume efetivo infiltrado (V_{ei}) no teste de infiltração na areia, em litros, é dado pela equação 8:

$$V_{ei} = [(L_i - L_f) \cdot 0,25m \cdot 0,96m] \cdot 1000L \quad (8)$$

Onde,

V_{ei} : Volume efetivo infiltrado e esvaziado no sumidouro (L)

L_f : Lâmina final no piezômetro da câmara de alimentação (m)

L_i : Lâmina inicial no piezômetro da câmara de alimentação (m)

Largura da zona de alimentação = 0,25m

Comprimento = 0,96m

A taxa variável de infiltração nos sumidouros foi calculada a partir da equação 9:

$$T_i = (\Delta_i - \Delta_f) / (\Delta_{ti} - \Delta_{tf}) \quad (9)$$

Onde,

T_i : Taxa de infiltração do efluente no sumidouro (L/min.)

Δ_i : volume captado inicial unitário (L)

Δ_f : volume captado final unitário (L)

Δ_{ti} : Tempo acumulado para captação do volume unitário inicial (min).

Δ_{tf} : Tempo acumulado para captação do volume unitário final (min).

4.7 Produção de lodo

A produção de lodo nos sistemas anaeróbios foi calculada a partir de uma estimativa da massa total, levando-se em consideração a carga de sólidos totais e sólidos totais voláteis, e o volume correspondente ao ponto da coleta. As amostras foram coletadas mensalmente. No tanque séptico, havia um único ponto de coleta da amostra do lodo, que estava localizado na base do tanque, o qual representava uma área de $1,4\text{m}^2$ ($2,0 \times 0,7\text{m}$), com altura da manta de lodo durante o período experimental de 300 dias, variando de 0,04 a 0,20m, conforme Tabela 6.

Com base nos dados obtidos foi possível determinar a massa de lodo, conforme a seguinte equação:

$$V_i = A_b \times H \quad (10)$$

V_i : volume de influência (m^3);

A_b : área da base (m^2);

H: altura de influência da camada de lodo(m).

Com os valores médios das concentrações de sólidos totais e voláteis (g/m^3) considerando o volume de influência, foram estimadas as massas de lodo no tanque séptico durante o monitoramento do sistema experimental.

No reator UASB foram considerados cinco pontos distribuídos ao longo do reator, com altura entre os pontos variando de 0,1 a 0,22m e ocupando os seguintes volumes: $V_1=20\text{L}$; V_2 e V_5 volumes iguais de 44L e V_3 e V_4 igual a 36L, conforme Tabela 6, a fim de realizar um perfil do crescimento do lodo no interior do reator.

Tabela 6 - Produção de lodo nos sistemas anaeróbios.

Área do tanque séptico (1,4m ²)		Área do reator UASB (0,2m ²)	
Altura da manta de lodo (m)	Volume de influência (L)	Altura da manta de lodo (m)	Volume de influência (L)
0,04	56	0,1	20
0,06	84	0,22	44
0,05	70	0,18	36
0,15	210	0,18	36
0,20	280	0,22	44
0,07	98	-	-

4.8 Colmatação dos sumidouros

A possível colmatação observada nos sumidouros foi baseada a partir da utilização de um modelo conceitual proposto por Leverenz et al., (2009). Esses autores propuseram este modelo para prever o entupimento em sistemas de disposição no solo de maneira intermitente, utilizando areia média. Dentro desse contexto, os pesquisadores analisaram o tempo de falha hidráulica do solo, de acordo com a seguinte equação:

$$Tf = \left[\frac{19,6 - 13,9 \log(TSSLR)}{5,257 * 10^{-6} * DQO_i^{1,318} * FD^{1,120} * HLR^{0,343}} \right]^{1,053} \quad (11)$$

Onde:

T_f : Tempo de falha hidráulica (dias)

TSSLR: Taxa de aplicação de Sólidos Suspensos Totais (g.m⁻².dia⁻¹)

DQO_i : Concentração de DQO (mg.L⁻¹)

FD: Frequência diária de aplicação (dia⁻¹)

HLR: Taxa de aplicação hidráulica (m.dia⁻¹)

4.9 Análise dos dados e análise estatística

Na análise dos dados foi utilizada a ferramenta boxplot, a fim de gerar gráficos que possibilitassem uma melhor visualização da série dos dados no período experimental, o qual ocorreu em duas fases.

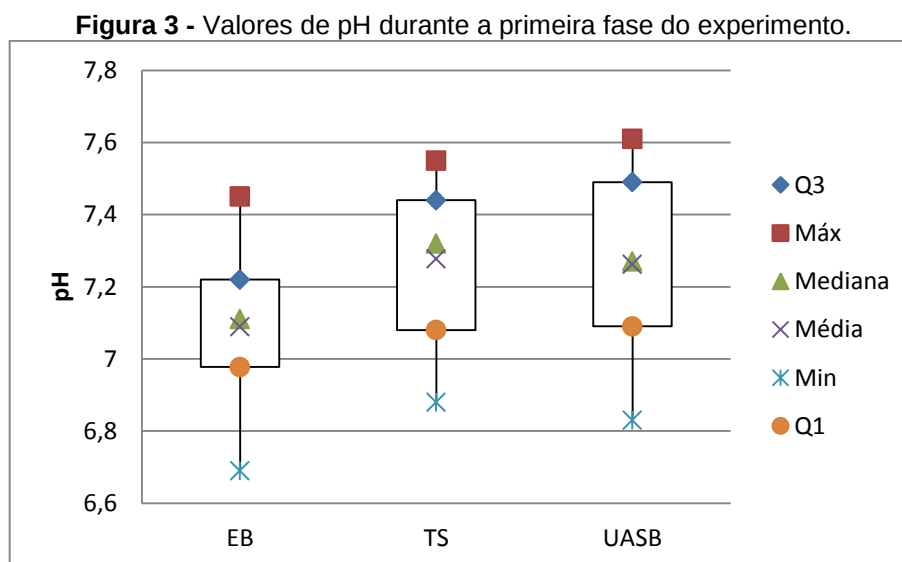
A análise estatística utilizada foi à descritiva, a qual foi aplicada de forma a proporcionar medidas de tendência central e medidas de dispersão, como média aritmética e desvio padrão. A utilização da média aritmética deve-se a indicação de um valor e concentração que melhor representa os dados no período experimental. O desvio padrão foi utilizado para identificar o grau de homogeneidade ou heterogeneidade dos dados analisados. Também foi utilizada a análise de variância (ANOVA), com nível de significância de 5%, objetivando realizar a comparação dos dois sistemas experimentais.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 PRIMEIRA FASE

5.1.1 pH

A Figura 3 representa o comportamento dos valores do potencial hidrogeniônico do esgoto afluyente e dos efluentes dos sistemas anaeróbios (tanque séptico e reator UASB) durante a primeira fase do período experimental.



Fonte: Elaborada pelo autor.

Na primeira fase experimental, o pH do esgoto afluyente aos sistemas anaeróbios manteve-se com média de 7,1, enquanto que o pH do efluente do tanque séptico e reator UASB mantiveram com valores, respectivamente, de 7,28 e 7,26.

As bactérias metanogênicas são as mais sensíveis a mudanças de pH, e tem um crescimento ótimo na faixa de pH entre 6,5 a 7,2 (BOE K, 2006; TUROVSKIY, 2006 *apud* APPLES, 2008). Van Haandel e Lettinga (1994) afirmam que a atividade metanogênica ocorre em uma faixa de pH entre 6,3 a 7,8. Essas afirmações demonstram que os valores de pH nos efluentes do tanque séptico e do reator UASB mantiveram-se dentro da faixa recomendada para favorecer o crescimento dos microrganismos metanogênicos, não sendo um fator inibitório para o processo de digestão anaeróbia. Além disso, como houve tendência sensível ao aumento do

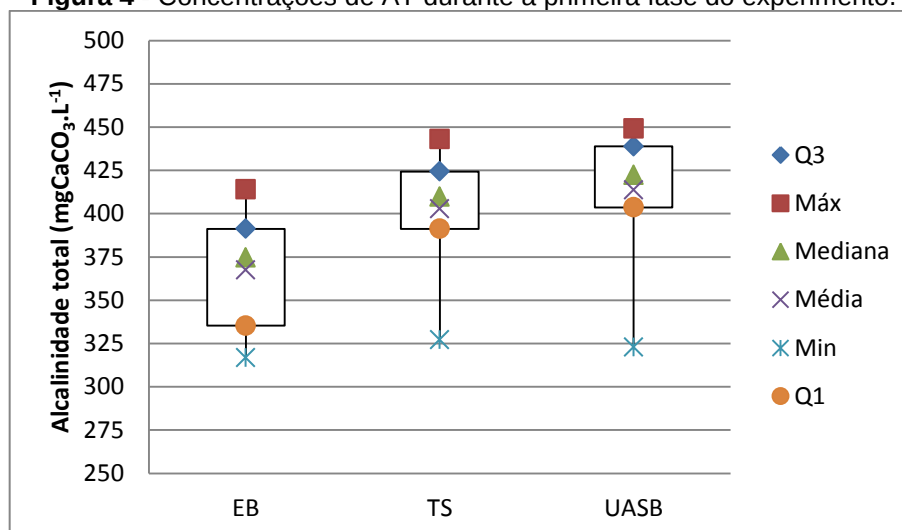
pH nos efluentes dos sistemas anaeróbios, pode-se afirmar que esse aumento deve-se a geração de alcalinidade (HCO_3^-) no tanque séptico e reator UASB.

De acordo com a análise de variância, ao nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$), foi observado que não houve diferenças significativas entre os valores do tanque séptico e do reator UASB ($p\text{-valor} = 0,733525$).

5.1.2 Alcalinidade Total (AT)

Na Figura 4 são apresentadas as concentrações de alcalinidade total, em termos de mgCaCO_3/L , do esgoto afluente e dos efluentes dos sistemas anaeróbios (tanque séptico e reator UASB) durante a primeira fase do período experimental.

Figura 4 - Concentrações de AT durante a primeira fase do experimento.



.Fonte: Elaborada pelo autor.

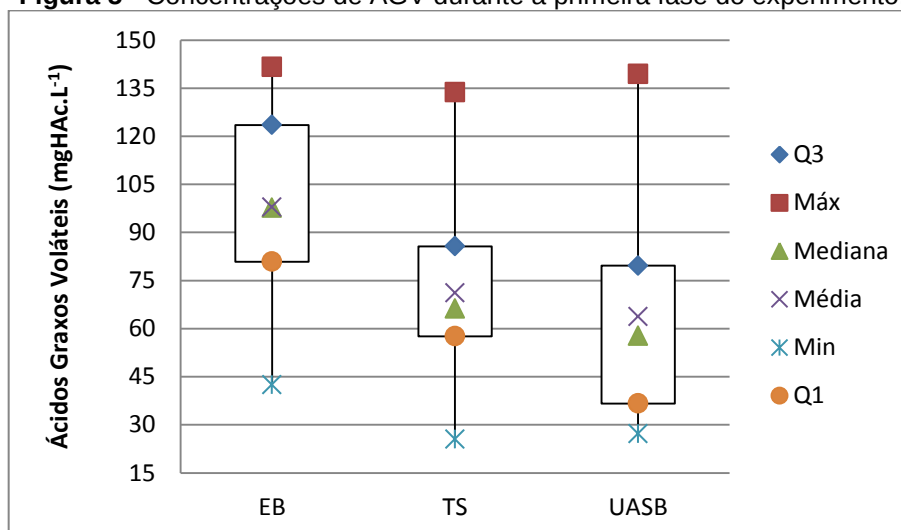
Na primeira fase experimental, a alcalinidade total do esgoto manteve-se com média de $367,5 \text{ mgCaCO}_3/\text{L}$, e os efluentes do tanque séptico e reator UASB mantiveram-se com médias de $402,7$ e $413,7 \text{ mgCaCO}_3/\text{L}$, respectivamente. Esses resultados indicam que houve produção de alcalinidade total no efluente dos sistemas anaeróbios. Essa produção é importante para a estabilidade operacional dos sistemas, uma vez que evita que o pH sofra variações bruscas. Van Haandel e Lettinga (1994) afirmam que em digestores anaeróbios gera-se alcalinidade devido a reações de amonificação e remoção de ácidos graxos voláteis.

Na análise de variância, ao nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$), foi observado que não houve diferenças significativas entre as concentrações do tanque séptico e do reator UASB (p-valor = 0,394464).

5.1.3 Ácidos Graxos Voláteis (AGV)

Na Figura 5 são apresentados as concentrações de ácidos graxos voláteis, em termos de mgHAc/L, do esgoto afluente e dos efluentes do tanque séptico e do reator UASB durante a primeira fase do período experimental.

Figura 5 - Concentrações de AGV durante a primeira fase do experimento.



.Fonte: Elaborada pelo autor.

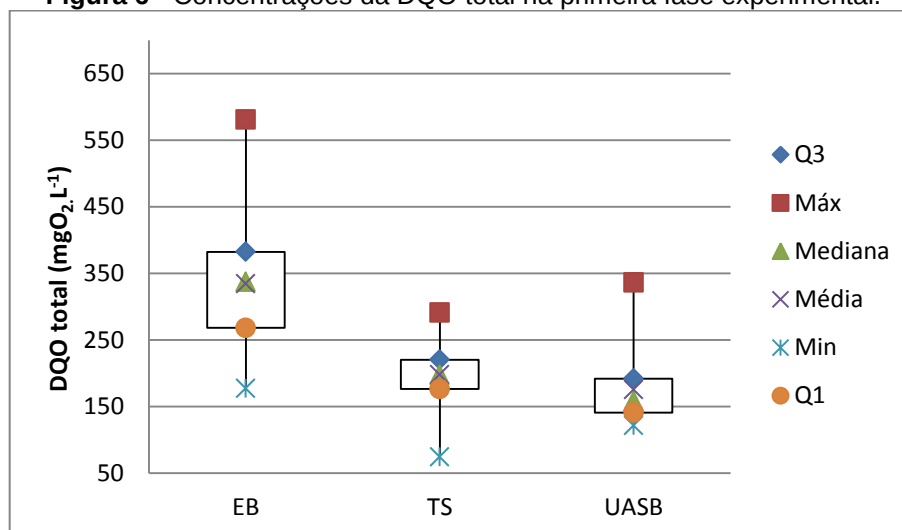
Na primeira fase experimental, a concentração de AGV do esgoto manteve-se com média de 97,92mgHAc/L, e os efluentes do tanque séptico e reator UASB mantiveram-se com médias de 71,07 e 63,70 mgHAc/L, respectivamente. Esses resultados indicam que houve reduções nas concentrações de AGV de 27% no tanque séptico e de 35% no reator UASB, não havendo diferenças significativas (p-valor = 0,532659). O monitoramento da concentração de ácidos graxos é um parâmetro importante para o desempenho de reatores tratando águas residuárias, já que concentrações elevadas de AGV, são tendentes a provocar queda de pH. Desta forma, a redução de AGV observada no tanque séptico e reator UASB, indica que a geração de alcalinidade foi suficiente para tamponar o meio e manter o pH dentro da

faixa esperada. Van Haandel e Lettinga (1994) informam que a redução da concentração de AGV resulta em aumento de alcalinidade.

5.1.4 Demanda Química de Oxigênio (DQO Total e Filtrada)

A Figura 6 representa o comportamento das concentrações da demanda química de oxigênio total (DQO total) do esgoto afluente e dos efluentes do tanque séptico e do reator UASB durante a primeira fase do período experimental.

Figura 6 - Concentrações da DQO total na primeira fase experimental.



Fonte: Elaborada pelo autor.

Na primeira fase experimental, a DQO total do esgoto manteve-se com média de 334mgO₂/L, e os efluentes do tanque séptico e reator UASB mantiveram-se com médias de 198 e 175 mgO₂/L, respectivamente. Considerando que o período de partida ocorreu nas primeiras 12 semanas de operação (Julho à setembro de 2011) pode ser observado eficiências médias de remoção de 38% no tanque séptico e de 39% no reator UASB. A análise de variância não mostrou diferença significativa entre as concentrações do TS e do reator UASB durante o período de partida (p-valor = 0,893041).

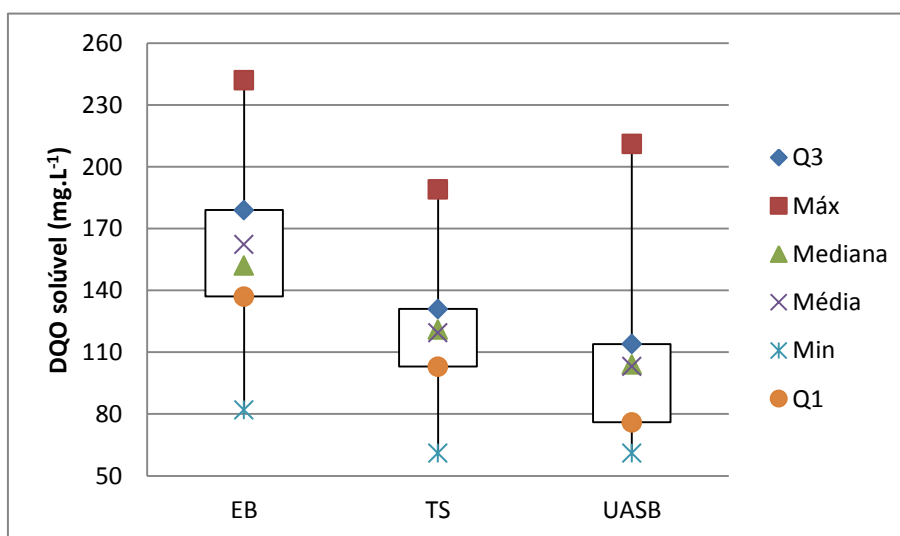
A baixa eficiência dos sistemas anaeróbios pode ser associada à ausência das populações microbianas nos sistemas, em virtude da ausência de inóculo durante o período da partida. Van Haandel e Lettinga (1994) operaram um reator

UASB também sem adição de inóculo e o período de partida foi de 10 semanas. Durante este período, os pesquisadores informam que a remoção da DQO é baixa e corresponde a 30 a 40% do material orgânico afluente.

Após o período de partida e durante a primeira fase (24 semanas de operação), a eficiência de remoção da DQO no tanque séptico foi de 44% e no reator UASB de 57%, indicando diferenças significativas entre ambos (p -valor = $1,54E-05$).

A Figura 7 representa o comportamento das concentrações da demanda química de oxigênio filtrada (DQO filtrada) do esgoto bruto afluente e dos efluentes do tanque séptico e do reator UASB durante a primeira fase do período experimental.

Figura 7 - Concentrações da DQO filtrada na primeira fase experimental.



Fonte: Elaborada pelo autor.

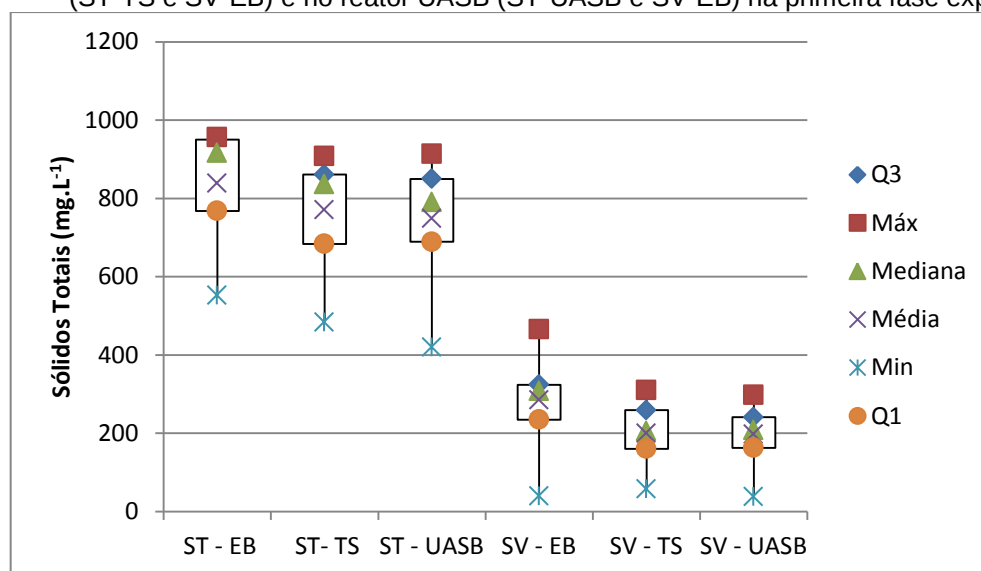
Na primeira fase experimental, a DQO filtrada do esgoto manteve-se com média de $162 \text{ mgO}_2/\text{L}$, e os efluentes do tanque séptico e reator UASB mantiveram-se com médias de 119 e $103 \text{ mgO}_2/\text{L}$, respectivamente, indicando remoções de 26 e 36%. Essa baixa eficiência pode ser atribuída aos processos físico e biológico predominantes no tanque séptico e reator UASB, respectivamente, favorecendo no UASB a retenção de partículas suspensas no leito do lodo em desenvolvimento. Porém, de acordo com a análise de variância, não houve diferenças significativas entre as concentrações do tanque séptico e do reator UASB (p -valor = $0,159009$).

Metcalf & Eddy (2003) afirmam que no tanque séptico os compostos orgânicos não sofrem qualquer tratamento significativo, apenas há remoção de partículas sólidas, através da flotação e sedimentação.

5.1.5 Sólidos Totais e Suspensos

Na Figura 8 são apresentadas as concentrações dos sólidos totais (ST) do esgoto afluente e dos efluentes do tanque séptico e do reator UASB durante a primeira fase do período experimental.

Figura 8 - Concentrações de sólidos totais no esgoto bruto (ST-EB e SV-EB), no tanque séptico (ST-TS e SV-EB) e no reator UASB (ST-UASB e SV-EB) na primeira fase experimental.

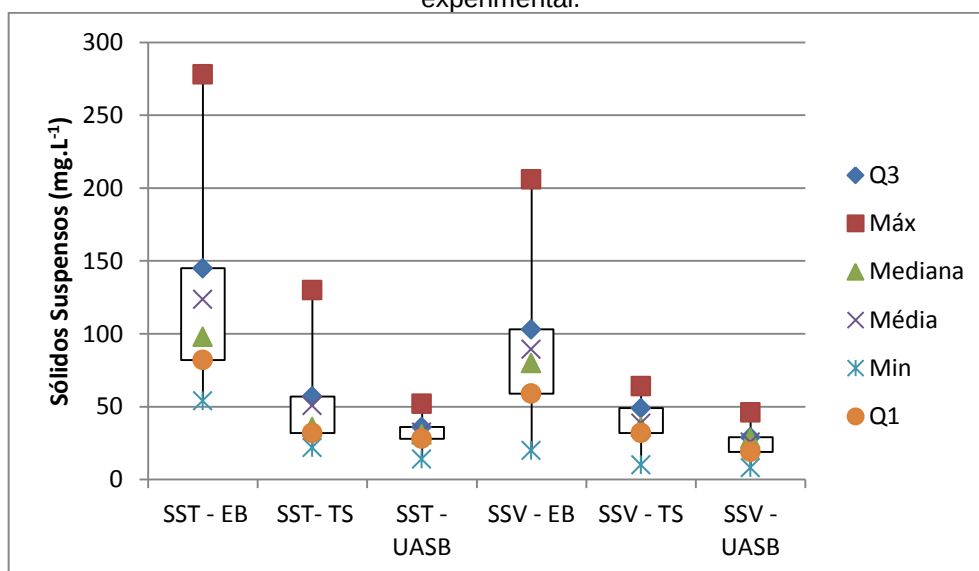


Fonte: Elaborada pelo autor.

Na primeira fase experimental, os sólidos totais no esgoto manteve-se com média de 839mg/L, e os efluentes do tanque séptico e reator UASB mantiveram-se com médias de 771 e 749 mg/L, respectivamente. Pode-se observar que a retenção de partículas nos sistemas anaeróbios foram similares, indicando retenção de 8 e 11%, respectivamente. Quanto aos sólidos voláteis, o esgoto manteve-se com média de 285mg/L, o efluente do tanque séptico de 200mg/L e reator UASB média de 197mg/L. Pode-se observar que não houve diferenças significativas de remoção entre os efluentes do tanque séptico e reator UASB (p -valor = 0,925116), apresentando eficiências de 30 e 31%, respectivamente.

Na Figura 9 são apresentadas as concentrações dos sólidos suspensos (SS) do esgoto afluyente e dos efluentes do tanque séptico e do reator UASB durante a primeira fase do período experimental.

Figura 9 - Concentrações de sólidos suspensos no esgoto bruto (SS-EB e SSV-EB), no tanque séptico (SS-TS e SSV-TS) e no reator UASB (SS-UASB e SSV-UASB) na primeira fase experimental.



Fonte: Elaborada pelo autor.

Na primeira fase experimental, o tanque séptico apresentou remoção de SST de 59%, enquanto que no reator UASB a remoção foi de 74%. No que se refere à remoção de SSV, o tanque séptico e reator UASB mantiveram-se com remoções, respectivamente, de 57% e 71%, demonstrando variações significativas (p -valor = 0,033198). Moussavi et. al., (2010) afirmam que o fluxo vertical do afluyente quando comparado ao horizontal permite uma maior remoção de sólidos suspensos, os quais são inseridos na massa de lodo anaeróbio acumulado dentro do reator. No caso do reator UASB, essa afirmação é observada, devido principalmente à formação do leito de lodo denso, capaz de reter as partículas em suspensão. Latif et al., (2011) afirmam que o leito de lodo é formado basicamente pela entrada no reator UASB de sólidos suspensos e pelo crescimento microbiano em seu interior.

5.1.6 Nutrientes

Os nutrientes presentes em esgotos domésticos, notadamente nitrogênio e fósforo, não são removidos através de processos anaeróbios, necessitando na

maioria das vezes de alguma forma de pós-tratamento (BDOUR et al., 2009). A capacidade de remoção desses nutrientes em sistema de tratamento anaeróbios deve-se unicamente ao processo assimilatório dos microrganismos decorrente do seu crescimento celular.

De acordo com os dados obtidos durante a primeira fase do período experimental, conforme consta na Tabela 7, é possível afirmar que não houve remoção significativa (p -valor = 0,987053), de nitrogênio total nos efluentes do tanque séptico e reator UASB. Todavia, houve produção de nitrogênio amoniacal de, 11 e 15%, respectivamente. Essa produção já era esperada, em virtude, dos sistemas anaeróbios realizarem o processo de amonificação.

Tabela 7 - Média aritmética e desvio padrão do esgoto afluente e efluentes dos sistemas anaeróbios.

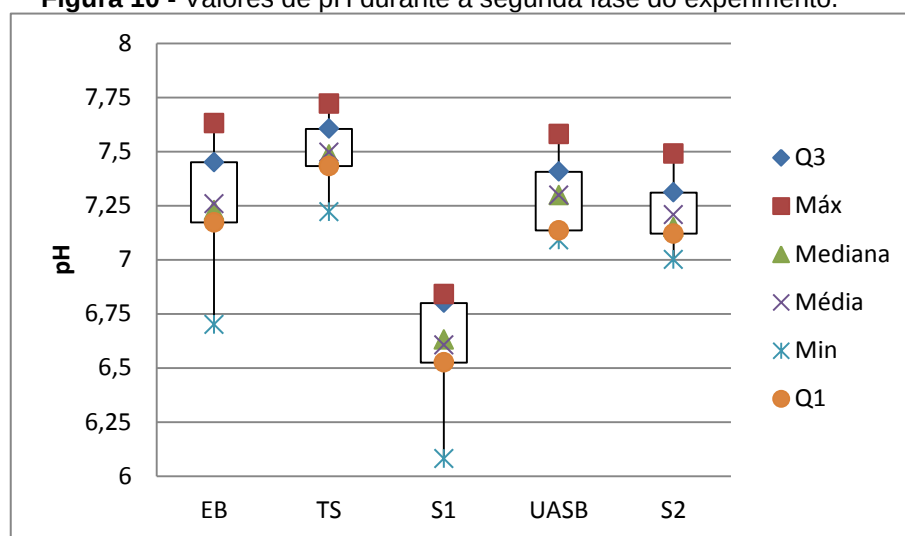
Parâmetro	EB Afluente		Efluente TS		Efluente UASB	
	$\bar{x}$	δ	$\bar{x}$	δ	$\bar{x}$	Δ
Nitrogênio Total (mgNTK.L^{-1})	39	16	39	22	38	21
Nitrogênio Amoniacal ($\text{mg.NH}_3.\text{L}^{-1}$)	33	9	38	13	36	13
Fósforo Total (mg.P.L^{-1})	6,12	1,81	5,53	1,77	5,55	1,56
Ortofosfato ($\text{mgP-PO}_4^{-3}.\text{L}^{-1}$)	4,39	1,11	4,58	1,23	4,47	1,27

Quanto ao fósforo, foi observado que houve remoção de fósforo total de 9% nos sistemas anaeróbios (tanque séptico e reator UASB). A análise de variância mostrou que não houve diferenças significativas (p -valor = 0,983358). Houve produção de 4,3 e 1,9% de ortofosfato no efluente do tanque séptico e reator UASB, respectivamente. Essa produção pode ser atribuída à mineralização dos compostos orgânicos que contém fósforo (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994).

5.2 SEGUNDA FASE

5.2.1 pH

A Figura 10 representa o comportamento dos valores do potencial hidrogeniônico do esgoto afluente e dos efluentes dos sistemas anaeróbios (tanque séptico e reator UASB), bem como dos sistemas de disposição no solo (S1 e S2) durante a segunda fase do período experimental.

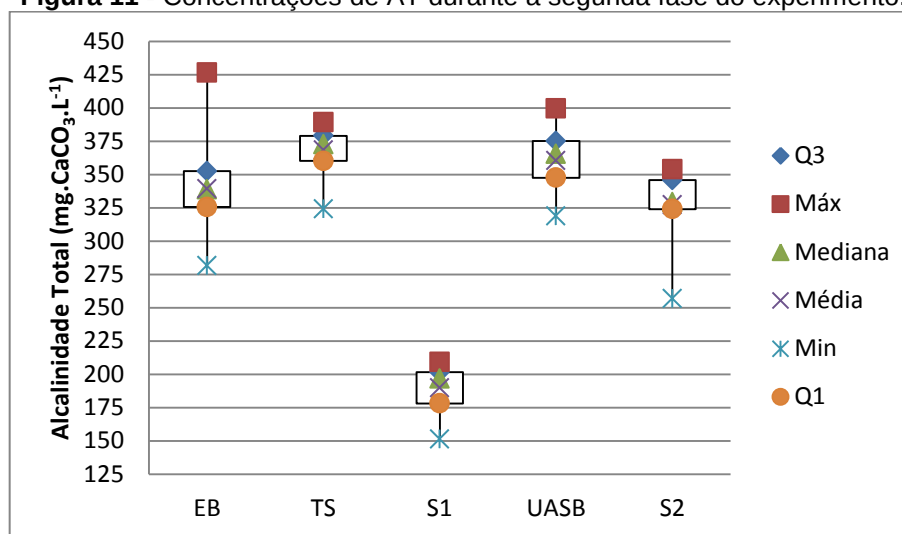
Figura 10 - Valores de pH durante a segunda fase do experimento.

Fonte: Elaborada pelo autor.

Na segunda fase experimental, pode-se observar que o pH do esgoto afluente manteve-se com média de 7,2, os efluentes do tanque séptico e reator UASB apresentaram valores médios de, respectivamente, 7,5 e 7,3. O sumidouro 1 (S1), o qual recebe efluente do tanque séptico manteve-se com média de 6,6 e o sumidouro 2 (S2), o qual recebe efluente do reator UASB manteve-se com média de 7,2. A análise de variância mostrou diferença significativa ($p\text{-valor} = 7,86\text{E-}07$) entre os valores de pH do S1 e S2, indicando que a queda de pH observada no S1 é decorrente da liberação de íons H^+ nas reações de nitrificação (CHEN et al., 2006) e consumo de alcalinidade total.

5.2.2 Alcalinidade Total (AT)

Na Figura 11 são apresentadas as concentrações de alcalinidade total, em termos de mgCaCO_3/L , do esgoto afluente, dos efluentes dos sistemas anaeróbios (tanque séptico e reator UASB) e dos sistemas de disposição no solo (S1 e S2) durante a segunda fase do período experimental.

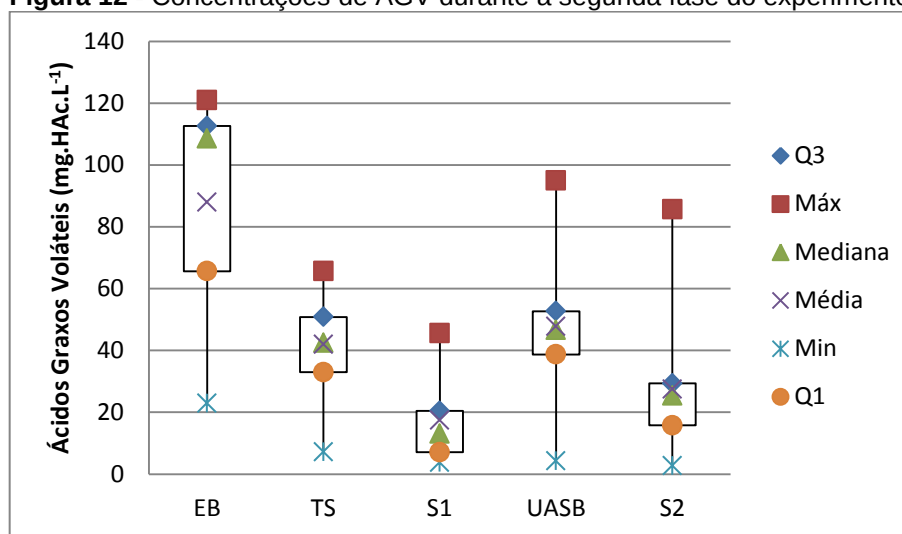
Figura 11 - Concentrações de AT durante a segunda fase do experimento.

Fonte: Elaborada pelo autor.

Na segunda fase experimental, a alcalinidade total do esgoto manteve-se com média de 339 mgCaCO₃/L, os efluentes do tanque séptico e reator UASB mantiveram-se com médias de 367 e 360 mgCaCO₃/L, respectivamente. Nos sumidouros 1 e 2 foram observadas diferenças significativas entre os resultados (p-valor = 1,64E-10), com concentrações médias de 189 e 327 mgCaCO₃/L, respectivamente. Esses resultados indicam que houve redução de alcalinidade total nos sumidouros, notadamente, no S1, provocando queda no pH, conforme observado na Figura 10. Esse decréscimo de alcalinidade no S1 pode ser explicado devido ao processo de nitrificação, o qual segundo Franchin (2006) é responsável por consumir 7,14mg de alcalinidade para cada 1mg de nitrogênio amoniacal oxidado.

5.2.3 Ácidos Graxos Voláteis (AGV)

Na Figura 12 são apresentadas as concentrações de ácidos graxos voláteis, em termos de mgHAc/L, do esgoto afluente, efluentes do tanque séptico, do reator UASB e dos sistemas de disposição no solo (S1 e S2) durante a segunda fase do período experimental.

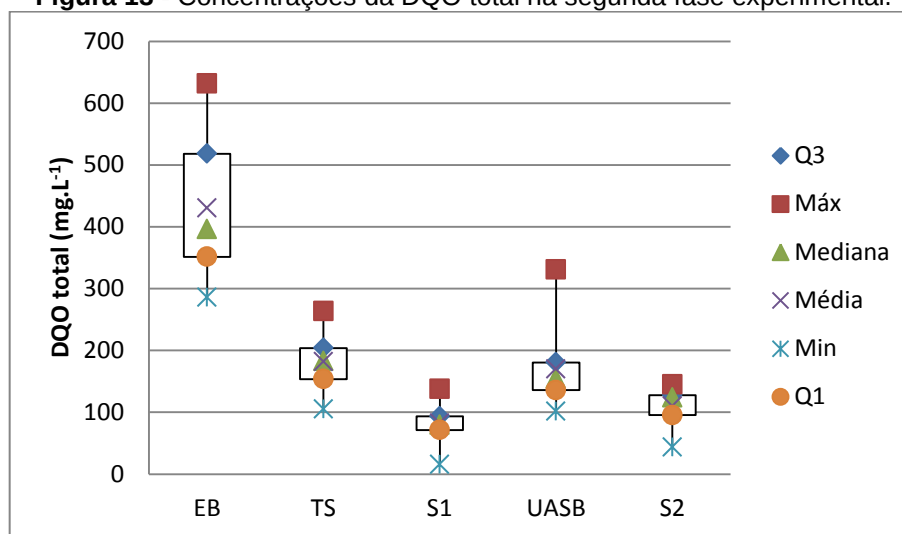
Figura 12 - Concentrações de AGV durante a segunda fase do experimento.

Fonte: Elaborada pelo autor.

Na segunda fase experimental, o AGV do esgoto manteve-se com média de 87,96mgHAc/L, os efluentes do tanque séptico e reator UASB mantiveram-se com médias de 41,91 e 47,77 mgHAc/L, respectivamente. Os sumidouros 1 e 2 apresentaram médias de 17,42 e 27,50 mgHAc/L, respectivamente. Esses resultados indicam que houve consumo de 58% no tanque séptico e de 42% no reator UASB. Essa redução de AGV nos sistemas anaeróbios, indica que houve produção de alcalinidade total, permitindo desta forma que o pH se mantivesse dentro da faixa alcalina. No S1 foi observado prevalência de AGV quando comparado ao S2, isso ocorreu devido ao consumo de alcalinidade total, resultante do processo de nitrificação. O pH no S1 sofreu variações apresentando valores entre 6,0- 6,8.

5.2.4 Demanda Química de Oxigênio (DQO Total e Filtrada)

Na Figura 13 são apresentadas as concentrações da demanda química de oxigênio total (DQO total) do esgoto afluente, efluentes do tanque séptico, do reator UASB e dos sistemas de disposição no solo (S1 e S2) durante a segunda fase do período experimental.

Figura 13 - Concentrações da DQO total na segunda fase experimental.

Fonte: Elaborada pelo autor.

Na segunda fase experimental, a DQO total do esgoto manteve-se com média de 430mgO₂/L, os efluentes do tanque séptico e reator UASB mantiveram-se com médias de 182 e 170 mgO₂/L, respectivamente, com remoção em torno de 58 e 60,5%, indicando diferenças significativas (p-valor = 0,487118). O sumidouro 1 apresentou média de 82mgO₂/L e o sumidouro 2 de 110mgO₂/L. Para fins de disposição, ainda pôde ser observado que o meio filtrante (areia) dos sumidouros realizou remoção de material orgânico afluyente de 55% no S1 e 35% no S2. Ressalta-se que a concentração média da DQO nos efluentes do tanque séptico e reator UASB, no período de avaliação dos sumidouros, foram de 183mg/L e 171mg/L e no esgoto bruto foi de 377mg/L, indicando remoções de 51% no TS e 55% no reator UASB.

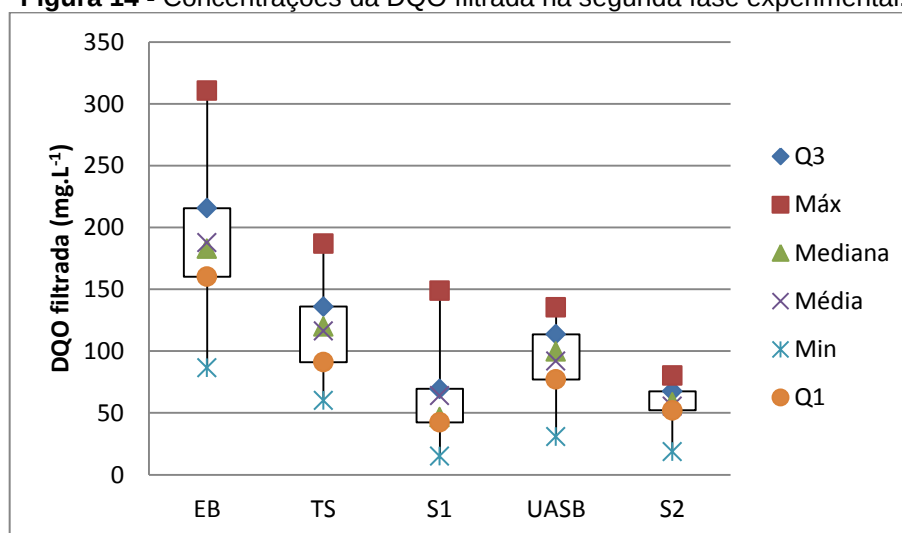
Coelho et al., (2001) trataram esgoto doméstico em um tanque séptico e um reator UASB seguidos por sumidouros com alimentação contínua. Os sistemas receberam 720L/dia de esgoto bruto. Os resultados demonstram que em comparação com ambos os sistemas, o reator UASB foi mais eficiente (74%), em termos de remoção de matéria orgânica, do que o tanque séptico (67%). Nos sistemas de disposição no solo, foram observados que houve remoção complementar.

Oliveira & Von Sperling (2008) analisaram os dados de 166 estações de tratamento localizadas no Sudeste do Brasil, dentre as quais, em função do parâmetro analisado (no caso DQO), 17 unidades de estações de tratamento

adotaram a concepção de tratamento de tanque séptico e sistema de disposição no solo, e em torno de 8 adotaram a concepção de UASB seguido de um sistema de pós-tratamento, no qual algum sistema de disposição no solo foi adotado. De acordo com os dados analisados, foram verificadas remoções de DQO de 51% na concepção tanque séptico + disposição no solo e de 77% da concepção de sistema UASB + pós-tratamento.

Na Figura 14 são apresentadas as concentrações da Demanda Química de Oxigênio filtrada (DQO filtrada) do esgoto bruto afluente, dos efluentes do tanque séptico e do reator UASB e dos sistemas de disposição no solo (S1 e S2) durante a segunda fase do período experimental.

Figura 14 - Concentrações da DQO filtrada na segunda fase experimental.



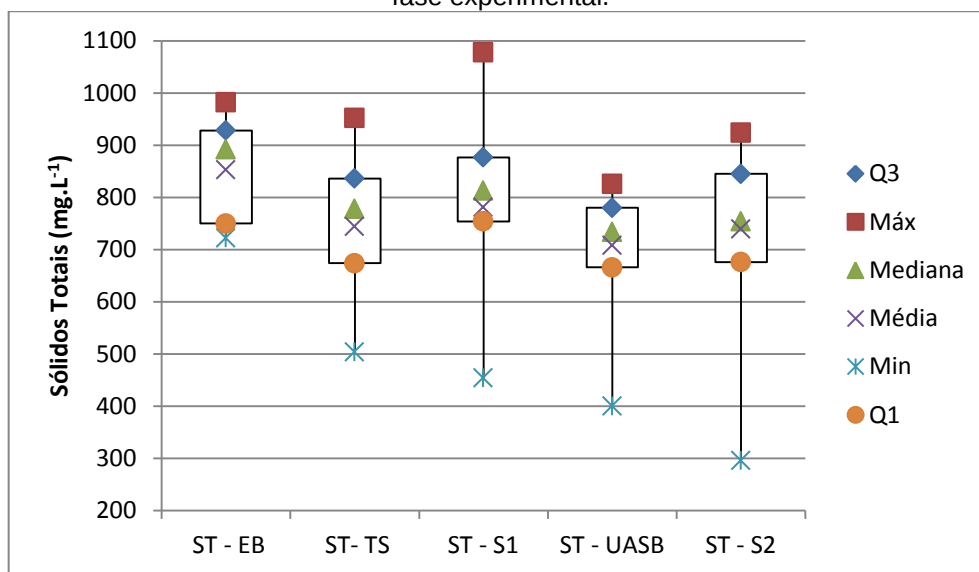
Fonte: Elaborada pelo autor.

Na segunda fase experimental, a DQO filtrada do esgoto manteve-se com média de 188mgO₂/L, e os efluentes do tanque séptico e reator UASB mantiveram-se com médias de 116 e 92 mgO₂/L, respectivamente, indicando remoções de 38 e 51%. O efluente final dos sumidouros 1 e 2, foram observados concentrações médias de 64 e 55mgO₂/L, respectivamente. Esses valores médios não apresentam, estatisticamente, diferenças significativas (p-valor = 0,502601) portanto, entende-se que, a DQO filtrada quantificada no efluente no TS continha maior fração de DQO solúvel, a qual foi biodegradada no S1. Essa constatação confirma que, no solo a depuração do material orgânico solúvel de ambos os efluentes anaeróbios ocorre equitativamente.

5.2.5 Sólidos Totais e Suspensos

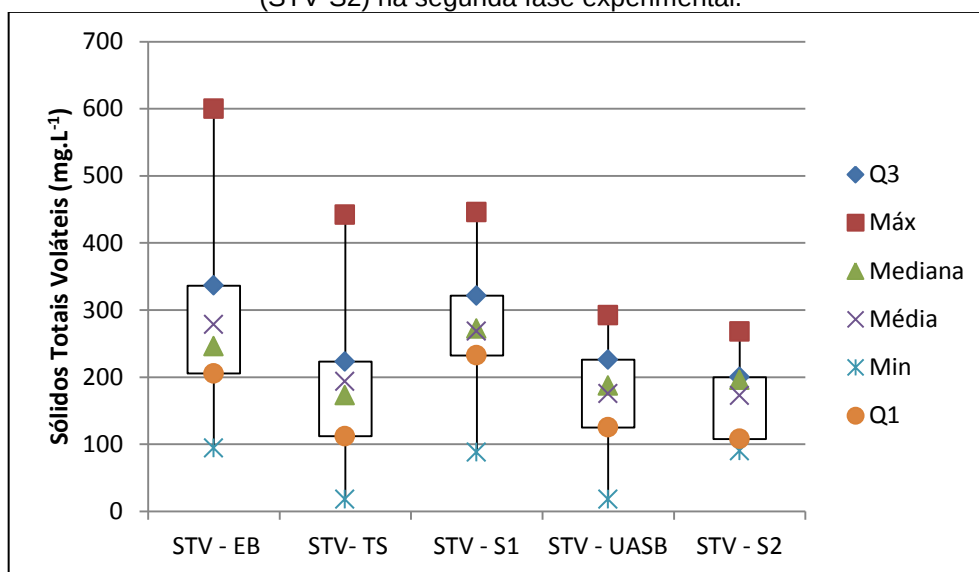
Nas Figuras 15 e 16 são apresentadas as concentrações dos sólidos totais (ST) e sólidos totais voláteis (STV) do esgoto afluente, dos efluentes do tanque séptico, do reator UASB e dos sumidouros 1 e 2, durante a segunda fase do período experimental.

Figura 15 - Concentrações de sólidos totais no esgoto bruto (ST-EB), no tanque séptico (ST-TS), no sumidouro 1 (ST-S1), no reator UASB (ST-UASB) e no sumidouro 2 (ST-S2) na segunda fase experimental.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 16 - Concentrações de sólidos totais voláteis no esgoto bruto (STV-EB), no tanque séptico (STV-TS), no sumidouro 1 (STV-S1), no reator UASB (STV-UASB) e no sumidouro 2 (STV-S2) na segunda fase experimental.

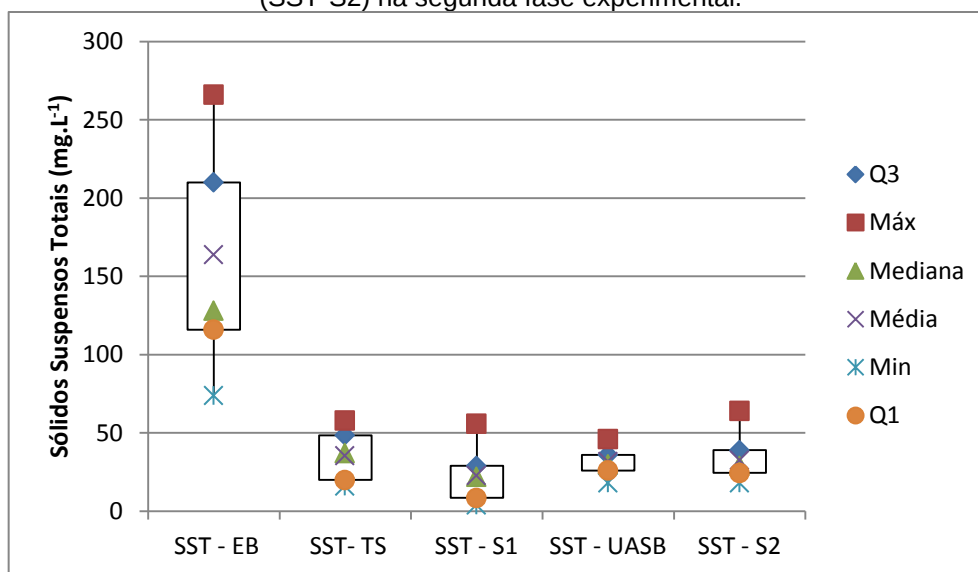


Fonte: Elaborada pelo autor.

Na segunda fase experimental, os sólidos totais no esgoto bruto manteve-se com média de 853mg/L, e os efluentes do tanque séptico e reator UASB mantiveram-se com médias de 744 e 708 mg/L, respectivamente. Estes resultados indicam que houve retenção similar em ambos. Quanto aos sólidos totais voláteis, o esgoto bruto apresentou média de 278mg/L e os efluente do tanque séptico e reator UASB apresentaram médias de 193 e 176 mg/L, indicando remoções de 31% e 37%.

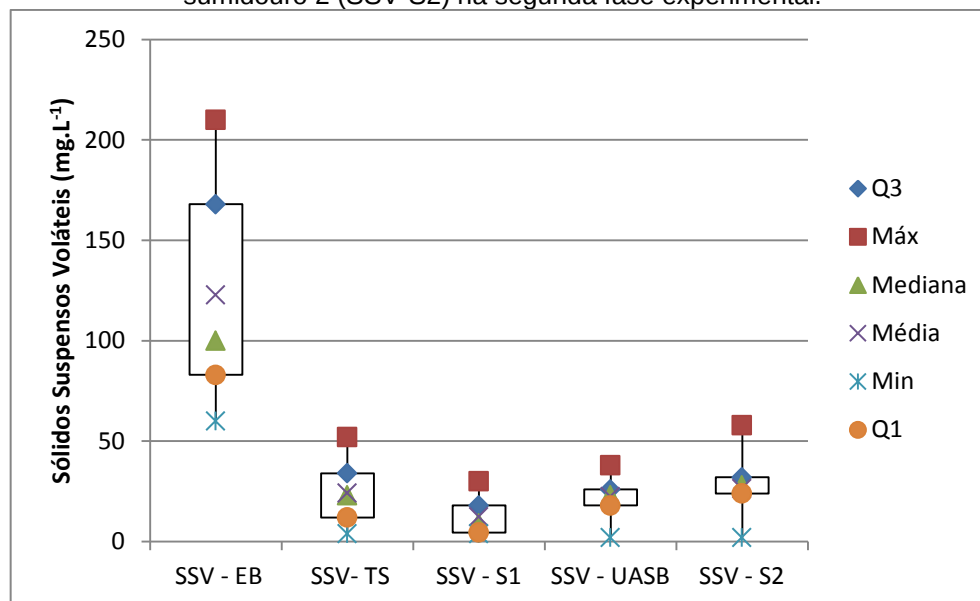
Nas Figuras 17 e 18 são apresentadas as concentrações dos sólidos suspensos totais e voláteis (SST e SSV) do esgoto afluente, dos efluentes do tanque séptico e do reator UASB e dos sistemas de disposição no solo (S1 e S2) durante a segunda fase do período experimental.

Figura 17 - Concentrações de sólidos suspensos totais no esgoto bruto (SST-EB), no tanque séptico (SST-TS), no sumidouro 1 (SST-S1), no reator UASB (SST-UASB) e no sumidouro 2 (SST-S2) na segunda fase experimental.



Fonte: Elaborada pelo autor.

Figura 18 - Concentrações de sólidos suspensos voláteis no esgoto bruto (SSV-EB), no tanque séptico (SSV-TS), no sumidouro 1 (SSV-S1), no reator UASB (SSV-UASB) e no sumidouro 2 (SSV-S2) na segunda fase experimental.



Fonte: Elaborada pelo autor.

Na segunda fase experimental, a concentração média de sólidos suspensos totais no esgoto foi de 164mg/L, e os efluentes do tanque séptico e reator UASB mantiveram-se com médias de 36 e 32 mg/L, respectivamente, indicando remoções médias de 78,05% e 80,48%. Quanto aos sólidos suspensos voláteis, a concentração média do esgoto foi de 123mg/L e dos efluentes do tanque séptico e reator UASB foram de 24 e 22 mg/L, indicando remoções de 80,48% e 82,11%, indicando não haver diferenças significativas entre ambos (p -valor = 0,687006).

Ressalta-se que a concentração média de SST nos efluentes do tanque séptico e reator UASB, no período de avaliação dos sumidouros, foram de 31mg/L e 27mg/L. Teoricamente, um terço dos sólidos totais presentes em esgotos domésticos, são sólidos suspensos (Metcalf & Eddy, 2003). No entanto, no caso em que se utiliza esgoto sanitário, essa fração pode ser bem inferior, devido às contribuições concentradas e água de infiltração, além de acúmulo de areia nos interceptores emissários mal projetados.

De fato, a concentração de sólidos suspensos no efluente de sistemas anaeróbios a exemplo de TS e reator UASB depende de vários fatores como: vazão de alimentação, tempo de detenção hidráulica tanto no compartimento de digestão quanto no de decantação, característica de sedimentabilidade do lodo e frequência de descarte. As concentrações de sólidos suspensos totais no caso de reator UASB

são fortemente influenciadas, dentre outros fatores, pelo tempo de detenção hidráulica (Chernicharo, 2007), podendo-se estimar sua concentração através da equação seguinte:

$$C_{sst} = 102 * t^{-0,24} \quad (12)$$

Onde:

C_{sst} : concentração final de SST;

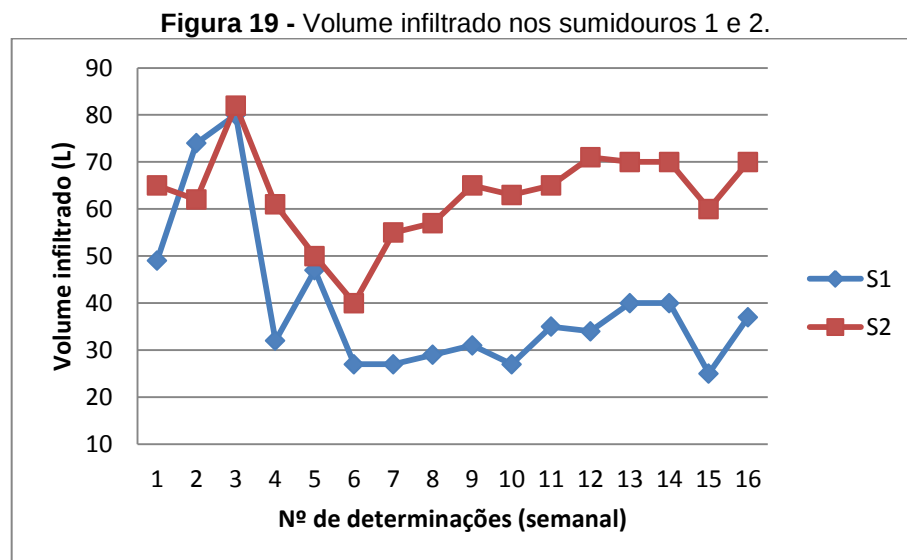
102 e 0,24: constantes empíricas

T: tempo de detenção hidráulica (h)

5.2.5.1 Comportamento dos sumidouros

Os sumidouros foram monitorados de dezembro de 2011 a março de 2012. Ambos foram alimentados com efluentes dos sistemas anaeróbios (tanque séptico e reator UASB). O sumidouro 1 (S1) recebia efluente do tanque séptico e o sumidouro 2 (S2) do reator UASB.

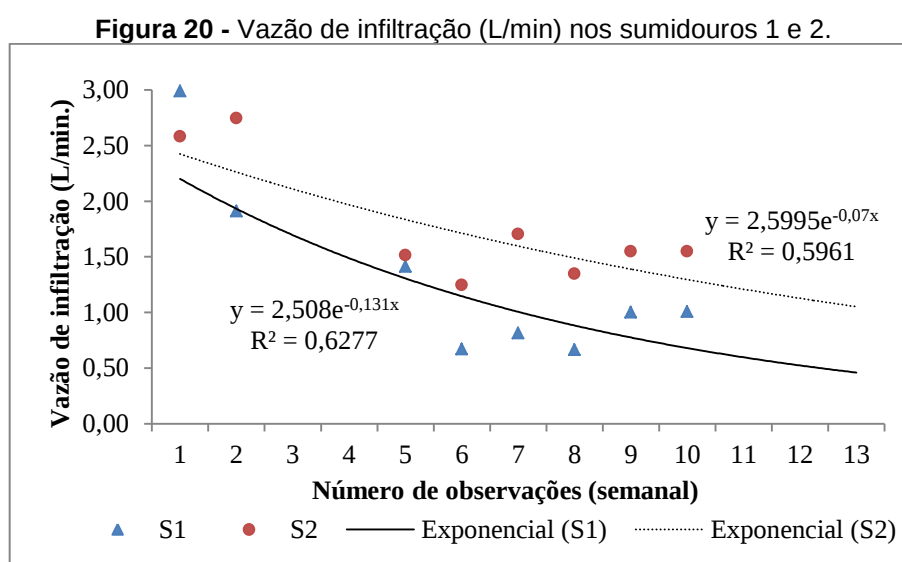
Na Figura 19 são apresentados os volumes infiltrados nos sumidouros 1 e 2 em função do número de observações ou testes realizados semanalmente.



Fonte: Elaborada pelo autor.

De acordo com a Figura 19, pode ser observado que na 1ª fase do teste não houve diferenças significativas (p -valor = 0,144) nos volumes infiltrados no S1 e S2 com valores respectivos de 45,62 e 52,00L. No entanto, na 2ª fase do teste os volumes infiltrados foram de 39,63 e 62,88L indicando diferenças significativas entre os volumes infiltrados nos sumidouros 1 e 2 (p -valor = $9,78E-06$), respectivamente. De acordo com o volume infiltrado e sabendo-se que o aporte médio mensal de SST nos sumidouros 1 e 2 durante o período de operação dos sistemas anaeróbios e dos sumidouros foi de 31 e 27mg/L, pode ser verificado que o sumidouro 1 apresentou tendência de colmatagem na 2ª fase, uma vez que a redução da capacidade de percolação do líquido no solo, deve-se à redução da condutividade hidráulica devido ao aporte de SST. Além disso, uma das causas de entupimento/obstrução em sistemas de disposição no solo utilizando areia é devido à redução do espaço poroso em virtude da retenção dos SST e do crescimento bacteriano (LEVERENZ et al., 2009; HEALY et al., 2011). Desta forma, a capacidade de percolação no sumidouro 1 foi prejudicada, possivelmente, pela concentração de SST afluente ao S1.

Na Figura 20 são apresentadas as vazões de infiltração, em termos de L/min, nos sumidouros 1 e 2 em função do número de observações ou testes realizados.



Fonte: Elaborada pelo autor.

De acordo a Figura 20, a vazão média de infiltração observada no sumidouro 1 foi de 1,31L/min e no sumidouro 2 foi de 1,78L/min. Pode-se observar, através

desta Figura, que o sumidouro 1 apresentou tendência de colmatação pela redução da taxa de infiltração resultante no decorrer das observações. Essa tendência de colmatação deve-se possivelmente ao aporte de sólidos suspensos totais que foi em torno de 13% no S1, quando comparado ao S2, com concentrações médias afluentes de 31mg/L no S1 e de 27mg/L no S2. Além disso, foi observado diferença média de 26,4% da taxa de infiltração do sumidouro 2, quando comparado ao sumidouro 1.

A avaliação da possível colmatação dos sumidouros foi analisada pelo modelo conceitual de Leverenz et al., (2009), conforme equação 11 descrita na metodologia. Para o sistema tanque séptico seguido pelo sumidouro 1, a concentração média de SST e DQO, respectivamente, foram de 31mg/L e 183mg/L, logo o tempo de falha hidráulica encontrado foi de 241 dias. Contudo, o sistema reator UASB seguido pelo sumidouro 2, a concentração média de SST foi de 27mg/L e de DQO foi de 171mg/L, logo o tempo de falha hidráulica encontrado foi de 362 dias. Esses resultados demonstram boa capacidade de infiltração do efluente no reator UASB, em comparação ao efluente do tanque séptico, na disposição de efluentes anaeróbios no solo utilizando sistemas descentralizados unifamiliares.

5.2.6 Nutrientes

Na Tabela 8 são apresentados os valores médios dos nutrientes, em termos de concentração, e os respectivos desvios padrões, do esgoto afluente, dos efluentes do tanque séptico e reator UASB, e dos sumidouros 1 e 2, durante a segunda fase do período experimental.

Tabela 8 - Média aritmética e desvio padrão dos nutrientes no esgoto, efluentes do tanque séptico e reator UASB, e dos sumidouros 1 e 2.

Parâmetro	EB Afluente		Efluente TS		S1		Efluente UASB		S2	
	$\bar{x}$	$\bar{\sigma}$	$\bar{x}$	$\bar{\sigma}$	$\bar{x}$	$\bar{\sigma}$	$\bar{x}$	Δ	$\bar{x}$	$\bar{\sigma}$
Nitrogênio Total (mgNTK.L ⁻¹)	53,35	8,2	52,01	5,3	22,82	9,5	51,86	6,8	43,62	8,6
Nitrogênio Amoniacal (mg.NH ₃ .L ⁻¹)	42,08	6,9	46,01	5,8	19,22	8,3	46,70	6,0	41,04	8,9
Nitrito (mgN-NO ₂ .L ⁻¹)	-	-	-	-	2,73	2,1	-	-	0,35	0,2
Nitrato (mg.N-NO ₃ .L ⁻¹)	-	-	-	-	26,19	13,31	-	-	3,71	3,8
Fósforo Total (mg.P.L ⁻¹)	6,90	0,1	5,77	0,5	5,39	0,8	5,90	0,5	5,58	0,9
Ortofosfato (mgP-PO ₄ ⁻³ .L ⁻¹)	4,33	0,7	4,81	0,3	4,77	0,8	4,91	0,4	4,69	0,9

De acordo com os dados obtidos na segunda fase do período experimental é possível afirmar que não houve remoção de nitrogênio total nos efluentes do tanque séptico (52,01mgN-NTK.L⁻¹) e reator UASB (51,86mgN-NTK.L⁻¹). Sistemas de

tratamento de esgotos utilizando a tecnologia anaeróbia não são esperadas remoções de nutrientes, de acordo com as pesquisas realizadas por diversos autores (Lettinga et al, 1981;. Foresti et al., 2006,. Moawad et al., 2009 *apud* KHAN et al., 2011).

A análise de variância, com nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$), demonstra que não houve diferenças significativas entre as concentrações do tanque séptico e do reator UASB (p-valor = 0,950481), no que se refere ao nitrogênio kjeldahl total (NTK).

Quanto à nitrificação, pode-se observar que o processo ocorreu nos sumidouros, notadamente no sumidouro 1. Beggs et al., (2011) afirmam que o nitrogênio amoniacal presente no efluente proveniente de sistema anaeróbio quando lançado no solo pode ser facilmente nitrificado, de modo que a amônia é normalmente oxidada para nitrito e, em seguida, para nitrato. Este processo é realizado por bactérias nitrificantes, em condições aeróbias e temperaturas elevadas. Gill et al., (2009) ressaltam que a poluição das águas subterrâneas por compostos de nitrogênio, notadamente o nitrato, além de causar poluição ambiental pelo enriquecimento trófico e causam danos à saúde, como por exemplo a síndrome do bebê azul (Metahemoglobinemia).

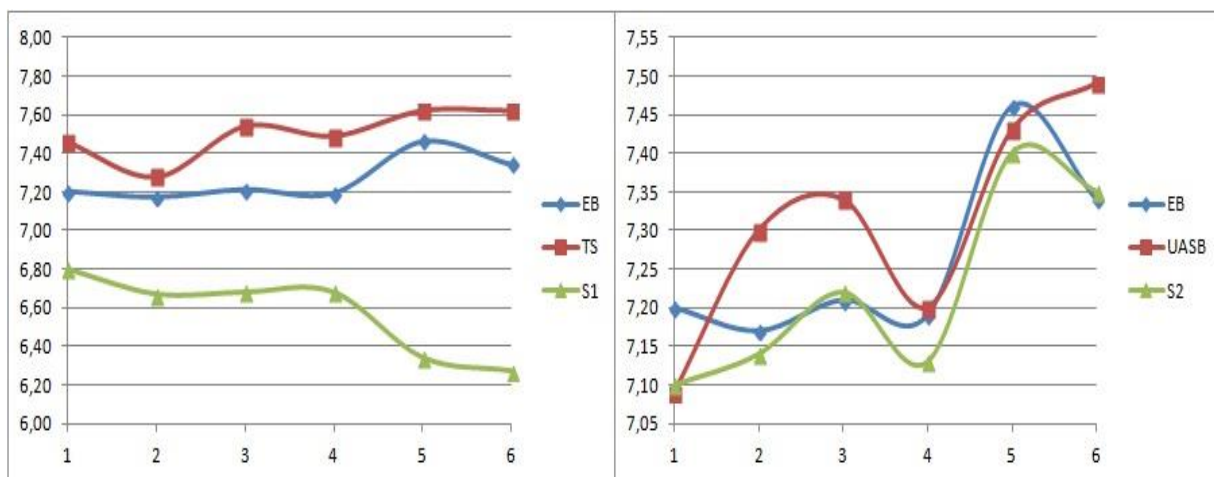
Quanto ao fósforo, foi observado que houve remoção de fósforo total de 16 e 14% nos sistemas anaeróbios (tanque séptico e reator UASB). A análise de variância, com nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$), demonstra que não houve diferenças significativas entre as concentrações do tanque séptico ($5,77\text{mgP.L}^{-1}$) e do reator UASB ($5,90\text{mgP.L}^{-1}$) (p-valor = 0,582949), no que se refere ao fósforo total.

5.2.7 Nitrificação nos sumidouros

5.2.7.1 pH e Alcalinidade Total

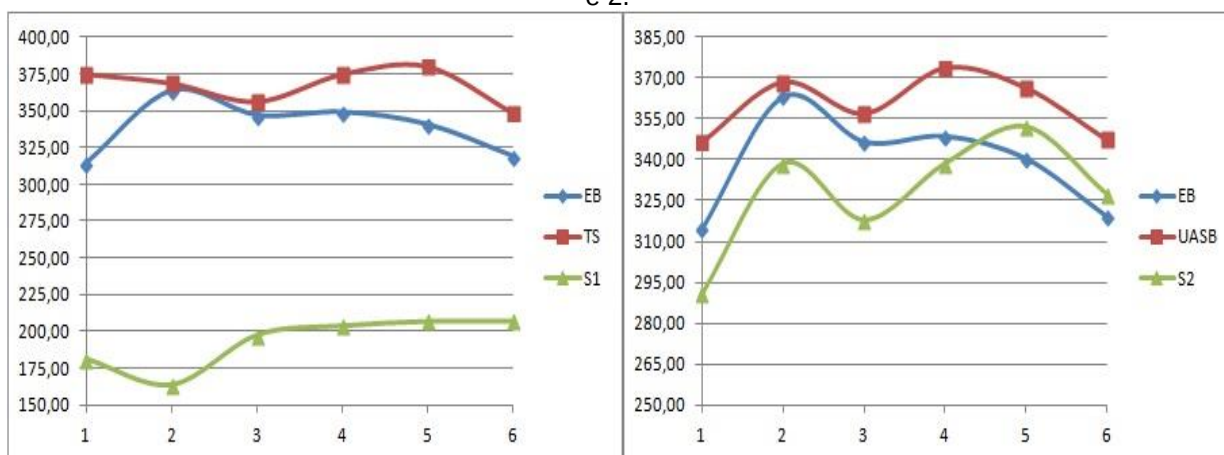
Nas Figuras 21 e 22 são apresentadas os valores de pH e a concentração de alcalinidade total, respectivamente, no esgoto afluyente, efluente do tanque séptico e reator UASB, e nos sumidouros 1 e 2, na segunda fase do período experimental.

Figura 21 - Valores de pH no EB afluyente, efluentes do TS e reator UASB, e nos sumidouros 1 e 2.



Fonte: Elaborada pelo autor.

Figura 22- Concentrações de AT no EB afluente, efluentes do TS e reator UASB, e nos sumidouros 1 e 2.



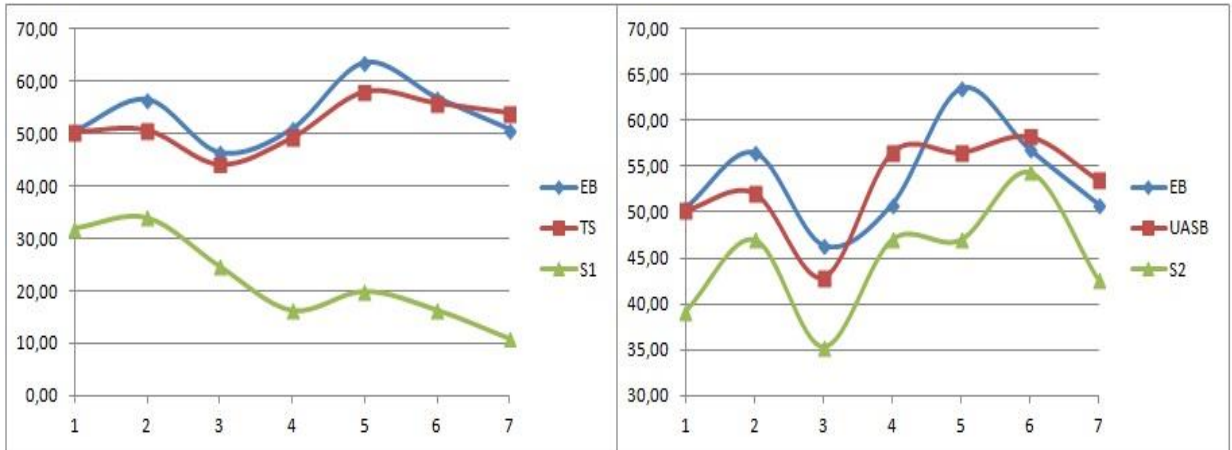
Fonte: Elaborada pelo autor.

De acordo com as Figuras 21 e 22, pode-se observar que ocorreu redução do pH no sumidouro 1, a partir da quarta determinação em virtude da liberação de íons H^+ no processo de nitrificação. No sumidouro 2, os valores de pH mantiveram-se elevados (acima de 7,0), indicando ainda haver uma fase de adaptação para o desenvolvimento das bactérias nitrificantes.

5.2.7.2 Nitrogênio

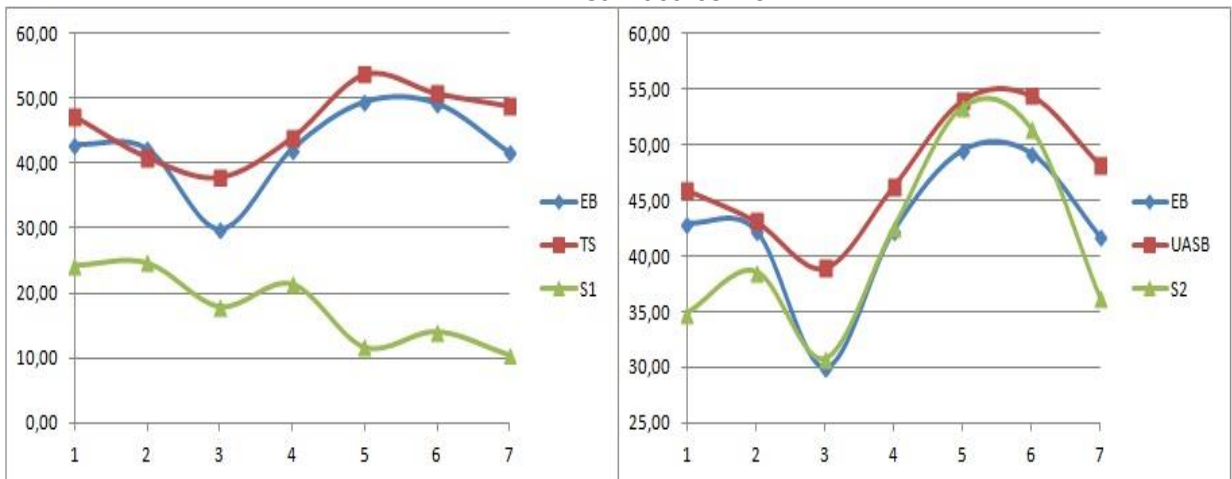
Nas Figuras 23, 24 e 25 são apresentadas as concentrações de Nitrogênio Total Kjeldahl, nitrogênio amoniacal e nitrito e nitrato no esgoto afluente, efluentes do tanque séptico e reator UASB, e nos sumidouros 1 e 2.

Figura 23 - Concentrações de NTK no EB afluente, efluente do TS e reator UASB, e sumidouros 1 e 2.



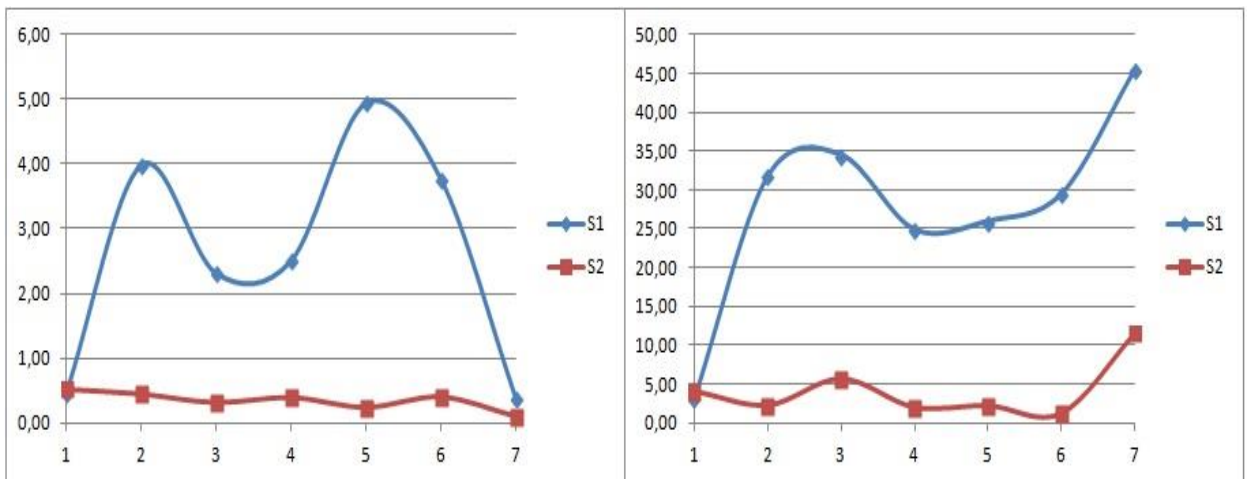
Fonte: Elaborada pelo autor.

Figura 24 - Concentrações de N-amoniaco no EB afluente, efluente do TS e reator UASB, e sumidouros 1 e 2.



Fonte: Elaborada pelo autor.

Figura 25 - Concentrações de nitrito e nitrato nos sumidouros 1 e 2.



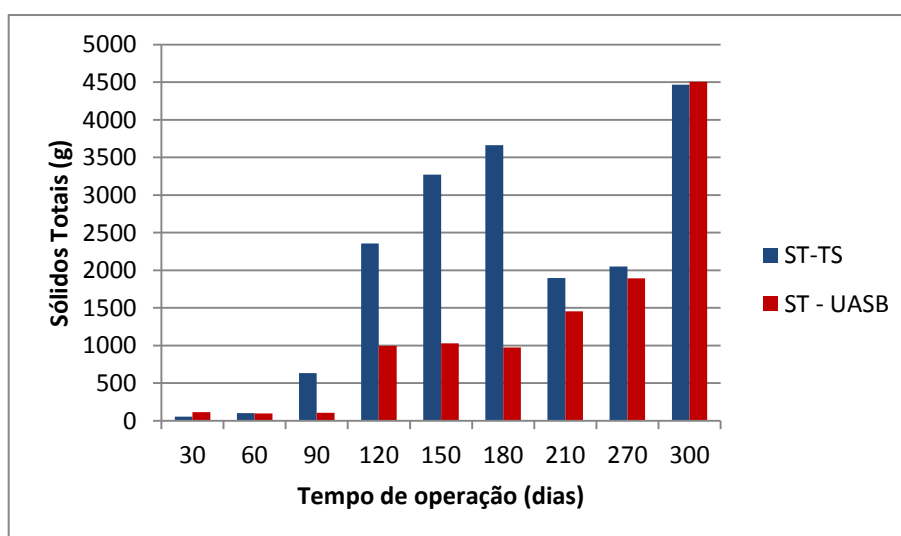
Fonte: Elaborada pelo autor.

De acordo com a Figura 25, pode-se observar que ocorreu nitrificação em ambos os sumidouros, notadamente no sumidouro 1. Em sumidouros a intensidade com que ocorre a nitrificação depende da quantidade de água existente no meio filtrante. Segundo Brady (1989) as taxas de umidade elevadas ou baixas afetam o processo de nitrificação nos solos. Para baixas quantidades de água, a atividade dos microrganismos nitrificantes é reduzida. Por outro lado, a umidade elevada de água na areia do sumidouro (encharcamento), torna o ambiente anaeróbio impedindo a nitrificação. Dentro deste contexto e conforme resultados obtidos nas Figuras 19 e 20, no sumidouro 2 a vazão de infiltração e o volume recuperado foram maiores, em torno de 70% quando comparado ao sumidouro 1. Portanto, o teor de umidade no S2 era baixo, enquanto que no S1 a retenção do volume infiltrado era maior, favorecendo assim o processo de nitrificação.

5.2.8 Produção de lodo

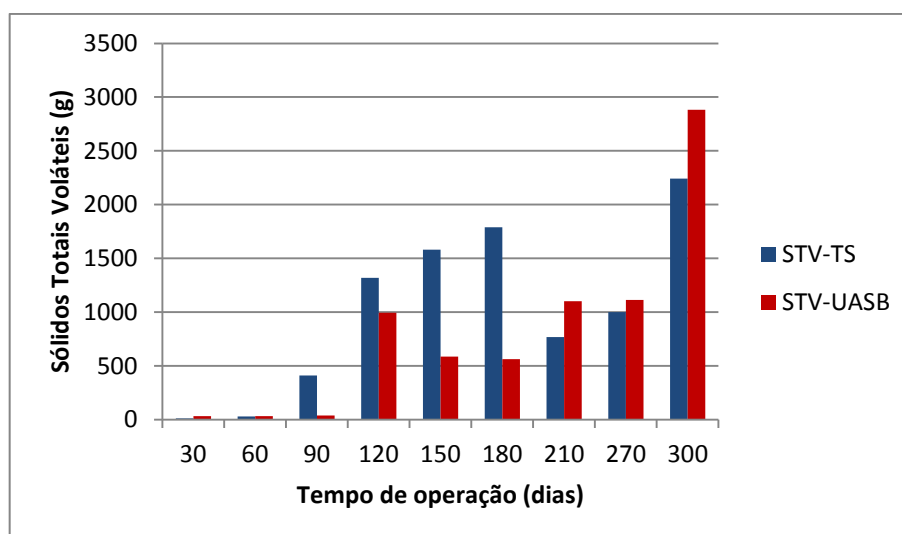
As Figuras 26 e 27 correspondem à massa total gerada calculada a partir das respectivas concentrações de ST e STV, e do volume de influência em cada ponto de amostragem nos sistemas anaeróbios (tanque séptico e reator UASB), conforme descrito na metodologia.

Figura 26 - Produção de lodo nos sistemas anaeróbios em função dos sólidos totais.



Fonte: Elaborada pelo autor

Figura 27- Produção de lodo nos sistemas anaeróbios em função dos sólidos totais voláteis.



Fonte: Elaborada pelo autor

De acordo com a Figura 26, pode-se observar que nos 180 dias iniciais de operação dos dois sistemas anaeróbios ocorria maior produção de lodo expresso em sólidos totais no tanque séptico. No entanto, ao final dos trezentos dias de operação, a produção de lodo foi similar. Esse resultado indica que os processos, de sedimentação e digestão anaeróbia, típicos ao tratamento em tanque séptico condicionaram ao adensamento do lodo na base do reator, impedindo que o mesmo fosse arrastado junto com o efluente. Conforme prevê a NBR 7229/1993, o volume total de lodo é obtido levando-se em consideração o volume de digestão e o volume de armazenamento de lodo digerido, a temperatura ambiente e os intervalos entre as limpezas.

Considerando-se que não houve nenhuma limpeza no tanque séptico durante o período de operação (300 dias), o volume total de lodo através do cálculo proposto pela equação 2 ($V_t = 556l$) se aproxima do volume observado na operação durante essa pesquisa.

Diferentemente do tanque séptico, o reator UASB que, embora seja capaz de reter partículas suspensas, há arraste que consiste na lavagem de sólidos, carreando-os juntamente com o efluente. A alimentação ascendente deste tipo de reator promove o arraste do lodo retido na manta.

A produção de lodo no reator UASB, conforme Tabela 9, também foi calculada teoricamente através da equação 1, para tanto, foram utilizados três valores teóricos para o coeficiente de rendimento celular (0,1; 0,12 e 0,16

KgSST/KgDQO aplicada). Para Y igual a 0,10 KgSST/KgDQO, a produção de lodo se aproxima dos valores obtidos experimentalmente, conforme Figura 27, sendo possível confirmar sua maior produção de lodo na forma de sólidos totais voláteis quando comparado ao tanque séptico, notadamente após 6 meses de operação, onde a biomassa já encontrava-se desenvolvida. No reator UASB a formação do lodo biológico é favorecida em função da sua configuração, especialmente quanto ao fluxo hidráulico ascensional, permitindo o desenvolvimento de biomassa ativa, pelo contato direto da mesma com o esgoto afluyente, diferentemente do tanque séptico, onde o fluxo hidráulico interno não favorece a mistura e contato entre a biomassa e esgoto (Andrade Neto et al., 1999). No reator UASB a atividade biológica é facilitada pelo contato intenso com o material orgânico afluyente, enquanto no tanque séptico, a digestão anaeróbia ocorre de maneira mais significativa no material orgânico sedimentado.

Tabela 9 - Produção de lodo teórica no reator UASB

Carga orgânica aplicada (kg DQO/dia de operação)				Y (Coeficiente de sólidos no sistema) KgSST/KgDQO aplicada			Produção de lodo (KgSST) para os 3 coeficientes utilizados		
DQO (mg/L)	DQO (kg/dia)	Tempo de operação	Carga aplicada (KgDQO/dia)	0,10	0,12	0,16			
267	0,13	30	3,9	0,10	0,12	0,16	0,39	0,468	0,624
369	0,18	60	10,8	0,10	0,12	0,16	1,08	1,296	1,728
406	0,2	90	18	0,10	0,12	0,16	1,8	2,16	2,88
324	0,16	120	19,2	0,10	0,12	0,16	1,92	2,304	3,072
423	0,21	150	31,5	0,10	0,12	0,16	3,15	3,78	5,04
377	0,1	180	18	0,10	0,12	0,16	1,8	2,16	2,88
434	0,12	210	25,2	0,10	0,12	0,16	2,52	3,024	4,032
485	0,13	270	35,1	0,10	0,12	0,16	3,51	4,212	5,616

5.2.9 Coliformes Termotolerantes

Na Tabela 10 são apresentadas os valores da média geométrica mensal das contagens de coliformes termotolerantes no esgoto bruto afluyente, efluente dos sistemas anaeróbios (tanque séptico e reator UASB) e sumidouros durante a segunda fase do período experimental.

Tabela 10 - Valores médios mensais de coliformes termotolerantes.

Mês/2012	Coliformes Termotolerantes				
	UFC.100mL ⁻¹				
	EB	TS	S1	UASB	S2
Janeiro	6,25E+06	1,60E+06	2,43E+05	1,63E+06	5,58E+05
Fevereiro	3,35E+06	6,18E+05	2,19E+05	6,95E+05	1,03E+05
Março	5,42E+06	9,13E+05	3,63E+04	1,35E+06	3,00E+05
Abril	4,25E+06	6,76E+05	2,77E+05	2,18E+06	4,58E+05

De acordo com a Tabela 9, pode ser observado que não houve remoções significativas desse parâmetro nos sistemas anaeróbios. Os valores médios mensais correspondem às médias geométricas dos resultados obtidos durante o período de janeiro à abril de 2012. Esses resultados corroboram com a ideia que o tanque séptico e reator UASB não são eficientes na remoção de coliformes. Todavia, foi observado redução de 1 unidade logarítmica no sumidouro 2, indicando que há diferenças significativas entre os S1 e S2 (p-valor = 0,029432). Essa constatação deve-se, possivelmente a tendência de colmatação observada no sumidouro 1 (Figura 19 e 20), no qual foram observadas reduções da capacidade de infiltração, e conseqüentemente houve predominância de umidade, favorecendo desta forma a existência de microrganismos, a exemplo dos coliformes termotolerantes.

6 CONCLUSÕES

De acordo com os resultados obtidos na presente pesquisa, conclui-se que:

- A remoção de DQO total após o período de partida (p -valor = $1,54E-05$) e SSV (p -valor = 0,033198), durante a primeira fase do período experimental, foram mais eficientes no reator UASB quando comparado ao tanque séptico, quando operado com TDH elevado (17 horas);
- Quanto à produção de lodo, foi observado aumento crescente de sólidos totais no tanque séptico, com redução de sólidos totais voláteis, confirmando sua capacidade de retenção de lodo na forma de sólidos totais, sem necessidade de limpeza por um longo período;
- O efluente do sumidouro 1 apresentou concentrações elevadas de nitrito ($2,73\text{mg.N-NO}_2.\text{L}^{-1}$) e nitrato ($26,19\text{mg.N-NO}_3.\text{L}^{-1}$). Tais concentrações podem ocasionar contaminação das águas subterrâneas. Essa afirmação corrobora com a necessidade de critérios para lançamento de efluente no solo.
- Os resultados obtidos através da aplicação do modelo de Leverenz et al., (2009), indicam que o tempo de falha hidráulica é menor no S1 (241 dias) quando comparado ao S2 (362 dias), indicando que há tendência de colmatção no S1 mais rapidamente do que no S2;
- Os resultados de colmatção da areia nos sumidouros demonstraram a boa capacidade do reator UASB, em substituição ao tanque séptico, na utilização de disposição de efluentes anaeróbios no solo em sistemas descentralizados.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AIYUK, S., AMOAKO, Joyce Amoako., RASKIN, Lutgarde., VAN HAANDEL, Adrianus., VERSTRAETE, Willy. Removal of carbon and nutrients from domestic wastewater using a low investment, integrated treatment concept. **Water Research** 38, 3031–3042, 2004.

AIYUK, S. FORREZ, I., LIEVEN, D.K., VAN HAANDEL, A., VERSTRAETE, W. Anaerobic and complementary treatment of domestic sewage in regions with hot climates—A review. **Bioresource Technology** 97, 2225–2241, 2006

AL-JAMAL, W., MAHMOUD, N., Community onsite treatment of cold strong sewage in a UASB-septic tank. **Bioresource Technology** 100, 1061–1068, 2009.

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

ALEM SOBRINHO, P.; Jordão, E. P. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios – uma análise crítica. In: **Pós- tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. PROSAB - PROGRAMA DE PESQUISA EM SANEAMENTO BÁSICO 2, p. 490-513, 2001.

ANDRADE NETO, CO. CAMPOS, J.R. Introdução In: **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro, PROSAB: ABES, Cap. 1, 1999

APHA/AWWA/WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**, 20th edition, Washington, 1998.

APPLES, Lise; Baeyens, Jan; Dewil, Raf. Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. **Progress in Energy and Combustion Science** 34, 755–781, 2008.

ASSAYED, Almoayied K., DALAHMEH, Sahar S., SULEIMAN, Wael T. Onsite Greywater Treatment Using Septic Tank Followed by Intermittent Sand Filter- A Case Study of *Abu Al Farth* Village in Jordan. **International Journal of Chemical and Environmental Engineering**. Volume 1, Nº 1, July, 2010.

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

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 6502**: Rochas e solos. Rio de Janeiro, 1995.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13292**: Solo – Determinação do coeficiente de permeabilidade de solos granulares à carga constante, 1995.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9937**: Determinação da absorção e da massa específica de agregado graúdo – Método de ensaio, 1987.

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

AUSLAND, G., STEVIK, T.K., HANSSEN, J.F., KOHLERD, J.C., JENSSEN, P.D. Intermittent filtration of wastewater—removal of fecal coliforms and fecal streptococci. **Water Research** 36, 3507–3516, 2002.

BAKIR, H.A. Sustainable wastewater management for small communities in the Middle East and North Africa. **Journal of Environmental Management**, 61, 319–328, 2001.

BDOUR, Ahmed N., HAMDY, Moshrik R., TARAWNEH, Zeyad. Perspectives on sustainable wastewater treatment technologies and reuse options in the urban areas of the Mediterranean region. **Desalination** 237, 162–174, 2009.

BEGGS, R.A, HILLS, D.J, TCHOBANOGLIOUS, G, HOPMANS, J.W. Fate of nitrogen for subsurface drip dispersal of effluent from small wastewater systems. **Journal of Contaminant Hydrology** 126, 19–28, 2011.

BENETTO, Enrico, NGUYEN, Diep, LOHMANN, Torben, SCHMITT, Bianca, SCHOSSELER, Paul. Life cycle assessment of ecological sanitation system for small-scale wastewater treatment. **Science of the total environment** 407, 1506–1516, 2009.

BOE K. Online monitoring and control of the biogas process. Ph.D. Thesis, **Institute of Environment & Resources**, Technical University of Denmark, 2006.

BRADY, Nyle C. **Natureza e propriedade dos solos**. 7ª Ed. Rio de Janeiro, Freitas Bastos. 898p., 1989.

BUCHAUER, K. A comparison of two simple titration procedures to determine volatile fatty acids in influents to waste-water and sludge treatment process. **Water SA**, v.24, n. 1, p. 49-56. 1998.

BUMGARNER, Johnathan R., MCCRAY, John E.. Estimating biozone hydraulic conductivity in wastewater soil-infiltration systems using inverse numerical modeling. **WATER RESEARCH** 41, 2349 – 2360, 2007.

CAMPELLO, R.P. **Desempenho de reatores anaeróbios de manta de lodo (UASB) operando sob condições de temperatura típicas de regiões clima temperado**. Dissertação submetida ao Programa de Pós-graduação em Recursos hídricos e Saneamento ambiental da Universidade do Rio Grande do Sul, 2009. Disponível em: <

<http://www.lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/19122/000713228.pdf?sequence=1>
>.

CHERNICHARO, Carlos Augusto de Lemos. **Reatores Anaeróbios**. DESA - UFMG. Belo Horizonte, 1997.

CHERNICHARO, Carlos Augusto de Lemos, Van Haandel, Adrianus, Aisse, Miguel Mansur, Cavalcanti, Paula Frassinetti Feitosa. Introdução In: **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro, PROSAB: ABES, Cap. 7, 1999.

CHERNICHARO, C. A. L. de. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Reatores Anaeróbios**. 2ª ed. Belo Horizonte: DESA-UFMG, 2007.

CHERNICHARO, Carlos Augusto de Lemos Chernicharo, van HAANDEL, Adrianus C., FORESTI, Eugenio., CYBIS, Luiz Fernando. Introdução. In: **Pós- tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. PROSAB - PROGRAMA DE PESQUISA EM SANEAMENTO BÁSICO 2, p. 490-513, 2001.

CHEN, Shulin, LING, Jian, BLANCHETON, Jean-Paul. Nitrification kinetics of biofilm as affected by water quality factors. **Aquacultural Engineering** 34, 179–197, 2006.

COELHO, A.L.S.S, van HAANDEL, A.C., DE SOUSA, J.T., DO NASCIMENTO, M.B.H. Estudo comparativo entre sistemas de tratamento unifamiliar de esgoto com pós-tratamento. In: 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, **Anais...**, 2001.

COHIM, E., KIPERSTOK, A., MEIRELES, A. Nutrientes em filtro intermitente em leito de areia – FILA tratando efluente de UASB. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 24. **Anais...** Belo Horizonte/MG. 2007.

DEMPSEY, M.J., LANNIGAN, K.C., MINALL, R.J. Particulate-biofilm, expanded-bed technology for high-rate, low-cost wastewater treatment: Nitrification. **Water Research** 39, 965–974, 2005.

FORESTI, E., FLORÊNCIO, L., VAN HAANDEL, A., ZAIAT, M., CAVALCANTI, P.F.F. Fundamentos do tratamento anaeróbio. In: **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro, PROSAB: ABES, Cap. 2, 1999

FORESTI, E., Anaerobic treatment of domestic sewage: established technologies and perspectives. In: **Water Science and Technology** Vol 45 No 10 pp 181–186 © IWA Publishing 2002

FRANCHIN, A.C. **Nitrificação de efluente de reator anaeróbio compartmentado em filtros percoladores com a utilização da serragem do couro do tipo wet blue como meio suporte**. Dissertação de mestrado – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2006.

GILL, L.W; O' LUANAIGH, N; JOHNSTON, P.M.; MISSTEAR, B.D.R.; O'SUILLEABHAIN, C. Nutrient loading on subsoils from on-site wastewater effluent,

comparing septic tank and secondary treatment systems. **Water Research** 43, 2739–2749, 2009.

HARTMANN, Cinthia Monteiro, Andreoli, Cleverson V., Edwiges, Thiago, Lupatini, Giancarlo, Andrade Neto, Cícero Onofre de. In: **Lodo de fossa e tanque séptico: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final** / Cleverson Vitorio Andreoli (coordenador). PROSAB 6. Cap. 2. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

HEALY, M.G, RODGERS, M., BURKE, P. Quantification of biofilm build-up in filters when intermittently loaded with low-strength synthetic wastewater. **Desalination** 271, 105–110, 2011.

HERNÁNDEZ LEAL, L., TEMMINK, H., ZEEMAN, G., BUISMAN, C.J.N. Bioflocculation of grey water for improved energy recovery within decentralized sanitation concepts. **Bioresource Technology** 101, 9065–9070, 2010.

HERNÁNDEZ LEAL, L., TEMMINK, H., ZEEMAN, G., BUISMAN, C.J.N. Characterization and anaerobic biodegradability of grey water. **Desalination** 270, 111–115, 2011.

HU, Zhifei & GAGNON, Graham A. Impact of filter media on the performance of full-scale recirculating biofilters for treating multi-residential wastewater. **Water Research** 40, 1474 – 1480, 2006.

IACONI, Claudio Di, SANCTIS, Marco De, ROSSETI, Simona, RAMADORI, Roberto. SBBGR technology for minimising excess sludge production in biological processes. **Water research** 44, 1825 – 1832, 2010.

JORDÃO, Eduardo Pacheco, PESSÔA, Constantino Arruda. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 4ª Edição – Rio de Janeiro, ABES. 932p, 2005.

KASSAB, G., HALALSHEH, M., KLAPWIJK, A., FAYYAD, M. VAN LIER, J.B. Sequential anaerobic–aerobic treatment for domestic wastewater – A review. **Bioresource Technology** 101, 3299–3310, 2010.

KATUKIZA, A.Y., M. Ronteltap, C.B. Niwagab, J.W.A. Foppe, F. Kansiime, P.N.L. Lens. Research review paper: Sustainable sanitation technology options for urban slums. **Biotechnology Advances** 30, 964–978, 2012.

KHAN, Abid Ali, GAUR, Rubia Zahid, TYAGI, V.K, KHURSHEED, Anwar Khursheed, LEW, Beni, MEHROTRA, Indu, KAZMI, A.A. Sustainable options of post treatment of UASB effluent treating sewage: A review. **Resources, Conservation and Recycling** 55, 1232– 1251, 2011.

LANGERGRABER, Günter, MUELLEGGGER, Elke. Ecological Sanitation—a way to solve global sanitation problems?. **Environment International** 31, 433– 444, 2005.

LATIF, Muhammad Asif, GHUFRAN, Rumana, WAHID, Zularisam Abdul, AHMAD, Anwar. Integrated application of upflow anaerobic sludge blanket reactor for the treatment of wastewaters. **Water Research** 45, 4683-4699, 2011.

LEVERENZ, H.L., TCHOBANOGLIOUS, G., DARBY, J.L. Clogging in intermittently dosed sand filters used for wastewater treatment. **Water research** 43, 695 – 705, 2009.

LI, Yebo. Park, Stephen Y.; Zhu, Jiying. Solid-state anaerobic digestion for methane production from organic waste. **Renewable and Sustainable Energy Reviews** 15, 821–826, 2011.

LI, Fangyue., WICHMANN, Knut., OTTERPOHL, Ralf. Review of the technological approaches for grey water treatment and reuses. **Science of the Total Environment** 407 3439–3449, 2009.

LIBRALATO, G., GHIRARDINI, A.V., AVEZZU', F. Toxicity removal efficiency of decentralised sequencing batch reactor and ultra-filtration membrane bioreactors. Environmental Sciences Department, University of Venice Ca` Foscari, Campo della Celestia 2737/b, I-30122 Venice, Italy. **Water research** 44, 4437-4450, 2010.

LIBRALATO, Giovanni, GHIRARDINI, Annamaria Volpi, AVEZZÙ, Francesco. To centralise or to decentralise: An overview of the most recent trends in wastewater treatment management. **Journal of Environmental Management** 94, 61-68, 2012.

LUOSTARINEN, Sari Annukka. **Anaerobic on-site wastewater treatment at low temperatures**. Jyväskylä: University of Jyväskylä, 83p, 2005.

LUOSTARINEN, S.A., LUSTE,S., VALENTÍN, L., RINTALA, J. Nitrogen removal from on-site treated anaerobic effluents using intermittently aerated moving bed biofilm reactors at low temperatures. **Water Research**, 40, 1607 – 1615, 2006.

LUOSTARINEN, S.A., RINTALA, J.A., Anaerobic on-site treatment of black water and dairy parlour wastewater in UASB-septic tanks at low temperatures. **Water Research** 39, 436–448, 2005.

MAGESAN, G.N; WILLIAMSON, J.C.; YEATES, G.W.; LLOYD-JONES, A.Rh. Wastewater C:N ratio effects on soil hydraulic conductivity and potential mechanisms for recovery. **Bioresource Technology** 71, 21-27, 2000.

MAHMOUD, Nidal. AL-JAMAL, Wafa, Community onsite treatment of cold strong sewage in a UASB-septic tank. Institute of Environmental and Water Studies (IEWS), Birzeit University, P.O. Box 14, Birzeit, The West Bank, Palestine. **Bioresource Technology** 100, 1061–1068, 2009.

MASSOUD, May A, Akram Tarhini, Joumana A. Nasr. Decentralized approaches to wastewater treatment and management: Applicability in developing countries. **Journal of Environmental Management** 90, 652–659, 2009.

MAURER, Max, BUFARDI, Ahmed, TILLEY, Elizabeth , ZURBRÜGG, Christian, TRUFFER, Bernhard. A compatibility-based procedure designed to generate potential sanitation system alternatives. **Journal of Environmental Management** 104, 51-61, 2012.

METCALF & EDDY. **Wastewater engineering: treatment and reuse**. 4ed. New York. cGraw-Hill. 1815p, 2003.

MEYSTRE, Josué de Almeida. **Partida de um reator UASB, em escala piloto, para tratamento de efluente doméstico: estudo de caso para a região da Serra da Mantiqueira**. Itajubá, Minas Gerais, 112p. 2007.

MOELANTS, N., SMETS, I.Y., VAN IMPE, J.F. The potential of an iron rich substrate for phosphorus removal in decentralized wastewater treatment systems. **Separation and Purification Technology** 77, 40–45, 2011.

MOUSSAVI, Gholamreza, Frarough Kazembeigib, Mehdi Farzadkiac. Performance of a pilot scale up-flow septic tank for on-site decentralized treatment of residential wastewater. **Process Safety and Environmental Protection** 88, 47–52, 2010.

NAPHI, INNOCENT. A framework for the decentralised management of wastewater in Zimbabwe. **Physics and Chemistry of the Earth** 29, 1265–1273, 2004.

OAKLEY, Stewart M., GOLD, Arthur J., OCZKOWSKI, Autumn J. Nitrogen control through decentralized wastewater treatment: Process performance and alternative management strategies. **Ecological Engineering** 36, 1520–1531, 2010.

OLIVEIRA, Silvia C., VON SPERLING, Marcos. Reliability analysis of wastewater treatment plants. **Water Research** 42, 1182 – 1194, 2008.

ORON, Gideon., CAMPOS, Claudia., GILLERMAN, Leonid., SALGOT, Miquel. Wastewater treatment, renovation and reuse for agricultural irrigation in small communities. **Agricultural Water Management** 38, 223- 234, 1999.

PAGGA, Udo; BACHNER, Jürgen; STROTMANN, Uwe. Inhibition of nitrification in laboratory tests and model wastewater treatment plants. **Chemosphere** 65, 1–8, 2006.

PARTEN S.M. **Planning and installing sustainable onsite wastewater systems**. McGraw Hill. USA. 412 p. II. ISBN 978-0-07-162463-3, 2010.

PAVELIC, P., DILLON, P.J., MUCHA, M., NAKAI, T. Nakai, BARRY, K.E., BESTLAND, E.. Laboratory assessment of factors affecting soil clogging of soil aquifer treatment systems. **Water Research** 45, 3153-3163, 2011.

PEARSON, H.W., LUNA, M.L.D. de, SOUSA, J.T.de, MONTEIRO, P. de S., LOPES, W.S., Aspectos do desempenho de filtros de areia intermitente tratando efluente de fossa séptica operando em condições tropicais. In: 26º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...** Porto Alegre/RS, ABES, 2011.

PEDESCOLL, Anna; CORZO, Angélica; ÁLVAREZ, Eduardo; GARCIA, Joan ; PUIGAGUT, Jaume. The effect of primary treatment and flow regime on clogging development in horizontal subsurface flow constructed wetlands: An experimental evaluation. **Water Research** 45, 3579-3589, 2011.

PELL, MIKAEL; NYBERG, FRED; LJUNGGGgEN, HANS. Microbial numbers and activity during infiltration of septic-tank effluent in a subsurface sand filter. **War. Res.** Vol. 24, No. 11. pp. 1347-1354. 1990.

PIEROTTI, S.M; **Avaliação da partida de reator anaeróbio de flux ascendente e manta de lodo (UASB), em escala real, sob condições hidráulicas desfavoráveis.** Dissertação de mestrado – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2007.

RODIER, J. **L'analyse de l'eau: eaux naturelles, eaux résiduelles, eaux de mer.** v.1, 5 ed. Dunod (Ed.) Paris. p. 692, 1975.

RODRIGUES R.A, MOLINA JUNIOR V.E; LOLLO J.A de. Influência dos constituintes do esgoto no colapso de um solo arenoso. **Engenharia Sanitária e Ambiental** (online). 15 (1), pp.29-36. ISSN 1413-4152, 2010.

ROELEVELD, K.K., ZEEMAN, G. Anaerobic treatment in decentralised and source-separation-based sanitation concepts. Reviews in **Environmental Science and Bio/Technology**, 5:115–139, 2006.

ROLLAND, L., MOLLE, P., LIE'NARD, A., BOUTELDJA, F., GRASMICK, A. Influence of the physical and mechanical characteristics of sands on the hydraulic and biological behaviors of sand filters. **Desalination** 248, 998–1007, 2009.

SABRY, T. Evaluation of decentralized treatment of sewage employing Upflow Septic Tank/Baffled Reactor (USBR) in developing countries. **Journal of Hazardous Materials** 174, 500–505, 2010.

SEZERINO, P. H., Bento, A. P., Lobo, M. A., Lapolli, F. R., Philippi, L. S. Sistemas naturais aplicados ao tratamento descentralizado de esgotos: Uso combinado de lagoas de estabilização e filtros plantados com macrófitas (Wetlands). In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23. **Anais...** Campo Grande/MS. ABES. 2005.

Sistema Nacional de Informações sobre saneamento (2010). Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/PaginaCarrega.php?EWRErterterTERTer=95>>. Acesso em: 02 de abril de 2013.

SOLEIMANI, Sahar. Van GEEL, Paul J., ISGOR, O. Burkan, MOSTAFA, Mohamed B. Modeling of biological clogging in unsaturated porous media. **Journal of Contaminant Hydrology** 106, 39–50, 2009.

SOUZA, José Alberto Alves de, BATISTA, Rafael Oliveira, RAMOS, Márcio Mota, SOARES, Antônio Alves. Alteração nas características físicas do solo decorrentes

da aplicação de esgoto doméstico tratado. *Acta Scientiarum Technology*, volume 32, 2010.

STEVIK, TOR KRISTIAN, AUSLAND, GEIR, JENSSEN, PETTER DEINBOLL, SIEGRIST ROBERT. Removal of *E. coli* during intermittent filtration of wastewater effluent as affected by dosing rate and media type. **Wat. Res.** Vol. 33, No. 9, pp. 2088±2098, 1999.

SUBTIL, E. L.; **Avaliação da Redução de Sulfato e Produção de Sulfeto Dissolvido em Reator Anaeróbico de Manta de Lodo (UASB) Tratando Esgoto Sanitário em Escala Real.** Dissertação de mestrado - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, 2007.

SURIYACHAN, Chamawong, NITIVATTANANON, Vilas, AMIM, A.T.M. Nurul. Potential of decentralized wastewater management for urban development: Case of Bangkok. **Habitat International** 36, 85-92, 2012.

TCHOBANOGLIOUS, G., GIKAS, P. The role of satellite and decentralized strategies in water resources management. **Journal of Environmental Management** 90,144-152, 2009.

TYAGI, V.K., KHAN, A.A., KAZMI, A.A.A, MEHROTRA, I., CHOPRA, A.K. Slow sand filtration of UASB reactor effluent: A promising post treatment technique. **Desalination** 249, 571–576, 2009.

USEPA, United States Environmental Protection Agency. Primer of Municipal Wastewater Treatment Systems. EPA 832-R-04-001. September 2004

USEPA, United States Environmental Protection Agency. Nitrification. Office of Ground Water and Drinking Water Standards and Risk Management Division 1200 Pennsylvania Ave., NW. Washington DC 20004. August 15, 2002.

VAN LIER, Jules B.; Zeeman, Grietje; Huibers, Frans. **Anaerobic (pre-) treatment for the decentralised reclamation of domestic wastewater, stimulating agricultural reuse.** In: UNAM. Instituto de Ingeniería. Anaerobic digestion. Mérida, Yucatán, UNAM, 2002. p.8, Ilus. Apresentado em: Latin American Workshop and Symposium on Anaerobic Digestion, 7, Mérida, Yucatán, 22-25 oct. 2002.

VAN HAANDEL, a., KATO, M.T., CALVANCANTI, P.F.F., FLORENCIO, L. Anaerobic reactor design concepts for the treatment of domestic wastewater. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology* 5:21–38, 2006.

VAN HAANDEL & MARAIS. **O comportamento do Sistema de lodo ativado.** Campina Grande, 488p.,1999.

VAN HAANDEL, A. C., LETTINGA, G. (1994). **Tratamento anaeróbico de esgotos: um manual para regiões de clima quente.** Campina Grande- PB, 240 p. Epgraf.

Van VOORTHUIZEN, Ellen M., ZWIJNENBURG, Arie., WESSLING, Matthias. Nutrient removal by NF and RO membranes in a decentralized sanitation system. **Water Research** 39, 3657–3667, 2005.

WEISS, P., EVEBORN, D., KÄRMAN, E., GUSTAFSSON, J.P. Environmental systems analysis of four on-site wastewater treatment options. **Resources, Conservation and Recycling** 52, 1153–1161, 2008.

ZHOU, Chuanbin, LIU, Jingru, WANG, Rusong, YANG, Wenrui, JIN, Jiasheng. Ecological-economic assessment of ecological sanitation development in the cities of Chinese Loess Plateau. **Ecological Complexity** 7, 162–169, 2010.