



UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA  
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA  
MESTRADO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL

**LEONARDO RODRIGUES DOS SANTOS**

**PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTES DE FILTRO ANAERÓBIO PRECEDIDO DE  
TANQUE SÉPTICO POR FILTROS AERÓBIOS INTERMITENTES DE AREIA**

Campina Grande

2012

**LEONARDO RODRIGUES DOS SANTOS**

**PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTES DE FILTRO ANAERÓBIO PRECEDIDO DE  
TANQUE SÉPTICO POR FILTROS AERÓBIOS INTERMITENTES DE AREIA**

Dissertação apresentada ao Programa de Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental.

Orientadora: Profa. Dra. Célia Regina Diniz

Campina Grande

2012

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

S237p Santos, Leonardo Rodrigues dos.  
Pós-tratamento de efluentes de filtro anaeróbio precedido de tanque séptico por filtros aeróbios intermitentes de areia. [manuscrito] / Leonardo Rodrigues dos Santos. – 2012.  
74 f. : il. color.

Digitado

Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental), Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual da Paraíba, 2012.

“Orientação: Profa. Dra. Célia Regina Diniz, Departamento de Enfermagem”

1. Tratamento de efluente. 2. Tratamento de esgoto. 3. Tratamento aeróbio. I. Título.

21. ed. CDD 628.3

**LEONARDO RODRIGUES DOS SANTOS**

**PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTES DE FILTRO ANAERÓBIO PRECEDIDO DE  
TANQUE SÉPTICO POR FILTROS AERÓBIOS INTERMITENTES DE AREIA**

Dissertação aprovada em 06 de NOVEMBRO de 2012

**MEMBROS DA BANCA EXAMINADORA:**



**Profa. Dra. Célia Regina Diniz**

**Orientadora**

**(UEPB)**



**Profa. Dra. Beatriz Susana Ovruski de Ceballos**

**Examinadora**

**(UEPB)**



**Prof. Dr. Luiz Pereira de Brito**

**Examinador**

**(UFRN)**

## AGRADECIMENTOS

- A Deus por ter me concedido paz interior nos momentos mais difíceis, por ter me levado em seus braços quando quis fraquejar e pela coragem e inteligência concedidas para enfrentar e contornar todos os obstáculos dessa caminhada.
- Ao programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental (MCTA) da Universidade Estadual da Paraíba, pelo fornecimento de um conhecimento que com certeza irá me valorizar mais ainda, tanto em minha vida profissional como pessoal.
- A professora Dra. Célia Regina Diniz, minha orientadora, pela sua preciosa orientação, seriedade, paciência, amizade, dedicação e responsabilidade, fatores importantes para a conclusão deste trabalho.
- Ao professor Dr. José Etham de Lucena Barbosa por ter sido um dos incentivadores para que eu prestasse a seleção para este conceituado mestrado.
- A professora Dra. Beatriz Susana Ovruski de Ceballos, por todas as orientações, ensinamentos e pela atenção concedidos ao longo deste trabalho e pela aceitação em fazer parte desta banca.
- Ao professor Dr. Luíz Pereira de Brito, por aceitar fazer parte desta banca, vindo a enriquecer mais ainda a apresentação deste trabalho.
- Ao professor Dr. José Tavares, por suas preciosas intervenções e orientações.
- Aos colegas do laboratório da EXTRABES e do PROSAB que sempre se mostraram dispostos a ajudar durante os procedimentos laboratoriais.
- A colega e doutoranda Luciana Luna que concedeu parte de seu tempo para me ensinar várias análises.
- Ao colega Fábio Fabrício pelo apoio nas várias e coletas realizadas.
- Ao colega Tércio, em especial, por ter sido um grande companheiro de todas as horas, por sua fidelidade para com os compromissos marcados, pelas muitas horas de trabalho laboratorial, pelas dicas, ensinamentos e incentivo.
- Ao senhor Marcondes, técnico da EXTRABES que nos auxiliou na construção do experimento.
- Ao colega Alisson, do Departamento de Engenharia da UEPB pela sua atenção em me orientar para com as plantas do tanque séptico como do filtro anaeróbio utilizados no trabalho em questão.

- Aos vários colegas da turma do MCTA de 2010.1 que além dos momentos de compromisso com os estudos, também proporcionaram vários momentos de companheirismo e descontração ao longo do curso.
- Aos meus irmãos, Lúcio e Aline pelo incentivo e companheirismo.
- E a todos que de forma direta ou indireta contribuíram para a concretização e realização deste trabalho.

## Dedicatória

Aos meus pais Antônia Serrão dos Santos e Luiz Rodrigues dos Santos (in memoriam) por todos os esforços para dar, não só a mim, mas a todos os filhos uma base educacional de qualidade, ainda pelo incentivo, amizade e carinho incondicionais.

## RESUMO

O lançamento de efluentes *in natura* nos solos ou nos recursos hídricos, seja de forma direta ou indireta, resulta, além de vários problemas socioambientais, em impactos significativos sobre a vida terrestre e aquática. A ausência de tratamento dos esgotos e sua destinação incorreta contribuem para agravar os problemas ambientais e particularmente de saúde pública. Este estudo tem como objetivo geral avaliar a aplicação de filtros aeróbios intermitentes de areia, como sistema alternativo de pós-tratamento de efluentes de filtro anaeróbio precedido de tanque séptico, visando à remoção de nutrientes e matéria orgânica de esgotos provenientes do Centro de Ciências e Tecnologia (CCT) da Universidade Estadual da Paraíba (UEPB). O sistema de pós-tratamento construído nesse estudo é formado por filtros aeróbios intermitentes de areia composto de caixas de fibra em polietileno (uma que atua como tanque de equalização e as outras duas como filtros aeróbios). Os dois filtros aeróbios de areia (FA 1 e FA 2) foram preenchidos com brita e areia na seguinte proporção: 15 cm de brita nº 3 na base; 30 cm de areia na porção mediana, logo acima da camada de britas da base; 15 cm de brita na porção superior, logo acima da camada de areia. A areia utilizada foi a mesma, tanto para o FA 1 como para o FA 2. Os filtros de areia foram “alimentados” por meio de fluxo descendente. O FA1 recebeu efluente do tanque de equalização por 2 minutos e 45 segundos, marcado por cronômetro, o que corresponde a uma vazão de 100 L/dia de efluente. Já o FA2 recebeu efluente do tanque de equalização por 5 minutos e 30 segundos, correspondendo a 200 L/dia de efluente. A vazão média do sistema anaeróbio por minuto foi de 22.84 L/min. Verificou-se baixa remoção de matéria orgânica medida através da DQO total e filtrada, nos filtros aeróbios intermitentes de areia, com eficiências de remoção abaixo do mínimo previsto pela NBR 13969/97 que é de 40%, podendo estar associada ao curto tempo de detenção hidráulica no tanque séptico decorrente da falta de limpeza periódica no tanque séptico, passando a funcionar como uma simples caixa de passagem. Houve ótimas eficiências na remoção de sólidos suspensos no efluente dos filtros aeróbios. Os filtros de areia foram eficientes na transformação dos nutrientes, mostrando boa capacidade de nitrificação, revelada nas concentrações de nitratos (28,31 mg/L e 19,41 mg/L) em FA1 e FA2 respectivamente e as diferentes taxas de aplicação nos dois filtros aeróbios intermitentes de areia influenciaram no processo de nitrificação.

**Palavras-chave: Pós-tratamento de esgotos. Filtro Aeróbio de Areia. Remoção de Nutrientes.**

## ABSTRACT

The discharging effluents "in natura" in soil or fresh water resources, directly or indirectly, this results beyond several problems socio environmental, in significant impacts about terrestrial and aquatic life. The absence of treatment in the effluents and your incorrect destination contribute to worsen the environment and the public health. This study aimed to evaluate the application the intermittent aerobic sand filters, as alternative system of post-treatment of effluents preceded of the septic tank and anaerobic filter, aiming the removal of nutrients, organic matter sewage from the science and technology center (STC). The university of Paraiba (UEPB) the system of pos-treatment built in the study is formed intermittent aerobic sand filters composed by three boxes of polyethylene fiber (one that acts like equalization tank and the other two act like aerobic filters.) the two aerobic sand filters (FA1 and FA2) were filed and with gravel and sand in the following proportion: 15 cm of gravel nº 3 in the base, 15 cm of gravel in the superior portion: 15 cm of gravel nº3 in the base, 30 cm of sand in the middle portion immediately above the gravel layer of the base 15 cm of gravel in the superior portion, immediately above the sand layer. The sand was the same, for both FA1 and FA2. The sand filters were fed by down stream. FA1 received effluents of equalization tank during 2 minutes and 45 seconds marked by stop watch, that and corresponds of a flow of 100 L of effluents. FA2 received effluents of the equalization tank during 5 minutes and 30 seconds, corresponding to 200 L of effluents. The average flow a minute was 22.84 l/m. it was verified low removal of organic matter through of total and filtered DQO, in the intermitted aerobic sand filters, with removal efficient bellow the minimum probable by NBR 13969/97 that is 40% may be associated to a short period of time of hydraulic detention in the septic tank due to the lack of periodic cleaning in the septic tank, passing to work like a single passage box. There were great efficiencies in the removal of nutrients, showing a good capacity of nitrification revealed in the nitrate concentration (28 mg/l and 29 mg/l) in FA1 and FA2 respectively and the different rates of application in the two intermitted aerobic sand filters influenced in the process of nitrification.

**KEYWORDS : Post Treatment of Sewer. Aerobic Sand filter. Removal of Nutrients.**

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 3.1</b> Lançamento de Efluentes – Padrões (Resolução CONAMA 357/05)	18
<b>Tabela 3.2</b> Lançamento de Efluentes – Padrões (Resolução CONAMA 357/05)	19
<b>Tabela 5.1a</b> – Valores médios, mínimos, máximos, desvio padrão, mediana, moda e coeficiente de variação de Pearson da temperatura, pH, N-NO <sub>2</sub> , N-NO <sub>3</sub> , NTK e N-NH <sub>4</sub> , no esgoto bruto e efluentes do tanque séptico/filtro anaeróbico, do filtro de areia 1 e do filtro de areia 2., Campina Grande, 2012.	50
<b>Tabela 5.1b</b> – Valores médios, mínimos, máximos, desvio padrão, mediana, moda e coeficiente de variação de Pearson de sólidos totais, sólidos totais voláteis, sólidos totais fixos, sólidos suspensos totais, sólidos suspensos voláteis, sólidos suspensos fixos, DQO total e filtrada no esgoto bruto e efluentes do tanque séptico/filtro anaeróbico, do filtro de areia 1 e do filtro de areia 2., Campina Grande, 2012.	51
<b>Tabela 5.2</b> Valores médios e eficiência de remoção de DQO total e filtrada no esgoto bruto e nos efluentes do tanque séptico/filtro anaeróbico e dos filtros de areia 1 e 2.	56
<b>Tabela 5.3</b> Valores médios e eficiência de remoção de sólidos no esgoto bruto e nos efluentes do tanque séptico/filtro anaeróbico e dos filtros de areia 1 e 2.	61
<b>Tabela 5.4</b> Valores médios e eficiência de remoção de N-NO <sub>2</sub> , N-NO <sub>3</sub> , NTK, N-NH <sub>4</sub> , no esgoto bruto e nos efluentes do tanque séptico/filtro anaeróbico e dos filtros de areia 1 e 2.	65

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 3.1</b> Representação esquemática e funcionamento do tanque séptico	32
<b>Figura 4.1</b> Tanque séptico seguido por filtro anaeróbio do CCT, que lançam seus efluentes a céu aberto. Campina Grande, 2012.	42
<b>Figura 4.2</b> Planta baixa do tanque séptico, seguido por filtro anaeróbio. Campina Grande, 2012	43
<b>Figura 4.3</b> Corte AB do tanque séptico, seguido por filtro anaeróbio. Campina Grande, 2012	43
<b>Figura 4.4</b> Bases de concreto que servem de apoio para as caixas (A); Disposição das caixas no experimento (B), Campina Grande, 2012	44
<b>Figura 4.5</b> Estrutura das caixas d'água utilizadas no experimento, Campina Grande, 2012.	44
<b>Figura 4.6</b> Tanque de Equalização (efluente do tratamento anaeróbio), Campina Grande, 2012.	45
<b>Figura 4.7</b> Preenchimento das caixas com brita na base (A), areia na porção mediana (B) e brita na porção superficial (C). Visualização do tubo de aeração, Campina Grande, 2012.	46
<b>Figura 4.8</b> Tubulação de eliminação de efluente, localizado na parte inferior e tubo de aeração na parte superior da caixa, Campina Grande, 2012.	46
<b>Figura 4.9:</b> sistema de captação inferior com tubulação de aeração (A); eliminação do efluente de um dos filtros aeróbios por uma "torneira" colocada na porção inferior (B).	47
<b>Figura 5.1</b> - Gráficos BOX PLOT de distribuição dos valores de temperatura obtidos na monitoração do esgoto bruto e efluentes do tanque séptico/filtro anaeróbio, dos filtros aeróbios 1 e 2, Campina Grande, 2012.	52
<b>Figura 5.2</b> - Gráficos BOX PLOT de distribuição dos valores de pH obtidos na monitoração do esgoto bruto e efluentes do tanque séptico/filtro anaeróbio, dos filtros aeróbios 1 e 2, Campina Grande, 2012.	54
<b>Figura 5.3</b> - Gráficos BOX PLOT de distribuição dos valores de DQO total obtidos na monitoração esgoto bruto e efluentes do tanque séptico/filtro anaeróbio, dos filtros aeróbios 1 e 2, Campina Grande, 2012.	55
<b>Figura 5.4</b> - Gráficos BOX PLOT de distribuição dos valores de DQO filtrada obtidos na monitoração esgoto bruto e efluentes do tanque séptico/filtro anaeróbio dos filtros aeróbios 1 e 2, Campina Grande, 2012.	56
<b>Figura 5.5</b> - Gráficos BOX PLOT de distribuição dos valores de sólidos totais obtidos na monitoração esgoto bruto e efluentes do tanque séptico/filtro anaeróbio, dos filtros aeróbios 1 e 2, Campina Grande, 2012.	58
<b>Figura 5.6</b> - Gráficos BOX PLOT de distribuição dos valores de sólidos totais voláteis obtidos na monitoração esgoto bruto e efluentes do tanque séptico/filtro	58

anaeróbio, dos filtros aeróbios 1 e 2, Campina Grande, 2012.

**Figura 5.7** - Gráficos BOX PLOT de distribuição dos valores de sólidos totais fixos obtidos na monitoração esgoto bruto e efluentes do tanque séptico/filtro anaeróbio, d dos filtros aeróbios 1 e 2, Campina Grande, 2012. 59

**Figura 5.8** - Gráficos BOX PLOT de distribuição dos valores de sólidos suspensos totais obtidos na monitoração esgoto bruto e efluentes do tanque séptico/filtro anaeróbio, dos filtros aeróbios 1 e 2, Campina Grande, 2012. 59

**Figura 5.9** - Gráficos BOX PLOT de distribuição dos valores de sólidos suspensos voláteis obtidos na monitoração esgoto bruto e efluentes do tanque séptico/filtro anaeróbio, dos filtros aeróbios 1 e 2, Campina Grande, 2012. 60

**Figura 5.10** - Gráficos BOX PLOT de distribuição dos valores de sólidos suspensos fixos obtidos na monitoração esgoto bruto e efluentes do tanque séptico/filtro anaeróbio, dos filtros aeróbios 1 e 2, Campina Grande, 2012. 60

**Figura 5.11** - Gráficos BOX PLOT de distribuição dos valores de N-NO<sub>2</sub> obtidos na monitoração esgoto bruto e efluentes do tanque séptico/filtro anaeróbio, dos filtros aeróbios 1 e 2, Campina Grande, 2012. 63

**Figura 5.12** - Gráficos BOX PLOT de distribuição dos valores de N-NO<sub>3</sub> obtidos na monitoração esgoto bruto e efluentes do tanque séptico/filtro anaeróbio, dos filtros aeróbios 1 e 2, Campina Grande, 2012. 63

**Figura 5.13** - Gráficos BOX PLOT de distribuição dos valores de NTK obtidos na monitoração esgoto bruto e efluentes do tanque séptico/filtro anaeróbio, dos filtros aeróbios 1 e 2, Campina Grande, 2012. 64

**Figura 5.14** - Gráficos BOX PLOT de distribuição dos valores de N-NH<sub>4</sub> obtidos na monitoração esgoto bruto e efluentes do tanque séptico/filtro anaeróbio, dos filtros aeróbios 1 e 2, Campina Grande, 2012. 64

## SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	13
2 OBJETIVOS.....	16
2.1 Objetivo Geral.....	16
2.2 Objetivos Específicos.....	16
3 REVISÃO DE LITERATURA.....	17
Metabolismo microbiano da matéria orgânica e nutrientes.....	20
Biofilme.....	21
Remoção do Nitrogênio.....	23
Tanques Sépticos.....	26
Filtros Anaeróbios .....	32
Filtros Aeróbios Intermitentes de Areia .....	36
4 MATERIAL E MÉTODOS.....	42
Localização e Descrição do Sistema Experimental.....	42
Descrição do Sistema de Pós-Tratamento – Filtro Intermitente de Areia	43
Metodologia das Coletas.....	48
Cálculo da Eficiência do Sistema (E).....	49
5 APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS.....	50
Temperatura .....	51
pH.....	52
DQO total e DQO filtrado.....	54
Sólidos Totais e Sólidos Suspensos Totais .....	56
Nutrientes.....	61
6 CONCLUSÕES.....	64
REFERÊNCIAS.....	67

## 1 INTRODUÇÃO

O lançamento de efluentes *in natura* nos solos e nos recursos hídricos resulta em impactos significativos sobre a vida terrestre e aquática gerando diversos problemas socioambientais. A ausência ou inadequado tratamento dos esgotos e sua destinação incorreta contribuem para agravar a contaminação de solos e das águas com altos riscos à saúde pública.

As redes coletoras, tratamento e disposição adequada dos esgotos sanitários são escassos, mesmo nas grandes cidades, onde existem maiores infraestrutura e recursos financeiros. Os mais atingidos pela poluição são as pessoas mais carentes que vivem nas periferias das cidades, próximas às áreas de destino dos efluentes não tratados, onde é maior a incidência de doenças de veiculação hídrica, principalmente as diarreias. A diarreia é ainda um problema frequente na saúde pública, que causa um número elevado de mortes em crianças, idosos e grupos de riscos em geral. De acordo com a Organização Mundial da Saúde (WHO, 2000) no mundo ocorrem anualmente 2,5 bilhões de casos de diarreia em crianças com menos de cinco anos, provocando a morte de 1,5 milhão dessas crianças por ano. No Brasil, o Ministério de Saúde (Monitorização das Doenças Diarreicas Agudas – MDDA em 2011), considerando dados de 2000 a 2010, informa que foram notificados mais de 29 milhões de casos, com os maiores números na região Nordeste, correspondendo a 39% do total, enquanto na Região Sul a porcentagem foi de apenas 9% do total dos casos (BRASIL, 2011).

A falta de tratamento dos esgotos sanitários é considerada um dos maiores problemas ambientais da população brasileira. Segundo o IBGE (2000), no Brasil, 47,2% da população não possui rede coletora de esgoto nem fossa séptica. Isso significa que quase 100 milhões de habitantes não dispõem desses serviços e que 84% dos distritos brasileiros lançam seus esgotos *in natura* diretamente nos corpos aquáticos. A matéria orgânica presente contribui para aumentar a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) pelos microrganismos aeróbios decompositores, provocando sua depleção e anoxia na coluna de água, favorecendo a predominância de processos anaeróbios que desprendem gases tóxicos e mal cheirosos que alteram a composição da biota com impactos que levam à desestabilização do ecossistema aquático alterando qualidade da água (MORRISON et al., 2001). Os esgotos incorporam também, nos corpos d'água, alta carga de nutrientes,

principalmente compostos de fósforo e de nitrogênio que causam a eutrofização da água e a predominância de cianobactérias tóxicas, com alto risco de contaminação ou intoxicação dos usuários devido aos efeitos dermatotóxicos, hepatotóxicos e neurotóxicos. Excesso de cianobactérias e algas na água do manancial dificultam o tratamento de potabilização, consomem maior quantidade de produtos químicos, colmatam os filtros e, ainda podem liberar substâncias que conferem sabor e odor desagradáveis à água (MIB e geosmina). Essas substâncias são difíceis de eliminar durante o tratamento convencional provocando a rejeição dos consumidores (Di BERNARDO; DANTAS, 2005). Todos esses fatores reduzem as fontes de água de boa qualidade e de fácil acesso para os habitantes das zonas urbanas e rurais, afetando a saúde e dificultando a vida cotidiana (ODJADJARE; OKOH, 2010).

Diante da grande necessidade de atender a falta de serviços de saneamento básico, em especial do tratamento de esgotos no contexto de sua importância para a saúde pública e, em consequência, visando diminuir os impactos ambientais decorrentes do seu lançamento *in natura* no solo e em corpos hídricos, é importante o desenvolvimento de sistemas de tratamento dessas águas residuárias que sejam de baixo custo, de construção e manutenção simples e fáceis de operar. No caso de instituições públicas, deve-se seguir, de acordo com a lei nº 11.445/07, em seu artigo 45, “que trata da edificação permanente urbana que deve se conectar a rede pública de esgotamento sanitário disponível”. Ainda neste caso, de acordo com o 1º parágrafo da lei e artigo supra-citado “na ausência de sistema de esgoto sanitário serão admitidas soluções individuais”.

Nesse contexto, sistemas que combinem processos anaeróbios seguidos de aeróbios podem ser úteis para uma redução significativa da matéria orgânica e transformação das formas de nitrogênio e fósforo efluentes do sistema anaeróbio. Sob anaerobiose, ocorrem no tratamento de águas residuárias, operações de separação e transformação dos resíduos, resultando em uma boa redução da poluição orgânica. Para as transformações das formas de fósforo e de nitrogênio assim como para a diminuição/eliminação dos microrganismos indicadores de contaminação fecal e de patogênicos são necessários tratamentos secundários, terciários e/ou avançados que serão responsáveis por uma significativa redução microbiana e à remoção de outros contaminantes que permitem vários benefícios inclusive o reuso do efluente tratado para diversos fins. Sistemas de tratamentos

biológicos aeróbios são frequentemente utilizados após sistemas de tratamento anaeróbio. Os mais utilizados para tratar efluentes domésticos são as lagoas de estabilização fotossintéticas, as lagoas aeradas e os sistemas de lodo ativado convencional. Entretanto as primeiras requerem grandes áreas para suas instalações e, em especial as primeiras e os lodos ativados têm seu funcionamento dificultado com variações de cargas orgânicas. No caso da aplicação e construção de estações de tratamento compactas utilizam-se reatores com biofilmes (biomassa fixa) (RYHINER et al., 1992).

Os filtros biológicos aeróbios representam uma alternativa para pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios, pois são de baixo custo e baixo impacto ambiental, com escassa produção de odores e ruídos. Nestes filtros, o ar circula nos espaços vazios entre as pedras que compõem seu material de recheio ou meio suporte, fornecendo o oxigênio para o metabolismo dos microrganismos aeróbios, estimulando e facilitando a biodegradação do material orgânico residual. Nessas condições a ventilação pode ser usualmente natural. O efluente do sistema aeróbio escoar facilmente pelo meio suporte. No entanto, a matéria orgânica presente nessas águas é adsorvida pelo biofilme que os diversos microrganismos produzem sobre o substrato sólido. Ali ficam aderidos, metabolizam, crescem e se multiplicam usando a matéria orgânica remanescente durante certo tempo (tempo de detenção hidráulica) que deveria ser suficiente para a sua estabilização (GONÇALVES et al., 2012).

A presente proposta consiste no pós-tratamento aeróbio de um sistema anaeróbio como busca de alternativas mitigadoras da problemática dos impactos ambientais causados aos ecossistemas aquáticos, pela descarga de esgotos domésticos sem tratamento.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo Geral**

O estudo tem como objetivo geral avaliar o desempenho de filtros aeróbios intermitentes de areia, como sistema alternativo de pós-tratamento de efluentes de filtro anaeróbio precedido de tanque séptico, visando à remoção de nutrientes e matéria orgânica, de esgotos sanitários provenientes do Centro de Ciências e Tecnologia (CCT) da Universidade Estadual da Paraíba (UEPB).

### **2.2 Objetivos Específicos**

- Avaliar as características físicas e químicas do esgoto bruto, do efluente do tratamento anaeróbio (tanque séptico/filtro anaeróbio) e os efluentes dos dois filtros intermitentes de areia, instalados no CCT/UEPB.
- Avaliar a eficiência de dois filtros aeróbios intermitentes de areia no pós-tratamento de esgotos domésticos, com vistas à análise comparativa de suas capacidades na remoção de nutrientes e de matéria orgânica, tendo como afluente os efluentes do tanque séptico/filtro anaeróbio.
- Comparar as eficiências para com as vazões e taxas de aplicação diferentes.

### 3 REVISÃO DE LITERATURA

A cidade de Campina Grande possui um sistema de esgotamento sanitário que atende cerca de 76% da população urbana. Nos locais onde não existe rede coletora, predominam as soluções individuais, sendo os despejos lançados em fossas sépticas, a céu aberto, nas valetas, córregos e riachos que circundam as áreas periféricas da cidade (ALMEIDA, 2007).

A Estação de Tratamento de Esgotos (ETE), construída na década de 70, no Bairro da Catingueira, foi projetada com capacidade para tratar uma vazão nominal de 360 l/s. Essa ETE era constituída de tratamento preliminar (grade de barras e caixa de areia), calha Parshall e de duas lagoas com dimensões médias de 105 x 140 metros, projetadas para funcionarem com aeração mecânica. No entanto, os aeradores, com o passar do tempo, foram sendo desativados e as lagoas começaram a funcionar como duas lagoas anaeróbias em série. Atualmente, a ETE encontra-se em processo de ampliação (ARAÚJO, 2007).

No Brasil, os efluentes de qualquer fonte poluidora somente deverão ser lançados nos corpos aquáticos, após o devido tratamento e desde que obedeçam os padrões e exigências estabelecidas na Resolução CONAMA n° 430 de 13 de maio de 2011 (seção III que trata da eficiência de sistemas de tratamento de esgotos sanitários) que “dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências”. A resolução CONAMA n° 430/11 ainda trata das condições e padrões de lançamentos, complementa e altera a resolução 357/05 (BRASIL, 2011). Esta Resolução estabelece ainda que “a disposição de efluentes no solo, mesmo tratados, não poderá causar poluição ou contaminação das águas” (BRASIL, 2011).

A Resolução CONAMA n° 430/11 fixa as condições de lançamento para as diversos parâmetros do efluente, entre eles pode-se destacar o pH que deve estar na faixa de 5 a 9, a temperatura inferior a 40°C, os materiais sedimentáveis que não devem exceder 1 ml/L em teste de 1 hora em cone Imhoff. Ainda fixa valores para outros parâmetros como: DBO, DQO, nitrogênio, fósforo, entre outros.

Ainda o regime de lançamento com vazão máxima não deve ser superior a 1,5 vezes a vazão média do período de atividade diária no efluente não deve haver presença de materiais flutuantes.

Na Tabela 3.1 são apresentados os Valores Máximos Permitidos pela resolução CONAMA nº 430/11 de diversos parâmetros inorgânicos para lançamento.

TABELA I	
Parâmetros inorgânicos	Valores máximos
Arsênio total	0,5 mg/L As
Bário total	5,0 mg/L Ba
Boro total (Não se aplica para o lançamento em águas salinas)	5,0 mg/L B
Cádmio total	0,2 mg/L Cd
Chumbo total	0,5 mg/L Pb
Cianeto total	1,0 mg/L CN
Cianeto livre (destilável por ácidos fracos)	0,2 mg/L CN
Cobre dissolvido	1,0 mg/L Cu
Cromo hexavalente	0,1 mg/L Cr <sup>+6</sup>
Cromo trivalente	1,0 mg/L Cr <sup>+3</sup>
Estanho total	4,0 mg/L Sn
Ferro dissolvido	15,0 mg/L Fe
Fluoreto total	10,0 mg/L F
Manganês dissolvido	1,0 mg/L Mn
Mercurio total	0,01 mg/L Hg
Níquel total	2,0 mg/L Ni
Nitrogênio amoniacal total	20,0 mg/L N
Prata total	0,1 mg/L Ag
Selênio total	0,30 mg/L Se
Sulfeto	1,0 mg/L S
Zinco total	5,0 mg/L Zn

De acordo com a resolução CONAMA 430/11 (seção III) o valor máximo exigível do nitrogênio amoniacal total não é exigível para efluentes de sistemas de tratamento de esgotos.

Na Tabela 3.2 são apresentados os Valores Máximos Permitidos pela resolução CONAMA nº 430/11 de diversos parâmetros orgânicos para lançamento.

Parâmetros Orgânicos	Valores máximos
Benzeno	1,2 mg/L
Clorofórmio	1,0 mg/L
Dicloroetano (somatório de 1,1 + 1,2cis + 1,2 trans)	1,0 mg/L
Estireno	0,07 mg/L
Etilbenzeno	0,84 mg/L
fenóis totais (substâncias que reagem com 4-aminoantipirina)	0,5 mg/L C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> OH
Tetracloroeto de carbono	1,0 mg/L
Tricloroetano	1,0 mg/L
Tolueno	1,2 mg/L
Xileno	1,6 mg/L

Segundo a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico, dados para 2008, mostram que não existe rede coletora de esgotos em 2.495 municípios, distribuídos pelas Unidades da Federação. No Estado de São Paulo, apenas uma cidade não apresentava esse serviço. Estados como Acre e Amazonas ou grandes cidades como São Luiz (MA) não tratam os esgotos gerados pela sua população. Com isso, o contingente populacional sem a cobertura desse serviço, considerando-se apenas os municípios sem rede coletora, era de aproximadamente 34,8 milhões de pessoas, cerca de 18% da população brasileira estava exposta ao risco de contrair doenças em decorrência da inexistência de rede coletora de esgoto (IBGE, 2010).

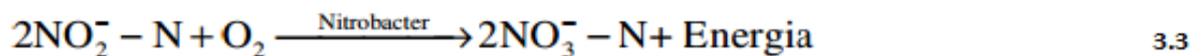
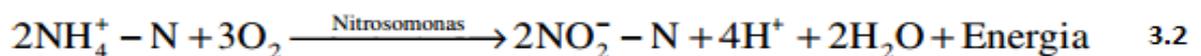
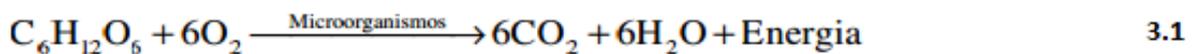
Esta conjuntura agrava os problemas de saúde pública e ambiental e sua melhoria depende, em grande parte, do desenvolvimento e da implantação de sistemas de tratamento simples, eficientes e adaptáveis às condições econômicas e estruturais destas cidades. Entende-se por sistemas simples aqueles que empregam métodos naturais, que são pouco mecanizados, têm com baixo custo de construção e operação, além de serem viáveis e sustentáveis.

No tratamento biológico de águas residuárias procura-se repetir, em ambiente restrito e em curto espaço de tempo, os mesmos processos que se verificam ao longo da correnteza de um rio, ou na área de um lago, com respeito à autodepuração. A depuração das águas ricas em matérias orgânicas consiste basicamente na oxidação deste material orgânico até estabilizá-lo, isto é transformá-

lo em substâncias de estrutura molecular simples e de baixo conteúdo energético (KAWANO, HANDA, 2008).

### **Metabolismo microbiano da matéria orgânica e nutrientes**

Segundo Von Sperling (2005) a oxidação da matéria orgânica dos esgotos ocorre quando os microrganismos a usam como fonte de alimento, oxidando uma porção do carbono para obter energia e produzir biomassa e o remanescente fica como dióxido de carbono, ou seja, os microrganismos convertem o carbono orgânico(matéria orgânica) em carbono inorgânico (CO<sub>2</sub>), conforme a equação simplificada(Equação 3.1). O mesmo acontece com o nitrogênio, onde a amônia é transformada em nitritos (Equação3. 2), e os nitritos em nitratos (Equação 3.3) causando sua oxidação completa.



Em processos aeróbios procura-se intensificar a proliferação de microrganismos, principalmente bactérias, que além de oxidar aerobicamente a matéria orgânica, formam massas biológicas de bactérias capazes de se aderir à partículas em suspensão. Através da respiração, esses organismos formadores de flocos (se o sistema for de lodos ativados) oxidam a matéria orgânica do esgoto. O oxigênio necessário está no próprio esgoto constituindo o Oxigênio Dissolvido (OD) introduzido por contato direto com o ar atmosférico ou pode ser introduzido pela aeração mecânica sistemas de lodos ativados, lagoas aeradas, etc. (VON SPERLING, 2005).

O tratamento em condições anaeróbias é um processo de degradação da matéria orgânica, na ausência de oxigênio dissolvido, com o objetivo de torná-las mais solúveis. A solubilização de compostos orgânicos por atividade enzimática bacteriana é denominada de digestão. O processo de digestão anaeróbia ocorre em duas fases. Na primeira são hidrolisadas as macromoléculas dos materiais orgânicos em suspensão e sedimentáveis, transformados em substâncias solúveis e em moléculas intermediárias, pela ação das enzimas hidrolíticas liberadas pelas

bactérias para meios externos, que exercem atividade catalisadora sobre as partículas orgânicas e as solubilizam e se tornam assimiláveis pelas células bacterianas (CHERNICHARO, 1997).

Na segunda etapa, de acidogênese, compostos dissolvidos, gerados no processo de hidrólise ou de liquefação, são absorvidos pelas células das bactérias fermentativas que produzem ácidos fracos e excretam como substâncias orgânicas simples como ácidos graxos voláteis de cadeia curta (AGV), álcoois, ácido láctico e compostos minerais como CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>, NH<sub>3</sub>, H<sub>2</sub>S etc (KASPAR; WUHRMANN, 1978; GUJER; ZEHNDER, 1983; ZINDER; KOCH, 1984).

As bactérias acetogênicas são responsáveis por essa oxidação dos produtos da acetogênese e os subprodutos gerados são o H<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub> e o acetato. Nesse ambiente grande parte da matéria orgânica biodegradável é convertida em propionatos e butiratos, produtos esses que são posteriormente decompostos em acetato e hidrogênio, pela ação das bactérias acetogênicas. Na etapa final do processo anaeróbio metanogênico, ocorre a formação do gás metano, pela ação das bactérias metanogênicas. Essas bactérias podem ser divididas em dois principais grupos as bactérias metanogênicas acetoclásticas, responsáveis por 70 a 60% da produção de metano (CH<sub>4</sub>) e as bactérias metanogênicas hidrogenotróficas. O produto final da digestão anaeróbia nesse caso é CH<sub>4</sub>, H<sub>2</sub>O e CO<sub>2</sub> (CHERNICHARO, 1997).

## **Biofilme**

Quanto ao crescimento da biomassa microbiana no sistema biológico de tratamento de esgotos, os processos podem ser de crescimento biológico em meio suspenso, (lodo ativado, lagoas de estabilização, reatores anaeróbios de manta de lodo - UASB) e de crescimento biológico em meio suporte ou leito fixo (Ex: filtro biológico), onde a massa biológica (biofilme) cresce sobre um material inerte que serve de suporte (FORESTI et al., 1999).

O biofilme é a biomassa formada pelo agrupamento imobilizado de diversos organismos sobre uma superfície coberta de material orgânico que se inicia com a fixação de bactérias. No caso do crescimento biológico em meio suspenso, a imobilização ocorre na forma de lodo, onde os microrganismos se agregam,

formando desde flocos dispersos até grânulos densos. Os microrganismos agregados formam um lodo floculento, que ocupa parcial ou quase totalmente o volume do reator (FORESTI et al., 1999).

Quando o esgoto entra em contato com o meio suporte começa a se desenvolver sobre o mesmo uma população microbiana com características de película gelatinosa, denominada biofilme. A fase inicial do desenvolvimento do biofilme envolve a adsorção de compostos orgânicos sob o material a ser colonizado. Essa camada inicial é um pré-requisito para a posterior aderência microbiana. O desenvolvimento do biofilme começa após esta fase (APILÁNEZ et al, 1998).

O biofilme cresce aderido ao suporte sólido, que usualmente é impermeável. Quando em contato com o ar, absorve-o, enriquecendo-se de oxigênio, favorecendo o desenvolvimento rápido dos organismos aeróbios, os quais metabolizam a matéria orgânica do esgoto, dissolvida ou finamente suspensa. Os materiais solúveis são consumidos rapidamente enquanto as partículas maiores são capturadas pela película gelatinosa para aumentar a formação do biofilme. Então as partículas aderidas são reduzidas por enzimas microbianas ate moléculas que podem ser então assimiladas pelos microrganismos e metabolizadas (GRADY JUNIOR, 1999).

Sistemas com biofilmes, ou seja, de crescimento aderido, incluem filtros percoladores, filtros biológicos aerados, filtros biológicos rotatórios de contato, e reatores de leito em movimento.

Um processo de formação efetivo do biofilme deve satisfazer o seguinte: a biomassa bacteriana necessária para o processo deve-se aderir ao meio suporte; efluente deve ter um contato eficiente com o biofilme e o crescimento deste deve ser controlado para que não ocorra o entupimento dessa biomassa no meio suporte (RODGERS; ZHAN; GALLAGHER,2003).

Os reatores com biomassa fixa, ou simplesmente com biofilme, passaram a incluir, além dos filtros percoladores e os biodiscos, diversos tipos de reatores com leito suporte fixo ou móvel. Os processos com leitos móveis possuem meio suporte em permanente movimento, tendo força motriz de origem hidráulica ou mecânica. Utilizam geralmente material de altíssima superfície específica para a adesão da biomassa, podendo ser grãos de reduzido diâmetro (0,2 a 2 mm) ou material de grande porosidade (esponjas). Altas concentrações de biomassa são atingidas

nestes processos ( $> 20 \text{ kg SST/m}^3$ ), resultando numa elevada capacidade de depuração. Sua principal vantagem com relação aos processos com leito fixo, é a ausência de colmatação do meio filtrante e suas principais desvantagens são os elevados custos operacionais (especialmente de energia) e os dispositivos sofisticados necessários à adequada distribuição de fluxo e aeração. Dentre os principais processos, destacam-se os leitos fluidizados bifásicos, contando com mais de 65 estações de tratamento em escala real operando nos EUA e na Europa (LAZAROVA; MANEM, 1993). Indicados para o tratamento de efluentes diluídos, seus custos de implantação chegam a ser 50% menores do que o de sistemas de lodos ativados, embora os custos de operação e manutenção sejam superiores, devido à necessidade de aeração com  $\text{O}_2$  e do bombeamento (GONÇALVES *et al.*, 2012)

### **Remoção do Nitrogênio**

O nitrogênio presente no esgoto fresco está em maior porcentagem formando parte das proteínas e da uréia. As bactérias transformam o nitrogênio desses compostos em amônio se for um ambiente anaeróbio e este será oxidado em um ambiente aeróbio para nitrito e em seguida em nitratos. A concentração com que o nitrogênio aparece sob as várias formas químicas indica a idade do esgoto e/ou sua estabilização em relação à demanda de oxigênio (DRIVER *et al.*, 1972; PESSOA; JORDÃO, 1982; PAGANINI, 1997).

A nitrificação, seguida de desnitrificação, é um processo largamente utilizado para a remoção de nitrogênio de águas residuárias. O processo de nitrificação consiste na oxidação da amônia a nitrato, através de bactérias aeróbias pertencentes a vários gêneros de bactérias autótrofas, que não necessitam de substrato orgânico para crescimento (CHEN *et al.*, 2006). Os microrganismos envolvidos neste processo utilizam o gás carbônico como principal fonte de carbono e a energia obtida para as suas funções vitais é proveniente da oxidação de substratos inorgânicos de nitrogênio, como amônia e formas mineralizadas (VON SPERLING, 2006).

Segundo Torres (2004), as bactérias nitrificam a amônia a nitrato, contemplando uma etapa intermediária sob a forma de nitrito, as quais utilizam o

oxigênio como aceptor de elétrons. Através da transferência de elétrons para o oxigênio, ocorre ganho de energia necessária para síntese de proteínas, a partir de substâncias inorgânicas do nitrogênio.

O primeiro estágio é a oxidação do íon amônio a nitrito (Equação 3.4):



Esta reação é catalisada por bactérias do gênero *Nitrosomonas* em especial por duas espécies, *N. europaea* e *N. monocella*. Bactérias de outros gêneros também participam do processo, como *Nitrosospira*, *Nitrosococcus*, *Nitrosocytis* e *Nitrosogloea*. O íon hidrogênio liberado na oxidação do amônio a nitrito causa queda no pH do efluente, o que pode ser um problema em sistemas fechados, ou com longo tempo de retenção, pois a redução do pH poderá inibir ou mesmo parar a nitrificação (BARNES; BLISS, 1983; VERSTRAETE; PHILIPS, 1998; METCALF; EDDY, 2003).

Em um segundo estágio, o nitrito é oxidado a nitrato (Equação 3.5):



O gênero *Nitrobacter* participa dessa etapa e *Nitrocystis*, *Nitrococcus* e *Nitrospiratambém* têm sido citados (BARNES; BLISS, 1983).

A temperatura ótima para o crescimento das bactérias nitrificantes varia entre 28 e 36°C, esperando-se pouco ou escasso crescimento abaixo de 4°C (BARNES; BLISS, 1983).

Os valores de pH ótimo para a nitrificação são próximos de 7,5. O pH tem acentuado efeito inibitório para *Nitrobacter*, e governa a dissociação do íon amônio.

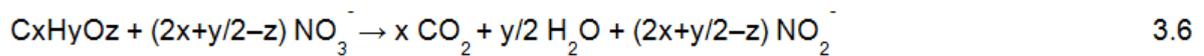
A desnitrificação é o processo por meio do qual o nitrato e nitrito são convertidos até nitrogênio gasoso. A reação dá-se através da seguinte sequência: nitrato, nitrito, óxido nitroso e nitrogênio gasoso (CARLSON, et al., 1974).

A desnitrificação ocorre em ambiente anóxico, por meio de bactérias que utilizam uma fonte de carbono como doador de elétrons e o aceptor é o nitrogênio oxidado. A redução de nitrato a nitrogênio gasoso é efetuada em dois passos

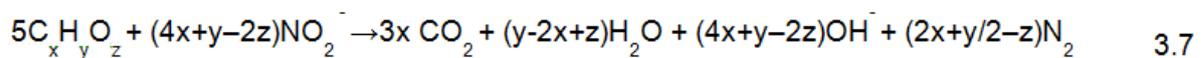
básicos, o primeiro envolvendo a redução do nitrato a nitrito. No segundo, o nitrito é reduzido até nitrogênio gasoso (N<sub>2</sub>). Vários gêneros de bactérias heterotróficas são hábeis em desnitrificar efluentes em condições anóxicas (*Pseudomonas*, *Paraccocus*, *Alcaligenes*, *Thiobacilluse Bacillus*). (BARNES; BLISS, 1983; VAN HAANDEL; MARAIS, 1994; SÁNCHEZ et al., 2000; METCALF; EDDY, 2003).

As etapas metabólicas da redução do nitrato ocorrem na fase catabólica do metabolismo anóxico, de acordo com Dertil et al. (1995), podem ser descritas por:

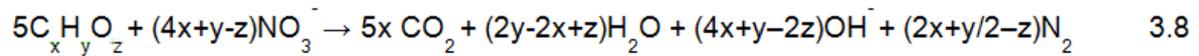
1ª Etapa do catabolismo bacteriano (Equação 3.6):



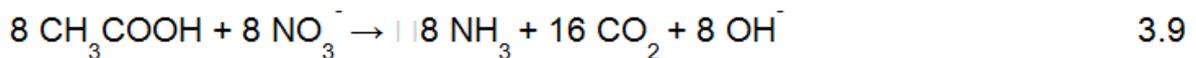
2ª Etapa do catabolismo bacteriano (Equação 3.7):



Equação geral do catabolismo bacteriano (Energia) (Equação 3.8):



É possível que a rota de redução do nitrato seja determinada pelo tipo de fonte redutora. As bactérias fermentativas associadas ao lodo metanogênico transformam parte do nitrato em amônio (Equação 3.9) se estão presentes substratos facilmente fermentáveis, é a chamada “redução desassimilatória”. Na presença de substratos não fermentáveis (por exemplo, álcoois e ácidos graxos), a desnitrificação é a via respiratória principal (ABREU, 1994; CERVANTES-CARRILLO et al., 2000).



Segundo Jordão e Pessoa (2005) e Von Sperling (2005), os principais processos de tratamento de esgotos utilizados em estações de tratamento no Brasil são: lagoas de estabilização, reatores anaeróbios, lodos ativados e reatores aeróbios com biofilmes.

O Brasil é certamente o país que mais tem aplicado reatores anaeróbios para o tratamento de esgotos sanitários. A tecnologia anaeróbia encontra-se praticamente consolidada e, nos últimos anos, diferentes alternativas de tratamento de esgotos geralmente incluem reatores anaeróbios.

Porém, embora apresente grandes vantagens, um reator anaeróbio dificilmente produz efluente que atende os padrões de lançamento estabelecidos pela legislação ambiental brasileira sendo sempre necessário o pós-tratamento. (ANDRADE NETO; VAN HANDEL; MELO, 2002).

### **Tanques Sépticos**

A expressão “Tanque Séptico” foi registrada e patenteada na Inglaterra, em 1895, pelo inventor inglês Donald Cameron, porém já em 1860 Jean Louis Mouras havia construído um tanque de alvenaria para receber os despejos de uma residência na França, que recebeu o nome de “Mouras Automatic Scavenger”. Após doze anos de funcionamento, Mouras percebeu que o volume de sólidos acumulados era muito menor do que ele havia imaginado (ANDRADE NETO, 1997). Os tanques foram usados primeiramente na Europa e em 1883 foram adotadas nos EUA quando Edward S. Patrick construiu uma fossa com dois compartimentos (JORDÃO E PESSOA, 1995).

Depois dessa unidade muitas outras câmaras foram desenvolvidas, como o tanque Trevis (1903, na Inglaterra), conhecido como tanque hidrolítico, e o tanque Imhoff (1905, na Alemanha) de câmaras sobrepostas (GONÇALVES, 2008).

No Brasil a aplicação pioneira foi um grande tanque construído em Campinas/SP para o tratamento dos esgotos urbanos em 1892, mas começaram a ser difundidos de modo mais generalizado a partir dos últimos anos da década de 1930 (MELO; AZEVEDO NETTO, 1988; MELLO, 2007; GONÇALVES, 2008; BORGES, 2009).

Por volta de 1963, foi elaborada pela Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT uma norma para o projeto dos tanques sépticos, a NB-41, que foi baseada na norma alemã DIN 4261 e na norma do estado de Nova York/USA, com

adaptações às condições brasileiras, principalmente mais econômicos e à pequena extensão de terreno nos bairros periféricos. Em 1993, a NBR 7229 foi elaborada com o objetivo de fixar condições exigíveis para projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos, incluindo tratamento e disposição dos efluentes e do lodo sedimentado. A intenção desta norma foi de preservar a saúde pública ambiental, a higiene, o conforto e a segurança dos habitantes de áreas servidas por este sistema (ABNT, 1993; PILOTO, 2004).

A Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT (NBR 7229/93) define o tanque séptico como uma unidade cilíndrica ou prismática retangular de fluxo horizontal para tratamento de esgotos por processos de sedimentação, flotação e digestão (ABNT, 1993). Os tanques sépticos mais usados são estruturas em geral retangulares e impermeáveis, com tubulação para entrada de esgoto bruto e saída de efluente pré-tratado, que recebem os esgotos domésticos e vários outros tipos de águas servidas, construídos geralmente para atender pequenos grupos de pessoas, visando um polimento prévio.

A principal diferença de uma fossa séptica de um tanque séptico é o fato do tanque séptico ser uma unidade de tratamento de esgotos com efluente a ter um destino final definido, que em sistemas de disposição local de esgotos geralmente é a infiltração no solo através de sumidouro ou através de valas de infiltração, enquanto a fossa é utilizada para disposição final dos esgotos (HARTMANN, 2009).

Os tanques sépticos são simples, com diferentes concepções, os quais apresentam a função de reter os sólidos do esgoto, por sedimentação. Esses sólidos, ao se depositarem no fundo dos tanques, são biodegradados ou decompostos pelos microrganismos anaeróbios que degradam a matéria orgânica até  $\text{CH}_4$  e  $\text{CO}_2$  (ANDRADE NETO, 1997).

De acordo com Jordão e Pessoa (1995) o tanque séptico é um sistema de tratamento de nível primário. É conhecido também como decanto-digestor ou fossa séptica; é um dispositivo de tratamento localizado de esgotos, utilizado por comunidades que geram vazões relativamente pequenas também é empregado em áreas urbanas desprovidas de rede coletora pública de esgoto sanitário. Nesse sistema os esgotos recebem um grau de tratamento compatível com sua simplicidade e baixo custo (ÁVILA, 2005). Von Sperling (1997) define tanque séptico

como uma unidade, pré-moldada *in loco*, que desempenha as funções múltiplas de sedimentação e de remoção de materiais flutuantes, além de comportar-se como digestor de baixa carga, sem mistura e sem aquecimento.

O sistema é projetado para receber vários tipos de despejos domésticos, como efluentes da cozinha, da lavanderia, dos vasos sanitários, dos chuveiros e lavatórios, entre outros (GONÇALVES, 2008; WITKOVSKI, 2009). Em alguns casos, é obrigatória a intercalação de um dispositivo de retenção de gordura (caixa de gordura) na canalização que conduz os despejos da cozinha para o tanque séptico (WITKOVSKI, 2009).

A NBR 7229/93, que trata do projeto, construção e operação dos sistemas de tanques sépticos define que estes podem apresentar-se como uma unidade cilíndrica ou prismática retangular de fluxo horizontal, para tratamento de esgotos por processos de flotação, sedimentação e digestão. Esta norma ainda rege as indicações e aplicações, as distâncias mínimas, os materiais, dimensionamentos e outras características para o sistema de tanque séptico.

A NBR 13969/97, tem por objetivo oferecer alternativas de procedimentos técnicos para o projeto, construção e operação de unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos de tanque séptico para o tratamento local de esgotos. Esta Norma complementa a parte referente ao tratamento e disposição dos efluentes de tanques sépticos da NBR 7229/1993, que contemplava transitoriamente este assunto em seu anexo B, até a edição da presente Norma. As alternativas para tratamento e disposição dos efluentes dos tanques sépticos foram revistas, ampliadas e detalhadas, assim como foram incluídas outras alternativas para possibilitar a adequação da qualidade do efluente para situações as mais diversas e exigentes possíveis, se for necessário.

Normalmente enterrados, os tanques cilíndricos propiciam menor área útil em favor da profundidade, já os prismáticos retangulares são empregados onde seja desejável maior área horizontal e menor profundidade. Podem ainda ser simples (uma única câmara), com câmaras em série (compartimentos horizontais) ou câmaras sobrepostas (compartimentos verticais), dotados de abertura para entrada do esgoto bruto e saída do efluente tratado (GONÇALVES, 2008).

Segundo Andrade Neto *et al.* (1999) o tanque séptico funciona como um decantador e um digestor em uma mesma unidade. No tanque ocorrem simultaneamente processos de decantação, flotação dos sólidos, assim como a digestão biológica do material sedimentado (lodo) e do flutuante (escuma).

Andrade Neto (1997) afirma que os tanques sépticos são encontrados em todo o Brasil, porém a maioria possui falhas de projeto, de execução e ou de operação. Existe uma vasta experiência, mas limitados recursos para avaliar o projeto, acompanhar a operação e a execução de forma a permitir o registro de informações e dados.

Constituem uma das principais alternativas para tratamento primário de esgotos de residências e pequenas áreas não servidas por redes coletoras (CHERNICHARO, 1997). No entanto, a eficiência dos tanques sépticos está intimamente vinculada aos recursos humanos e materiais dos seus usuários, que precisam ter consciência da necessidade da retirada do lodo e escuma em intervalos de limpeza pré-determinados no projeto, para que esses resíduos não prejudiquem o processo tornando este uma simples caixa de passagem e produzindo um efluente de má qualidade que contamina e degrada o meio ambiente com reflexos negativos na saúde pública (CÂMARA, 2002).

Chernicharo (1997) afirma que o material orgânico retido no fundo do tanque sofre uma decomposição anaeróbia, sendo convertido em compostos mais estáveis, como CO<sub>2</sub> (gás carbônico), CH<sub>4</sub> (metano) e H<sub>2</sub>S (sulfeto de hidrogênio). Embora o H<sub>2</sub>S seja produzido nos tanques sépticos, problemas de odor não são usualmente observados, uma vez que este se combina com metais acumulados no lodo, vindo a formar sulfetos metálicos insolúveis.

Andrade Neto *et al.* (1999) afirmam que como outros processos anaeróbios, o tanque séptico não apresenta alta eficiência na remoção de patogênicos.

Câmara (2002) estudou a avaliação dos tanques sépticos com águas residuárias em áreas tropicais e concluiu que amostras de resíduos procedentes de tanque séptico com intervalos prolongados de limpeza, apresentam maiores teores de compostos orgânicos/inorgânicos do que as amostras que procedem de resíduos coletados em menores intervalos de tempo. A maior presença de nitrogênio amoniacal pode ser atribuída à mineralização de compostos orgânicos (protéicos) que contêm nitrogênio. A quantidade de matéria orgânica, medida com Demanda

Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO), apresentou valores altos, influenciados principalmente pela alta presença de sólidos. O acúmulo excessivo de lodo durante grandes períodos ocasiona mau funcionamento do tanque séptico, e faz com que este passe a funcionar apenas como uma simples caixa de passagem, prejudicando a sua eficiência e conseqüentemente as unidades de pós-tratamento. Deste modo não exerceram mais a sua função de filtração, contaminando as águas subterrâneas.

Além Sobrinho e Said (1991) observaram que esse tipo de reator apresenta eficiência de 30 a 50% de remoção de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e de 50 a 80 % de remoção de sólidos suspensos dos esgotos sanitários. Para Jordão e Pessoa (1995) os tanques sépticos não atingem alta eficiência na redução de sólidos em suspensão e de DBO. Estes autores descrevem que a eficiência de tanques sépticos, normalmente, é expressa em função dos seguintes parâmetros: sólidos sedimentáveis, que ao acumularem permitem estabelecer o período de limpeza e o menor controle operacional das unidades subseqüentes; sólidos em suspensão, os quais podem ser reduzidos em até 60% com tanque séptico projetado e operando corretamente; DBO que pode ser reduzida em até 65%; e a gordura pode ser decomposta com eficiência de 71 a 92%.

Já Chernicharo (1997) afirma que os seguintes valores médios de eficiência podem ser encontrados em tanques sépticos: redução da DQO entre 30 a 55%, sólidos suspensos reduzidos de 20 até 90% e decomposição de óleos e graxa entre 70 a 90%.

Ávila (2005) considera que uma instalação de tanque séptico bem projetado e construído, atende às seguintes eficiências: 50 a 70% de remoção de sólidos em suspensão, de coliformes termotolerantes de 40 a 60%; DBO de 30 a 60%; remoção de graxas e gorduras de 70 a 90%.

Borges (2005) estudando tanques sépticos na cidade de Araguari – MG teve resultados com remoção de 52% de  $DBO_5$  no tanque séptico, comparado com o esgoto doméstico bruto da cidade. O resultado demonstra que a remoção de DBO dos tanques sépticos de Araguari está acima da faixa apresentada pela NBR 7229 (ABNT, 1993), que varia de 30% a 50%, para um tanque séptico de câmara única.

A digestão anaeróbia é um processo biológico realizado por microrganismos que na ausência de oxigênio molecular promovem a transformação de compostos

orgânicos complexos como carboidratos, proteínas e lipídeos em metano, gás carbônico e biomassa bacteriana. Essa transformação é explicada através de um processo de quatro estágios: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese. (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994; CHERNICHARO, 1997; CAMPOS, 1999).

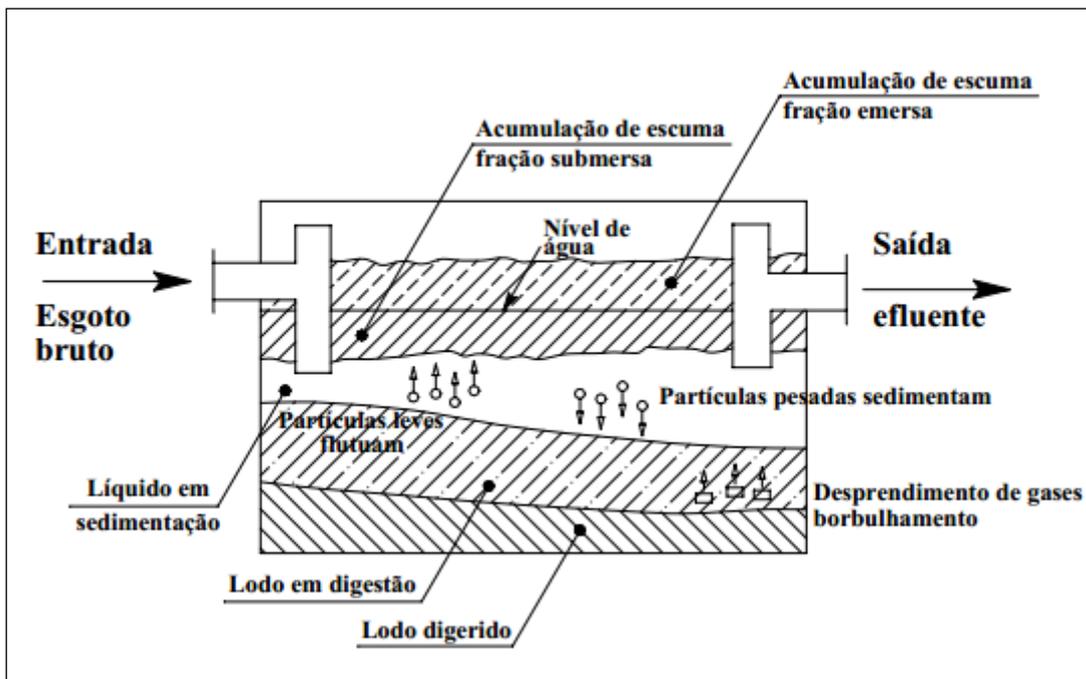
Como já explicado os compostos orgânicos complexos são solubilizados pela ação de exoenzimas bacterianas. Nesse processo de hidrólise os compostos solúveis formados são transportados para o interior das células bacterianas e convertidos a ácidos orgânicos como ácido acético, propiônico, butírico, entre outros, hidrogênio, monóxido e dióxido de carbono e elementos mineralizados, que são excretados para o meio (acidificação e acetogênese). Esses três primeiros passos da digestão anaeróbia são considerado por muitos autores como uma só fase, denominada de fermentação ácida. As bactérias do grupo Archaea metanogênica e as bactérias redutoras de sulfato utilizam os ácidos orgânicos, hidrogênio, mono e o dióxido de carbono para a formação de metano, dióxido de carbono, água, gás sulfídrico, amônia e novas células, ocorrendo nesta fase à remoção da matéria orgânica da fase líquida.

O processo de sedimentação dos sólidos dos esgotos ocorre por gravidade. Quanto maior for o tempo de detenção médio do esgoto no tanque e menor for a turbulência hidráulica, maior será a sedimentação dos sólidos. Porém, o processo físico tem certo limite e a partir de um determinado tempo de detenção e a eficiência na remoção dos materiais sedimentáveis não terá incremento. A camada de espuma formada na parte superior do tanque pode apresentar espessura entre 20 e 25 cm. A espuma é formada principalmente por óleos e graxas, ou seja, produtos orgânicos biodegradáveis que serão decompostos de forma progressiva (ANDRADE NETO et al., 1999).

A camada de lodo sedimentada no fundo da fossa é composta principalmente por sólidos que serão degradados através da digestão anaeróbia. O lodo decantado deve permanecer tempo suficiente no interior da fossa para garantir a sua completa digestão. Na digestão anaeróbia do material sedimentado pequenas bolhas de gases são produzidas e ascendem em direção à superfície do tanque, juntando-se a camada de espuma (óleos e graxas). Além de funcionar como decantador e digestor, as fossas propiciam também o tratamento anaeróbio da fase líquida por meio do crescimento suspenso, aumentando a eficiência na remoção de matéria

orgânica dissolvida, principal limitação do uso de tanques sépticos. Andrade Neto *et al.* (1999) salientam que a maior atividade biológica ocorre no lodo decantado, contudo não se pode desprezar a ação biológica da fase líquida principalmente em regiões de clima quente. De acordo com o modelo e mistura do reator esta atividade na fase líquida pode ser muito significativa. A figura 3.1 ilustra os processos correntes nos tanques sépticos.

**Figura 3.1** Representação esquemática e funcionamento do tanque séptico



FONTE: ABNT, NBR 7229/1993

### Filtros Anaeróbios

No Brasil, o Programa de Pesquisas em Saneamento Básico (PROSAB), tem contribuído bastante para o avanço do conhecimento sobre o uso de filtros anaeróbios no pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios.

Os filtros anaeróbios apresentam as vantagens dos reatores anaeróbios com fluxo através do lodo ativo, inclusive na remoção da matéria orgânica dissolvida, produzindo pouco lodo sem consumir energia elétrica. Tanto podem ser aplicados para tratamento de esgotos concentrados como diluídos, mas são mais indicados para esgotos predominantemente solúveis. Portanto, embora possam ser utilizados

como unidade principal no tratamento dos esgotos, são mais adequados para o polimento ou pós-tratamento (ANDRADE NETO, 2002).

Segundo a NBR 13969/97 o filtro anaeróbio consiste em um reator biológico onde o esgoto é depurado por meio de microrganismos que não usam oxigênio molecular disperso tanto no espaço vazio do reator quanto nas superfícies do meio filtrante. Este é utilizado mais como retenção dos sólidos. Todo processo anaeróbio, é bastante afetado pela variação de temperatura do esgoto; sua aplicação deve ser feita de modo criterioso. O processo é eficiente na redução de cargas orgânicas elevadas, desde que as outras condições sejam satisfatórias. Os efluentes do filtro anaeróbio podem exalar odores e ter cor escura (ABNT, 1997).

O filtro anaeróbio é caracterizado pela presença de um material suporte estacionário e inerte no qual a biomassa é aderida ou fica retida nos interstícios, formando um biofilme que irá degradar o substrato contido no fluxo de esgoto, que pode ser ascendente ou descendente, sendo o primeiro o mais utilizado (VON SPERLING, 1996; CHERNICHARO, 2007). É constituído essencialmente por um tanque com recheio de pedras ou de outros materiais que servem de suporte para a fixação dos microrganismos. Adicionalmente à ocorrência de biofilme, nos interstícios do leito do reator, também evoluem flocos ou grânulos com elevada concentração de microrganismos que atuam na degradação dos contaminantes do esgoto (CAMPOS, 1994).

Segundo Andrade Neto (2002), os filtros anaeróbios são utilizados para pós-tratamento de outras unidades anaeróbias porque, além de complementar o tratamento, sua capacidade de reter sólidos e de recuperar-se de sobrecargas confere elevada segurança operacional ao sistema e maior estabilidade ao efluente, mantendo as vantagens do tratamento anaeróbio de produção de pouco lodo e sem consumir energia de operação simples e baixo custo.

O esgoto é depurado ao percolar por entre os interstícios do meio suporte, estando em contato com o lodo ativo retido. Este é responsável pela conversão dos compostos orgânicos solúveis em produtos intermediários e finais (metano e gás carbônico) (ÁVILA, 2005). O filtro anaeróbio é um sistema de tratamento secundário físico-biológico. É de grande utilidade em projetos que requerem um melhor grau de tratamento que o simples uso de tanque séptico seguido de infiltração no solo (BRASIL, 2004).

Embora a operação dos filtros anaeróbios seja muito simples, não pode ser negligenciada. Periodicamente é necessária a remoção do excesso de lodo do meio filtrante. Esta remoção consiste em drenar os líquidos (por descarga de fundo ou sucção) com vazão bem maior que no fluxo normal, provocando velocidades muito mais elevadas de escoamento nos interstícios que no funcionamento normal, de forma que provoque o carreamento de parte do lodo em excesso ali acumulado. A frequência de remoção do lodo em excesso, depende, principalmente, das concentrações no afluente, do tipo de material suporte (granulometria e forma) e da altura do leito. Normalmente a remoção do excesso de lodo se faz necessária em períodos de quatro a oito meses dependendo das condições reais de operação (ANDRADE NETO, 2002).

Segundo Campos (2000) e Mello (2007) esta tecnologia foi bastante divulgada com as experiências realizadas na década de 60 pelos americanos Young e McCarty. No Brasil, foram realizadas experiências na década de 70, em unidades pilotos na Universidade de São Paulo. Na época, foram comprovados os resultados apresentados por Young e McCarty (ÁVILA, 2005).

A NBR 7229/82 apontava como alternativa, em casos de inviabilidade de infiltração do efluente do reator no terreno, e em casos de lançamento em corpos d'água cujos padrões de qualidade exigidos são altos, a utilização de filtros biológicos anaeróbios de fluxo ascendente como pós-tratamento de tanques sépticos.

Em 1997, a ABNT publicou a NBR 13969/97 que apresenta modelos de filtros anaeróbios de fluxo ascendente, mais detalhados tanto na estrutura como também na forma de operação, já que a NBR 7229/82 apresentava deficiências construtivas (de projeto e operação) principalmente no que se refere à remoção do lodo acumulado na câmara inferior de entrada.

Um sistema de tanque séptico com duas câmaras em série associado a um filtro anaeróbio ascendente, em Campina Grande – PB, foi alimentado durante 16 meses com esgoto bruto real e chegou às seguintes conclusões: a remoção de DBO e SS na primeira câmara foram de 70 e 77% respectivamente, na segunda câmara resultaram em 75 e 90% e após o filtro, foram obtidos 85 e 92%, respectivamente. Recomenda-se um tempo de detenção hidráulica de no mínimo de 0,4 dia (OLIVEIRA, 1983).

O sistema de tanque séptico, seguido de filtro anaeróbio, apresenta eficiência de 70 a 90 % de remoção de DBO dos esgotos, gerando efluente final que pode ser lançado em corpos d'água (após desinfecção complementar) ou disposto no solo, minimizando impactos ambientais (ALÉM SOBRINHO, 1991).

De acordo com a NBR 13969/97 são valores obtidos pelos filtros anaeróbios em conjunto com o tanque séptico em função do parâmetro temperatura: Para a  $DBO_{5,20}$ , a eficiência pode variar de 40 a 75%, para DQO, de 40 a 70%, para sólidos suspensos, de 60 a 90% e para sólidos sedimentáveis, 70% ou mais (os limites inferiores correspondem às temperaturas abaixo de 15°C e os limites superiores correspondem às temperaturas acima de 25°C).

Andrade Neto *et al.* (2000) em um estudo desenvolvido na Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN) sobre o desempenho de filtros anaeróbios com diferentes materiais de enchimento (brita comercial, brita nº 4, seixo rolado classificado, tijolos cerâmicos vazados e anéis de eletroduto corrugado de plástico) e sob várias condições operacionais, obteve os seguintes resultados: os vários tipos de pedras utilizados apresentaram eficiências muito próximas, resultando em efluentes com cerca de 20 mg/L de SS e 120 mg/L de DQO total; o filtro com enchimento de conduíte cortado apresentou um excelente desempenho, com médias no efluente de até 15 mg/L de SS e DQO de até 78 mg/L. Este sistema experimental é constituído de um tanque séptico prismático retangular com duas câmaras em série e dois filtros anaeróbios de fluxo descendente afogado e foi alimentado com esgoto essencialmente doméstico.

Estudando o desempenho de filtros anaeróbios com diferentes materiais de enchimento e sob várias condições operacionais, Andrade Neto, (2002) obteve resultados que mostram médias de DQO total no efluente abaixo de 100 mg/L, DBO abaixo de 60 mg/L e concentrações de sólidos suspensos menores que 20 mg/L, com ótimo aspecto visual. O efluente de um filtro anaeróbio é muito bom para a disposição no solo, seja para infiltração ou para irrigação com fins produtivos. As baixas concentrações de sólidos suspensos também facilitam a desinfecção por processos físicos ou químicos.

Galvão Júnior *et al.* (2001) analisaram sistemas compostos por decanto-digestor e seguido de filtro anaeróbio em comunidades com população inferior a 2000 habitantes. Os resultados de quatro desses sistemas (coletados nas ETEs operadas

pela SABESP no período de 1993 a 2000) foram os seguintes: 83% na remoção de DBO e 81% na remoção da DQO, considerando-se uma média das eficiências médias. Em dados mais recentes (de 1997 a 2000), um sistema com 100 e outro com 250 ligações de esgoto, apresentaram eficiências médias de 87% e 81% na remoção da DBO, e, nos quatro anos, a mais baixa eficiência média foi 80% de remoção da DBO, em condições reais de operação.

Para Gonçalves *et al.* (2001) filtros anaeróbios utilizados para o pós-tratamento de efluentes de tanques sépticos e reatores UASB, têm produzido efluentes que atendem aos padrões de lançamento estabelecidos pelos órgãos ambientais, em termos de concentração de DBO.

Segundo Ávila (2005) uma das desvantagens dos filtros anaeróbios é o efluente rico em sais minerais e com grande quantidade de microrganismos patogênicos. Tonetti *et al.* (2005) publicaram um estudo com um filtro anaeróbio com recheio de bambu combinado com filtros de areia. Estes filtros foram operados por um período de dois anos, gerando resultados estáveis ao longo deste prazo. Neste trabalho os reatores anaeróbios propiciaram a remoção de 50% da DBO do esgoto Bruto.

Witkovski (2009) recomenda que o sistema de tanque séptico seguido de filtro anaeróbio, depois de determinado período de tempo, em geral de um ano, a depender das condições de projeto, tenha retirado o lodo acumulado na região inferior desse reator, por caminhão limpa-fossa.

### **Filtros Aeróbios Intermitentes de Areia**

Peters e Alleman (1982) afirmam que apesar da antiga tradição de aplicação de esgotos e efluentes no solo, os mecanismos de sua purificação não eram entendidos como processos biológicos até o trabalho de Alexander Mueller, em 1865, que demonstrou, em coluna de filtração, que a purificação ocorria durante a passagem do esgoto na coluna do solo pela ação de organismos vivos. Segundo estes autores, o conceito de filtração intermitente surgiu em 1870, como a primeira tentativa exitosa de converter o tratamento com uso do solo em um processo controlado. Embora o desempenho do filtro tenha sido então creditado exclusivamente a processos físico-químicos, ficou estabelecido o conceito de

filtração intermitente, para processos que inserem um período de descanso e aeração entre duas aplicações de esgoto.

Os filtros aeróbios para o polimento de efluentes que já passaram por um pré-tratamento anaeróbio, são estruturas com recheio geralmente de areia e brita, ou até outros meios filtrantes, que atuam na melhoria do afluente pela ação biológica de bactérias aeróbias. Estes reatores visam a melhoria dos efluentes produzidos por tanques sépticos e/ou filtros anaeróbios para assim serem lançados no meio ambiente com menor concentração de poluentes.

Os filtros intermitentes em leito de areia – FILA são reatores aeróbios de leito fixo onde ocorrem processos físicos, químicos e biológicos e cujo desenvolvimento tem uma história de mais de 100 anos (USEPA, 2000).

Segundo Anderson *et al.* (1985) essas unidades proporcionam tratamento secundário avançado, ou terciário, para esgotos decantados ou efluentes de tanques sépticos. Ainda em relação aos parâmetros como carga orgânica, sólidos suspensos, cor e organismos indicadores de contaminação fecal os filtros intermitentes de areia podem produzir efluentes de alta qualidade significativamente melhores do que aqueles obtidos com aeração prolongada e definitivamente superiores aos de lagoas de estabilização facultativas individuais.

No Brasil, somente em 1910, foi construída a primeira estação de tratamento de esgotos utilizando a tecnologia da filtração biológica aeróbia – ETE Paquetá, no Rio de Janeiro (JORDÃO; PESSOA, 1995). Pouco tempo depois de um filtro ser posto em operação, uma fina camada de bactérias começa a se desenvolver em torno dos grãos da parte superior do leito. Esse biofilme é de fundamental importância na operação do filtro porque retém, por adsorção, materiais solúveis e coloidais e microrganismos presentes no esgoto em tratamento. O material retido é decomposto por oxidação durante o período de descanso entre duas aplicações. (ANDERSON, 1985).

O filtro intermitente de areia é uma tecnologia de tratamento do esgoto convencional adaptável a pequenas comunidades, que pode possibilitar inclusive o reuso seguro da água em irrigação porque em geral o processo contribui com a preservação dos nutrientes. Além disso, requer uma área 5 a 10 vezes menor que as lagoas de estabilização, podendo adequar-se melhor em locais com menor disponibilidade de terreno (SILVA, 2006).

De acordo com a NBR 13.969/97 o filtro de areia deve ser operado de modo a manter condição aeróbia no seu interior. Para tanto, a aplicação do efluente deve ser feita de modo intermitente, com emprego de uma pequena bomba ou dispositivo dosador, permitindo o ingresso de ar através de uma tubulação responsável pela manutenção do meio aeróbio durante o período de repouso. Deve ser prevista uma caixa de reservação do efluente do tanque séptico/filtro anaeróbio com uma bomba de recalque ou com um sifão, a montante do filtro de areia. A primeira é utilizada preferencialmente onde o nível previsto do filtro de areia está acima do nível de tubulação de efluente do tratamento anaeróbio; a segunda opção é adequada onde o filtro de areia está em nível inferior à saída do tratamento anaeróbio. O volume da caixa deve ser dimensionado de modo a permitir no máximo uma aplicação do efluente a cada 6 h (ABNT, 1997).

A taxa de aplicação para cálculo da área superficial do filtro de areia deve ser limitada a 100 L/dia x m<sup>2</sup>, quando da aplicação direta dos efluentes do tanque séptico; 200 L/dia x m<sup>2</sup> para efluente do processo aeróbio de tratamento (ABNT, 1997).

Além da intermitência do fluxo de efluente, deve ser prevista a alternância de uso do filtro de areia para permitir a digestão do material retido no meio filtrante e remoção dos sólidos da superfície do filtro de areia. Para tanto, devem ser previstas duas unidades de filtro, cada uma com capacidade plena de filtração. O filtro deve ser substituído por outro quando se observar um excessivo retardamento na velocidade de filtração do esgoto (ABNT, 1997).

É durante a fase de repouso quando cessa o aporte de alimento, que ocorre o processo regulador da massa biológica através da respiração endógena. Esse controle ajuda ainda na preservação das condições de infiltração do leito. O filtro intermitente de areia é, portanto um reator aeróbio de leito fixo, cujo funcionamento envolve fenômenos físicos, químicos e biológicos, onde a matéria em suspensão mais grosseira é retida na superfície do filtro por ação meramente mecânica e as partículas menores são retidas entre os grãos (MEIRELES, 2005).

Pouco tempo depois de um filtro ser posto em operação, uma fina camada de bactérias começa a se desenvolver em torno dos grãos da parte superior do leito. Esse biofilme é de fundamental importância na operação do filtro porque retém, por meio de absorção, materiais solúveis e coloidais e microrganismos presentes no

esgoto em tratamento. O material retido é decomposto e oxidado durante o período de descanso entre duas doses (ANDERSON, 1985).

Segundo Di Bernardo (1993), o biofilme que se desenvolve sobre a camada de areia, o “schmutzdecke”, é uma comunidade heterogênea que consiste em bactérias, algas, protozoários e invertebrados e seus produtos extracelulares, etc., além de precipitados de ferro e manganês, quando esses metais se encontram no afluente. Técnicas de análise e de observação desenvolvidas recentemente mostram que o biofilme não é um empilhamento regular de células, mas apresentam uma grande heterogeneidade. Um biofilme real apresentaria um aglomerado de células interligadas por fibrilas e percorridas por uma rede de canais (MENORET, 2001).

Em todos os reatores com biomassa fixa os processos metabólicos de conversão ocorrem no interior do biofilme. O transporte de substratos se realiza através de processos de difusão, inicialmente através do filme líquido na interface líquido/biofilme e, em seguida, através do próprio biofilme. Os produtos das reações de oxirredução são transportados no sentido inverso, ao exterior do biofilme. Tanto o substrato doador quanto o receptor de elétrons devem penetrar o biofilme para que a reação bioquímica se processe (GONÇALVES et al., 2012).

A interceptação ocorre sempre que uma partícula suspensa entra em contato com os grãos que formam o leito filtrante. Yao (1971) distingue três mecanismos: a interceptação propriamente dita, a sedimentação e a difusão. A interceptação propriamente dita é uma forma por meio da qual as partículas de matéria em suspensão podem colidir com os grãos do leito filtrante se forem conduzidas mediante uma linha de fluxo muito próxima do grão, de modo que rocem a superfície deste. Quanto maior a partícula, mais factível será a sua interceptação. Se a densidade da partícula é maior que a da água, a sedimentação ocorre como resultado da força da gravidade atuando sobre elas. A energia térmica dos gases e líquidos se manifesta como um movimento desordenado de suas moléculas, sujeitando a um bombardeio randômico as pequenas partículas em suspensão, o que resulta no já conhecido movimento Browniano das partículas; o termo difusão é utilizado para descrever este processo (SILVA, 2006).

Enquanto não se produz a aderência da partícula aos grãos do leito filtrante, não há qualquer remoção (CÁNEPA DE VARGAS, 1992). A fração de partículas que

se aderem em relação ao número de colisões é denominada “coeficiente  $\alpha$ ”. A aderência ocorre através do processo físico-químico de adsorção, que compreende três mecanismos: as forças de atração e de Van der Waals que desempenham um papel mais importante para as partículas de tamanho inferior a  $0,1 \mu\text{m}$ ; adsorção eletrostática devido às cargas elétricas da partícula e dos grãos do leito filtrante; adsorção devido às interações químicas entre a partícula e os grãos do leito filtrante.

Cánepa de Vargas (1992), em uma revisão dos mecanismos de remoção em filtros lentos de areia, atribui um papel fundamental na aderência das partículas ao biofilme que se forma. Crites e Tchobanoglous (1998) também atribuem papel fundamental ao biofilme na remoção tanto da matéria coloidal quanto da solúvel, além dos microrganismos.

A depuração biológica aeróbia se divide esquematicamente em duas fases: uma fase rápida de adsorção e de acumulação dos compostos sob a forma de reserva e uma fase mais lenta de mineralização e de excreção dos compostos mineralizados. É durante esta fase que acontece a maior parte do consumo do oxigênio (CRITES; TCHOBANOGLIOUS, 1998).

Ménoret *et al.* (2002) afirmam que é imprescindível o atendimento de dois aspectos fundamentais no funcionamento de um filtro intermitente de areia: a) o aspecto hidráulico: no qual o efluente deve penetrar e ter um tempo de contato suficientemente longo com o biofilme para garantir a degradação da contaminação orgânica; e b) aeração: o oxigênio deve penetrar no interior do leito e do biofilme e atender as necessidades dos microrganismos aeróbios que realizarão seu metabolismo degradando a matéria orgânica.

Em relação à carga aplicada, Crites e Tchobanoglous (1998) alegam que é de grande importância não só a granulometria do meio como a redução do volume aplicado por dose/dia, ocorrendo um fluxo parcialmente saturado. Desse modo, os fenômenos físicos de adsorção são favorecidos e o oxigênio do ar presente no espaço vazio do leito é transferido através da camada finíssima de líquido, para as bactérias aeróbias responsáveis pela oxidação da matéria orgânica.

Dentre as aplicações que poderia ter o efluente de filtro intermitente de areia destacam-se o uso em descarga de vasos sanitários e, principalmente, na produção de alimentos através de hidroponia. Neste caso, a cultura hidropônica se beneficiaria

da água e dos nutrientes, além da baixa concentração de sólidos suspensos (MELO, 2003).

Meireles (2005) afirma que diversos experimentos, em escala de laboratório e de campo confirmam a eficiência da filtração intermitente na remoção de organismos patogênicos, sendo relatadas remoções de até 6 unidades logarítmicas. Ainda afirma que em todos os casos relatados, o aumento da eficiência está relacionado com o tempo de permanência do efluente no leito, a uniformidade da aplicação sobre a superfície do leito e o fracionamento da carga hidráulica diária.

Silva (2006) chegou às seguintes conclusões sobre os filtros intermitentes de areia promovem a nitrificação e que neste experimento atingiu valores superiores a 50% da amônia afluente; são eficientes na remoção de matéria particulada: na forma de sólidos suspensos nas frequências de aplicação de 24 a 96 d<sup>-1</sup> chega-se a concentrações consistentemente abaixo de 20,0 mg/l. o que garante a sua qualidade para este fim; Os filtros intermitentes de areia também removem microrganismos, atingindo até 4 ulog de remoção de coliformes termotolerantes com perda mínima de nutrientes no processo, restringindo-se a 32% do fósforo, 10% do nitrogênio e 5% do potássio.

Segundo Silva (2006), entre os fatores responsáveis pela remoção de sólidos suspensos em filtros aeróbios intermitentes de areia destacam-se a interceptação, a sedimentação e a adsorção.

Wei et al. (2010) realizaram um estudo de tratamento de efluentes utilizando o filtro biológico aeróbio para o tratamento de águas residuárias em uma fazenda de criações de suínos, no distrito de Daxing, em Pequim na China. Nesse estudo a eficiência de remoção da DQO no filtro biológico aeróbio foi de 63,0 - 89,3%, apontando uma concentração de 150 mg / L, que está de acordo com a exigência do padrão nacional de saída de poluentes. Com o pH na faixa de 7,1 - 8,0, a redução da DQO e NH<sub>3</sub>-N chega a ser de 85,7% -86,9% e 86,8 - 89,5% , respectivamente.

## 4 MATERIAL E MÉTODOS

### Localização e Descrição do Sistema Experimental

O experimento foi desenvolvido próximo ao Centro de Ciências e Tecnologia (CCT) da Universidade Estadual da Paraíba (UEPB), Campus I, Campina Grande. O período de estudos compreendeu de julho de 2011 a setembro de 2012, com o pós-tratamento do efluente do tanque séptico/filtro anaeróbico, que lançava seus efluentes a céu aberto atingindo, após um curto percurso, o açude do Bodocongó em Campina Grande-PB. Esse açude é formado pelo represamento de um rio antigamente denominado Caracois, que faz parte da bacia do Rio Bodocongó. O açude se localiza na região sudoeste da Cidade de Campina Grande/Paraíba. Sua bacia possui área de 981 Km<sup>2</sup> e constitui-se numa sub-bacia do Rio Paraíba.

O pós-tratamento do efluente do sistema anaeróbico foi feito por Filtro Biológico Aeróbico. O esgoto tratado nesse sistema é proveniente dos banheiros e pias dos dois blocos de aulas e laboratórios do CCT mais os esgotos de uma cantina. A população estudantil atendida é de 3.500 alunos nos períodos da manhã, tarde e noite.

Nessa pesquisa, o tanque séptico é seguido por um filtro anaeróbico. Cada uma destas estruturas possui as seguintes dimensões: 2,40 metros de altura; 2 metros de largura; 4 metros de comprimento (Figura 4.1, 4.2, 4.3).

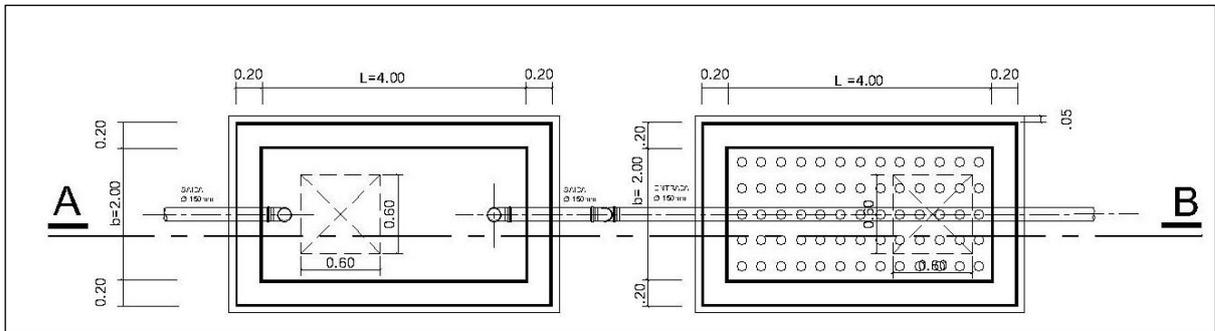
**Figura 4.1** Tanque séptico seguido por filtro anaeróbico do CCT, que lançam seus efluentes a céu aberto. Campina Grande, 2012.



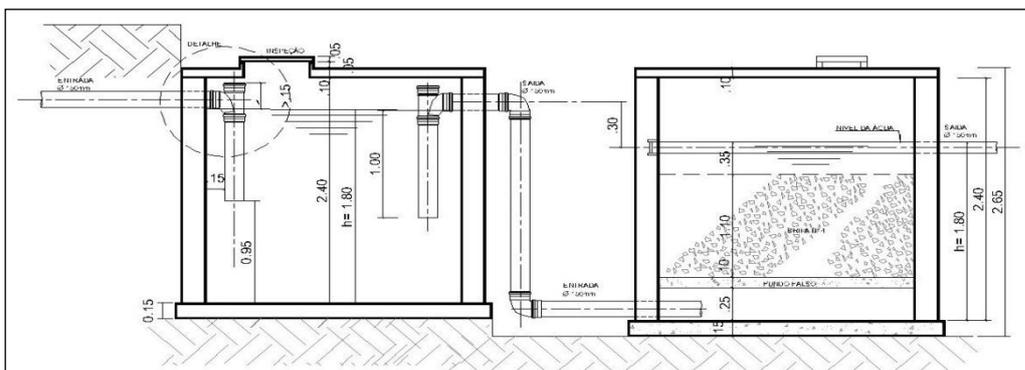
**Fonte:** Foto do Autor

Nas Figuras 4.2 e 4.3 são apresentados a planta baixa e corte do tanque séptico e filtro anaeróbio, fornecidas pelo Departamento de Engenharia da Prefeitura Universitária da UEPB.

**Figura 4.2** Planta baixa do tanque séptico, seguido por filtro anaeróbio. Campina Grande, 2012



**Figura 4.3** Corte AB do tanque séptico, seguido por filtro anaeróbio. Campina Grande, 2012



### Descrição do Sistema de Pós-Tratamento – Filtro Intermitente de Areia

O sistema de pós-tratamento construído nesse estudo é formado por filtros intermitentes de areia, montados com três caixas de fibra de polietileno de 500 litros cada uma. Uma das unidades atua como tanque de equalização e as outras duas como filtros aeróbios. Essas caixas foram colocadas sobre bases de concreto individuais (Figura 4.4). Cada uma com tampa tem altura de 0,78 m, altura sem tampa de 0,64 m, diâmetro com tampa 1,24m, diâmetro sem tampa: 1,22m, diâmetro da base: 0,95m, peso do tanque vazio: 10,50kg, peso do tanque cheio d'água: 510,50kg (Figura 4.5).

**Figura 4.4** Bases de concreto que servem de apoio para as caixas (A); Disposição das caixas no experimento (B), Campina Grande, 2012.

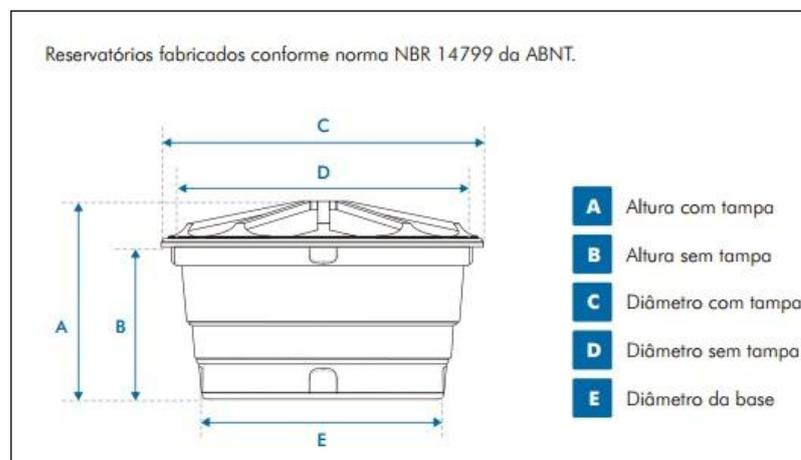


(A)

(B)

Fonte: Foto do Autor

**Figura 4.5** Estrutura das caixas d'água utilizadas no experimento, Campina Grande, 2012.



Fonte: (CAIXA ..., 2012) <http://www.fortlev.com.br/produto/11>

Inicialmente o esgoto bruto passa por um tratamento em nível primário no tanque séptico e filtro anaeróbio e o efluente vertido no tanque equalizador (Figura 4.6), que homogeneiza o líquido. Em seguida, com auxílio de duas bombas, esse efluente é direcionado para os dois filtros de areia. O excesso no tanque de equalização é descartado por meio de duas tubulações, colocadas na parte superior desta caixa.

**Figura 4.6** Tanque de Equalização (efluente do tratamento anaeróbico), Campina Grande, 2012.



Fonte: Foto do Autor

A vazão do filtro anaeróbico para o tanque de equalização foi medida por um período de 12 horas consecutivas, durante duas semanas, sempre em dias de fluxo normal dos alunos nos prédios do CCT, porém não antes ou após feriados e nem o as segundas ou sextas-feiras, por serem dias próximos aos finais de semana quando se reduz o numero de alunos. Foi medido um volume de 16.448 L em um período de 12 horas consecutivas (das 07:00 h da às 19:00h) que corresponde a uma vazão média de 22,84 L/min. A maior vazão verificou-se aproximadamente às 10 horas, e esse horário foi escolhido para realizar a coleta semanal de amostras.

Os dois filtros intermitentes de areia (FA 1 e FA 2) foram preenchidos com brita e areia na seguinte proporção: 15 cm de brita n<sup>o</sup> 3 na base; 30 cm de areia na porção mediana, logo acima da camada de britas da base; 15 cm de brita na porção superior, logo acima da camada de areia (Figura 4.7). A areia utilizada foi a mesma, tanto para o FA 1 como para o FA 2. A análise da granulometria foi feita por peneiramento no Laboratório de Solos, do Departamento de Engenharia Civil, da Universidade Federal de Campina Grande. A areia utilizada apresentou as seguintes medidas: densidade máxima do grão de areia = 2,4; módulo de finura = 2,38.

Na parte superior de cada filtro intermitente de areia foi montado um sistema de distribuição do efluente composto por canos de PVC, com diâmetro de 0,032 m, no qual foram feitos furos de 0,01 de diâmetro, espaçados de 0,05 em 0,05. Este sistema recebe e distribui de forma homogênea o efluente do tanque de equalização.

**Figura 4.7** Preenchimento das caixas com brita na base (A), areia na porção mediana (B) e brita na porção superficial (C). Visualização do tubo de aeração, Campina Grande, 2012.



Fonte: Foto do Autor

Ainda na porção superior (Figura 4.8), foi instalada uma tubulação que foi responsável pela manutenção do meio aeróbio (JORDÃO; PESSOA, 2005). Esta tubulação, parte de 10 cm acima da superfície e atravessa verticalmente todas as camadas internas do filtro, conectando-se a tubulação de drenagem na base de cada um dos filtros.

**Figura 4.8** Tubulação de eliminação de efluente, localizado na parte inferior e tubo de aeração na parte superior da caixa, Campina Grande, 2012.



Fonte: Foto do Autor

No fundo da caixa, foi colocada uma estrutura de drenagem (Figura 4.9 A), similar a da parte superior, que serve para captar e drenar o efluente. O efluente é eliminado para parte externa do filtro intermitente de areia por “torneiras” colocadas na base de cada uma destas caixas (Figura 4.9 B).

**Figura 4.9:** Sistema de captação inferior com tubulação de aeração (A); eliminação do efluente de um dos filtros aeróbios por uma “torneira” colocada na porção inferior (B).



(A)

(B)

Fonte: Foto do Autor

Quando os filtros não estavam sendo alimentados, permaneceram fechados, protegidos da chuva, mas com uma abertura lateral para manter a aeração, evitando assim o acúmulo de água (com conseqüente anaerobiose do filtro) e a queda de outros “objetos do meio” que poderiam depositar-se sobre a camada superficial de britas.

A alimentação dos filtros deu-se pelo acionamento manual de duas moto bombas que funcionaram independentes e que aduziam o efluente do tanque de equalização para os filtros de areia por meio de tubulação de forma independente, para cada filtro. Neste experimento, foram utilizadas duas moto bombas iguais que funcionaram ao mesmo tempo, com tempos de funcionamento distintos. As especificações das moto bombas são: motor: 0.5 hp – 2 polos – monofásico, voltagem: bivolt – 110v/220v – 60 Hz, vazão máxima: 2,1 m<sup>3</sup>/h, altura máxima: 32 m, sucção máxima: 8 metros e temperatura máxima líquida: 60°C.

Os filtros são “alimentados” com o efluente do sistema tanque séptico/filtro anaeróbio, armazenado no tanque de equalização, por meio de fluxo descendente. Cada filtro é identificado como FA1 (filtro de areia 1) e FA2 (filtro de areia 2). O FA1 recebe uma vazão de 100 L/dia (2 minutos e 45 segundos de bombeamento,

marcado com cronômetro) o que corresponde a uma taxa de aplicação, para este filtro, de  $110 \text{ L/m}^2 / \text{dia}$ . Já o FA2 recebe uma vazão de 200 L/dia (5 minutos e 30 segundos de bombeamento) o que corresponde a uma taxa de aplicação, para este filtro, de  $220 \text{ L/m}^2 / \text{dia}$ .

### **Metodologia das Coletas**

As amostras foram coletadas em garrafas estéreis plásticas de 1 litro, branca e fosca, que eram mantidas em uma caixa de isopor com gelo até a chegada ao laboratório.

As análises físico-químicas das amostras do afluente do tanque séptico (esgoto bruto), do tanque de equalização (TE) e dos efluentes dos FA1 e FA2, foram conduzidas ao laboratório da Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgotos da UEPB/UFCG (EXTRABES). Foram escolhidos quatro pontos de coleta. O ponto 1 (P1) corresponde à coleta do esgoto bruto, antes da entrada no tanque séptico; o Ponto 2 (P2) corresponde à ao tanque de equalização; o ponto 3 (P3) refere-se ao efluente do FA1; o ponto 4 (P4) refere-se ao efluente FA2.

A alimentação dos filtros aeróbios foi feita com as duas motobombas acionadas manualmente e sempre nos mesmos horários (diariamente às 18:00h), buscando-se a produção do biofilme. A alimentação dos filtros aeróbios para a coleta dos efluentes foi realizada semanalmente, sempre às terças-feiras, às 10:00h. Tais horários foram definidos por representarem período de maior movimentação de alunos e funcionários nos prédios ligados a rede sanitária que abastece o tanque séptico que fornece o efluente para os filtros biológicos.

No Quadro 4.1 são representados os parâmetros físicos e químicos usados para caracterizar o afluente e os efluentes dos reatores, e as respectivas metodologias usadas na pesquisa.

**Quadro 4.1** Parâmetros físicos, químicos e microbiológicos e metodologias de análise, Campina Grande, 2012.

Variáveis	Metodologia	Referência
Temperatura (°C).	Termômetro (0,01 de resolução)	APHA 2005
pH	Potenciométrico	APHA 2005
Nitrogênio Kjeldahl - NTK (µg/l)	Titulométrico	APHA 2005
Nitrogênio amoniacal - N-NH <sub>4</sub> (µg/l)	Titulométrico	APHA 2005
Nitrito– N-NO <sub>2</sub> (µg/l)	Colorimétrico	APHA 2005
Nitrato - N-NO <sub>3</sub> (µg/l)	Colorimétrico	APHA 2005
Demanda Química de Oxigênio – DQO(mg/l).	Digestão do dicromato de potássio	APHA 2005
Variáveis	Metodologia	Referência
Sólidos Totais - ST	Gravimétrico	APHA 2005
Sólidos Totais Fixos - STF	Gravimétrico	APHA 2005
Sólidos Totais Voláteis -STV	Gravimétrico	APHA 2005
Sólidos Suspensos Totais - SST	Gravimétrico	APHA 2005
Sólidos Suspensos Fixos - SSF	Gravimétrico	APHA 2005
Sólidos Suspensos Voláteis - SSV	Gravimétrico	APHA 2005

### Cálculo da Eficiência do Sistema (E)

De acordo com Dacach (1991) e Solano et al. (2004), a eficiência do tratamento de esgoto é a porcentagem removida de um determinado atributo, que pode ser determinada pela Equação 4.1.

$$E_f (\%) = 100 [(C_o - C_e)/C_o] \quad \text{Equação 4.1}$$

Em que:

% = eficiência percentual de remoção de determinado atributo;

C<sub>o</sub> = concentração afluente do atributo e;

C<sub>e</sub> = concentração efluente do atributo.

## 5 APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

Nas Tabelas 5.1a e 5.1b são apresentados os valores médios, mínimos, máximos, desvio padrão, mediana, moda e coeficiente de variação de Pearson de nitrito, nitrato, nitrogênio Kjeldahl, nitrogênio amoniacal, pH e temperatura, sólidos totais, sólidos totais fixos, sólidos totais voláteis, sólidos suspensos totais, sólidos suspensos fixos, sólidos suspensos voláteis, DQO total e filtrada no esgoto bruto e efluentes do tanque séptico/filtro anaeróbio, do filtro de areia 1 e do filtro de areia 2.

**Tabela 5.1a** – Valores médios, mínimos, máximos, desvio padrão, mediana, moda e coeficiente de variação de Pearson da temperatura, pH, N-NO<sub>2</sub>, N-NO<sub>3</sub>, NTK e N-NH<sub>4</sub>, no esgoto bruto e efluentes do tanque séptico/filtro anaeróbio, do filtro de areia 1 e do filtro de areia 2., Campina Grande, 2012.

<b>ESGOTO BRUTO</b>	<b>pH</b>	<b>TEMP. (°C)</b>	<b>N-NO<sub>2</sub> (mg/L)</b>	<b>N-NO<sub>3</sub> (mg/L)</b>	<b>NTK (mg/L)</b>	<b>N-NH<sub>4</sub> (mg/L)</b>
MÉDIA	8,2	28,7	0,07	0,52	124,62	62,10
MINIMO	7,2	20,3	0,01	0,16	22,40	22,40
MÁXIMO	9,1	39,1	0,26	1,01	411,60	103,60
DP	0,4	5,1	0,07	0,18	92,53	26,40
MEDIANA	8,4	28,8	0,03	0,50	93,80	56,00
MODA	8,4	30,1	0,01	0,46	28,00	56,00
CV %	5,0	17,7	106,3	35,7	74,3	42,5
<b>TANQUE DE EQUALIZAÇÃO</b>	<b>pH</b>	<b>TEMP. (°C)</b>	<b>N-NO<sub>2</sub> (mg/L)</b>	<b>N-NO<sub>3</sub> (mg/L)</b>	<b>NTK (mg/L)</b>	<b>N-NH<sub>4</sub> (mg/L)</b>
MÉDIA	7,8	28,8	0,04	0,32	115,37	68,47
MINIMO	6,7	16,1	0,01	0,09	19,60	22,90
MÁXIMO	9,1	38,3	0,18	0,65	302,40	126,00
DP	0,7	5,0	0,04	0,13	76,09	31,51
MEDIANA	8,0	29,0	0,02	0,29	109,75	71,40
MODA	7,3	28,8	0,01	0,30	28,00	56,00
CV %	8,5	17,3	118,4	40,7	65,9	46,0
<b>FILTRO 1</b>	<b>pH</b>	<b>TEMP. (°C)</b>	<b>N-NO<sub>2</sub> (mg/L)</b>	<b>N-NO<sub>3</sub> (mg/L)</b>	<b>NTK (mg/L)</b>	<b>N-NH<sub>4</sub> (mg/L)</b>
MÉDIA	5,8	29,1	0,10	28,31	38,21	34,01
MINIMO	4,6	22,5	0,01	8,20	8,90	8,40
MÁXIMO	6,9	34,7	0,32	67,00	120,40	53,20
DP	0,6	6,8	0,10	17,86	23,09	12,23
MEDIANA	5,8	29,2	0,05	19,35	35,80	35,00
MODA	5,8	30,1	0,32	-	36,40	36,40
CV %	10,7	23,3	103,9	63,1	60,4	36,0
<b>FILTRO 2</b>	<b>pH</b>	<b>TEMP. (°C)</b>	<b>N-NO<sub>2</sub> (mg/L)</b>	<b>N-NO<sub>3</sub> (mg/L)</b>	<b>NTK (mg/L)</b>	<b>N-NH<sub>4</sub> (mg/L)</b>
MÉDIA	6,0	29,6	0,13	19,41	45,25	36,77
MINIMO	4,5	21,5	0,01	8,20	11,20	14,00
MÁXIMO	6,9	35,4	0,64	63,72	109,20	70,00
DP	0,5	3,5	0,16	11,69	22,78	14,18
MEDIANA	6,0	29,5	0,05	16,58	37,30	33,60
MODA	5,8	28,1	0,03	11,94	33,60	33,60

CV %	8,8	11,7	125,9	60,2	50,4	38,6
------	-----	------	-------	------	------	------

**Tabela 5.1b** – Valores médios, mínimos, máximos, desvio padrão, mediana, moda e coeficiente de variação de Pearson de sólidos totais, sólidos totais voláteis, sólidos totais fixos, sólidos suspensos totais, sólidos suspensos voláteis, sólidos suspensos fixos, DQO total e filtrado no esgoto bruto e efluentes do tanque séptico/filtro anaeróbio, do filtro de areia 1 e do filtro de areia 2., Campina Grande, 2012.

<b>ESGOTO BRUTO</b>	<b>ST (mg/L)</b>	<b>STV (mg/L)</b>	<b>STF (mg/L)</b>	<b>SST (mg/L)</b>	<b>SSV (mg/L)</b>	<b>SSF (mg/L)</b>	<b>DQO (mg/L)</b>	<b>DQO FILT (mg/L)</b>
MÉDIA	1222,9	891,8	511,8	98,3	72,2	28,3	562,4	358,2
MINIMO	68,0	48,0	16,0	12,0	16,0	2,0	400,1	173,4
MÁXIMO	4416,0	4216,0	1682,0	258,0	188,0	88,0	717,0	600,9
DP	926,9	1096,4	397,1	69,7	52,9	23,7	118,6	145,1
MEDIANA	1088,0	544,0	476,0	78,0	74,0	24,0	563,8	400,0
MODA	-	-	100,0	102,0	16,0	28,0	-	400,0
CV %	75,8	122,9	77,6	70,9	73,3	83,7	21,1	40,5
<b>TANQUE DE EQUALIZAÇÃO</b>	<b>ST (mg/L)</b>	<b>STV (mg/L)</b>	<b>STF (mg/L)</b>	<b>SST (mg/L)</b>	<b>SSV (mg/L)</b>	<b>SSF (mg/L)</b>	<b>DQO (mg/L)</b>	<b>DQO FILT (mg/L)</b>
MÉDIA	783,3	438,4	385,9	33,8	28,3	12,1	397,8	245,6
MINIMO	34,0	52,0	138,0	2,0	2,0	2,0	129,1	100,1
MÁXIMO	2110,0	2106,0	832,0	58,0	40,0	60,0	564,0	487,5
DP	447,6	384,6	168,1	13,0	9,6	12,8	125,1	107,5
MEDIANA	666,0	388,0	372,0	34,0	30,0	8,0	454,2	209,0
MODA	636,0	274,0	362,0	32,0	32,0	2,0	501,0	200,0
CV %	57,1	87,7	43,6	38,5	34,0	105,8	31,4	43,8
<b>FILTRO 1</b>	<b>ST (mg/L)</b>	<b>STV (mg/L)</b>	<b>STF (mg/L)</b>	<b>SST (mg/L)</b>	<b>SSV (mg/L)</b>	<b>SSF (mg/L)</b>	<b>DQO (mg/L)</b>	<b>DQO FILT (mg/L)</b>
MÉDIA	787,6	537,4	368,7	25,5	18,3	9,4	375,8	234,1
MINIMO	90,0	70,0	74,0	10,0	2,0	2,0	122,7	101,0
MÁXIMO	1610,0	2400,0	668,0	78,0	34,0	48,0	677,0	495,8
DP	279,2	474,7	136,1	17,7	8,8	10,2	184,8	114,8
MEDIANA	820,0	420,0	348,0	22,0	16,0	6,0	408,8	206,4
MODA	-	-	302,0	10,0	12,0	6,0	465,0	223,0
CV %	35,4	88,3	36,9	69,4	48,1	108,7	49,2	49,0
<b>FILTRO 2</b>	<b>ST (mg/L)</b>	<b>STV (mg/L)</b>	<b>STF (mg/L)</b>	<b>SST (mg/L)</b>	<b>SSV (mg/L)</b>	<b>SSF (mg/L)</b>	<b>DQO (mg/L)</b>	<b>DQO FILT (mg/L)</b>
MÉDIA	680,1	406,5	341,5	23,7	22,3	7,9	333,2	230,97
MINIMO	44,0	94,0	26,0	8,0	2,0	2,0	166,7	103,00
MÁXIMO	1044,0	830,0	672,0	112,0	176,0	32,0	564,0	466,67
DP	238,7	188,7	181,7	21,8	33,9	6,6	126,3	84,28
MEDIANA	724,0	406,0	376,0	16,0	16,0	6,0	325,0	212,95
MODA	700,0	408,0	304,0	14,0	8,0	4,0	229,2	197,00
CV %	35,1	46,4	53,2	91,9	151,8	83,5	37,9	36,49

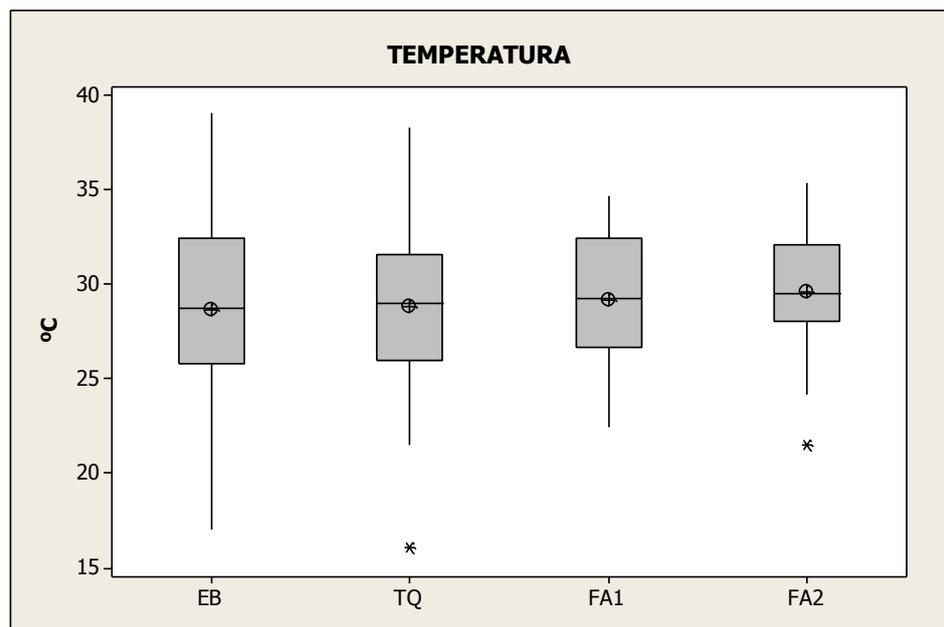
## Temperatura

A temperatura do esgoto bruto manteve-se com média de 28,7°C e amplitude entre as coletas de 18,8°C. No efluente do tanque séptico/filtro anaeróbio a temperatura média foi praticamente a mesma do esgoto bruto.

Os efluentes dos dois filtros intermitentes de areia caracterizaram-se por apresentar um pequeno aumento de temperatura com média de 29,1°C (FA 1) e 29,6°C (FA 2) (Figura 5.1).

Apesar de apresentar ligeiro aumento de temperatura após passagem pelos filtros de areia, os valores estão abaixo do máximo estabelecido pela Resolução nº 430/11 para lançamentos de efluentes, que é de 40°C.

**Figura 5.1** - Gráficos BOX PLOT de distribuição dos valores de temperatura obtidos na monitoração do esgoto bruto e efluentes do tanque séptico/filtro anaeróbio, dos filtros aeróbios 1 e 2, Campina Grande, 2012.



## pH

Os valores médios do pH do esgoto bruto e dos efluentes são apresentados na Tabela 5.1a. O pH variou de 7,2 a 9,1 com média de 8,2.

No efluente dos reatores anaeróbios, o pH teve um valor mínimo de 6,8 e um máximo de 9,0; média de 7,8. Para Santos (2007) as grandes variações de Ph

podem comprometer o desempenho do processo. O crescimento ótimo das bactérias metanogênicas, de acordo com Van Haandel e Lettinga (1994) e Metcalf & Eddy (2003), situa-se na faixa de pH entre 6,6 e 7,4 e as bactérias desnitrificantes, segundo Barnes e Bliss (1983), tem melhor desempenho em pH na faixa de 6,5 a 7,5. Segundo Ávila (2005) a faixa de pH considerada ótima para a digestão anaeróbia é de 6,8 a 7,5.

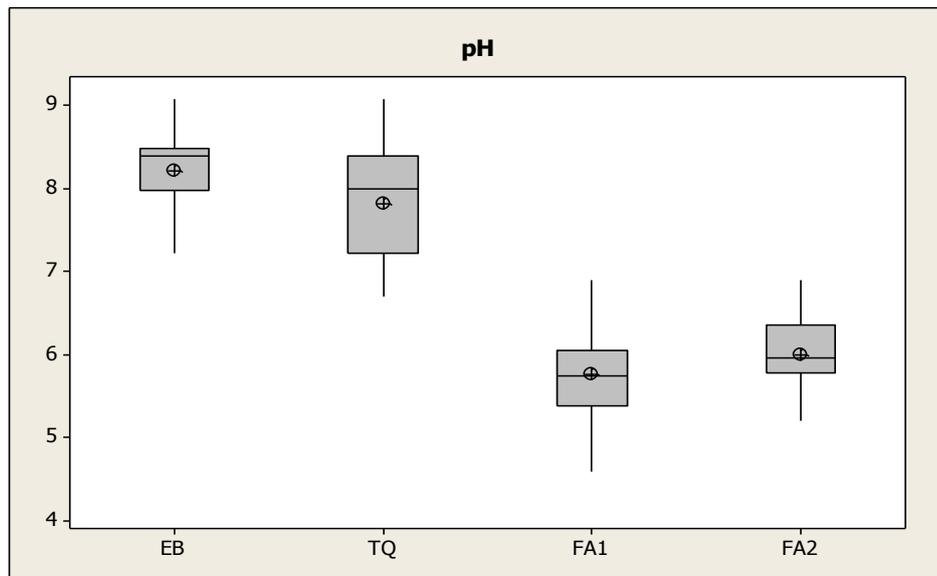
Nos efluentes dos filtros intermitentes de areia, o pH foi idêntico com variações entre 4,6 a 6,9 (FA 1) e 4,5 a 6,9 (FA2), e médias de 5,8 e 6,0 respectivamente (Figura 5.2).

Verifica-se que ao longo do período experimental dos filtros de areia, que o pH dos efluentes mantiveram-se na faixa ácida (4,5 para 6,5) e que ocorreu uma diminuição no valor do pH. O fato deve-se ao processo de nitrificação nos filtros aeróbios. Segundo Metcalf & Eddy (2003) nesse processo ocorre a produção de 2 moles de H<sup>+</sup> por mol de nitrito formado. A correlação negativa entre o pH e nitratos ( $p=-0,598$ , FA1), sugere que a transformação do nitrogênio orgânico e amoniacal em nitrato, durante a infiltração no leito de areia, leva a uma redução do pH. Em geral esta reação bioquímica consome alcalinidade, acarretando o aumento da acidez do meio (TONETTI *et al.*, 2008).

Tonetti *et al.* (2003) destacam que os microrganismos responsáveis pelo tratamento biológico dos esgotos necessitam de um pH que varie entre 4 e 8, caso contrário, existe impedimento para a formação do biofilme, responsável pela depuração do efluente.

Quando se comparam os valores de pH encontrados no efluente do sistema com aqueles exigidos pela legislação (Resolução CONAMA nº 430/11), que permite o lançamentos de efluentes com pH entre 5 e 9, nota-se que os efluentes dos filtros apresentaram valores bastantes satisfatórios (BRASIL, 2011).

**Figura 5.2** - Gráficos BOX PLOT de distribuição dos valores de pH obtidos na monitoração do esgoto bruto e efluentes do tanque séptico/filtro anaeróbio, dos filtros aeróbios 1 e 2, Campina Grande, 2012.



#### DQO total e DQO filtrada

A DQO total do esgoto bruto apresentou valores entre 400,1 e 717 mg/L, com média de 562,4 mg/L, com correlação positiva com a DQO filtrada ( $p= 0,554$ ). Após o processo de tratamento no tanque séptico e no filtro anaeróbio, esses valores reduziram até uma média de 397,8 mg/L (mínimo de 129,1 mg/L - máximo de 564 mg/L), indicando remoção de matéria orgânica no tratamento anaeróbio na ordem 29,27% (Tabela 5.2). A DQO filtrada no esgoto bruto apresentou valores entre 173,4 e 600,9 mg/L. Após o tratamento anaeróbio (tanque séptico e filtro anaeróbio), esses valores se reduziram para um valor médio de 245,6 mg/L (mínimo 100,1 mg/L - máximo de 487,5 mg/L), indicando uma remoção de matéria orgânica de 31,43% nos processos anaeróbios.

Porcentagens superiores foram registradas no estudo de Altvater (2008), que avaliou o desempenho de um tanque séptico e observou uma eficiência média de remoção de DQO de 53,6%.

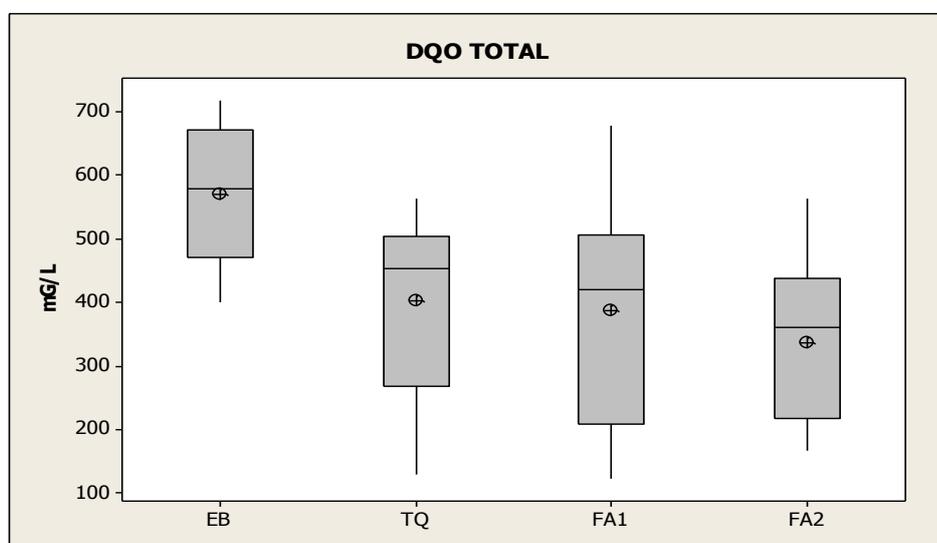
Depois do pós-tratamento do efluente dos reatores anaeróbios nos filtros intermitentes de areia, a DQO total média foi de 375,8 mg/L (FA1) e no FA2, foi de 333,2 mg/L ou seja de 33,18 % e 40,75 respectivamente, com diferenças significativas entre as concentrações do esgoto bruto e as registradas no efluente dos filtros aeróbios de areia ( $F=7,955$ ,  $p<0,0001$ ). (Figura 5.3, Tabela 5.2). A DQO

filtrada no FA1 teve média de 234,1 mg/L (mínimo de 101,0 – máximo 495,8 mg/L) e no FA2, média de 230,97 mg/L (mínimo 103,0 mg/L - máximo de 466,67 mg/L), com eficiência de remoção de 34,65% e 35,52% respectivamente (Figura 5.4, Tabela 5.2).

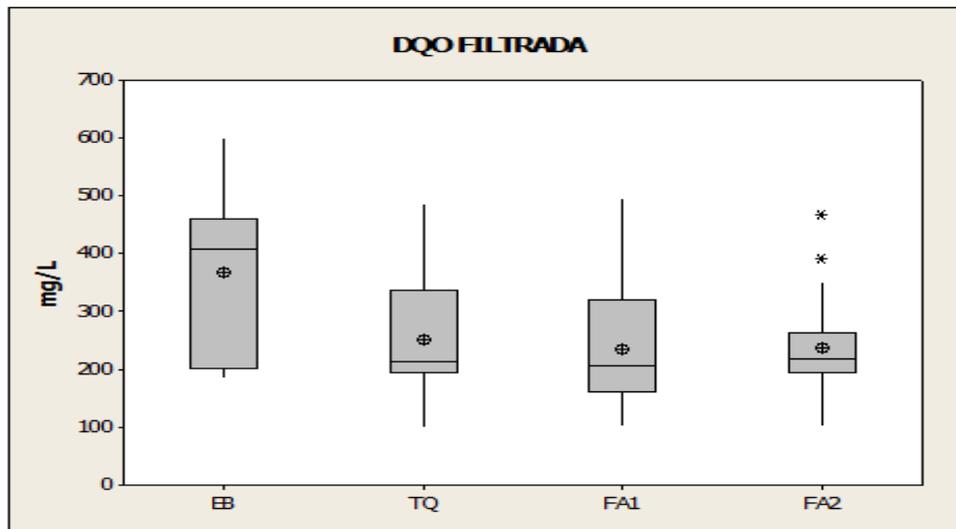
De acordo com a NBR 13969/97 a faixa provável de remoção dos poluentes, nos filtros de areia, considerado em conjunto com o tanque séptico é de 40 a 75%. Portanto a remoção de matéria orgânica pelo sistema ainda encontra-se abaixo do mínimo provável pela norma. Possivelmente, o curto tempo de detenção hidráulica no tanque séptico justifica a baixa remoção de DQO. Esses resultados podem estar associados a falta de limpeza periódica no tanque séptico para a retirada do lodo que pode ter diminuído a eficiência de remoção de matéria orgânica, passando a funcionar como uma simples caixa de passagem.

Apesar da remoção de matéria orgânica estar um pouco abaixo do mínimo desejável, o tratamento ocorrido no sistema contribui para a diminuição do impacto ambiental ao minimizar o lançamento de esgotos brutos em cursos de águas, prevenindo ou diminuindo a poluição, a contaminação e a eutrofização e favorecendo a conservação do solo.

**Figura 5.3** - Gráficos BOX PLOT de distribuição dos valores de DQO total obtidos na monitoração esgoto bruto e efluentes do tanque séptico/filtro anaeróbio, dos filtros aeróbios 1 e 2, Campina Grande, 2012.



**Figura 5.4** - Gráficos BOX PLOT de distribuição dos valores de DQO filtrada obtidos na monitoração esgoto bruto e efluentes do tanque séptico/filtro anaeróbico dos filtros aeróbios 1 e 2, Campina Grande, 2012.



**Tabela 5.2** Valores médios e eficiência de remoção de DQO total e filtrada no esgoto bruto e nos efluentes do tanque séptico/filtro anaeróbico e dos filtros de areia 1 e 2.

Parâmetro		EB	Efluente Tanque Séptico/Filtro Anaeróbico	Efluente Filtro de Areia 1	Efluente Filtro de Areia 2
DQO total (mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	Média (mg.L <sup>-1</sup> )	562,4	397,8	375,8	333,2
	Remoção %	-	29,27%	33,18%	40,75%
DQO filtrada (mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	Média (mg.L <sup>-1</sup> )	358,2	245,6	234,1	230,97
	Remoção	-	31,43%	34,65%	35,52%

### Sólidos Totais e Sólidos Suspensos Totais

Os valores médios de ST, foram 1.222,9 mg/L (EB), 783,3 mg/L no efluente do tanque séptico/filtro anaeróbico, 787,6 mg/L (FA1) e 680,1mg/L (FA2), revelando remoção de sólidos totais no sistema de tratamento através dos filtros de areia, com eficiência de remoção de 35,95% (efluente dos reatores anaeróbicos), 35,60% (FA1) 44,39% (FA2). Para STV, os valores registrados foram 891,8 mg/L (EB), 438,4 mg/L no efluente do tanque séptico/filtro anaeróbico, 537,4 mg/L (FA1) e 406,5 mg/L (FA2), com eficiência de remoção de 50,84% (efluente tanque séptico/filtro anaeróbico), 39,74% (FA1) e 54,42% (FA2). Quanto aos sólidos totais fixos (STF),

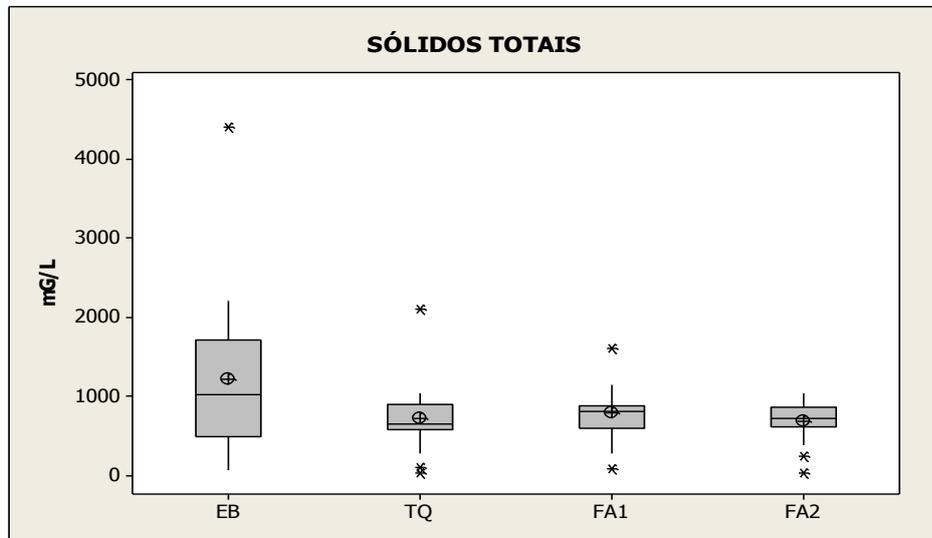
os valores médios verificados foram 511,8 mg/L (EB), 385,9 mg/L no efluente do tanque séptico/filtro anaeróbio, 368,7 mg/L (FA1) e 341,5 mg/L (FA2) e eficiência de remoção de 24,60%, 27,96% e 33,27% respectivamente (Figuras 5.5, 5.6 e 5.7, Tabela 5.3).

Os sólidos suspensos totais (SST) apresentaram concentrações médias de 98,3 mg/L, na entrada do tanque séptico/filtro anaeróbio e 33,8 mg/L na saída, resultando em eficiência de remoção de 65,62%. Na saída dos filtros aeróbios intermitentes de areia as concentrações médias de SST foram 25,5 mg/L (FA1) e 23,7 mg/L (FA2), resultando numa ótima eficiência de remoção de 74,06% (FA1) e 75,89% (FA2) (Figura 5.8, Tabela 5.3).

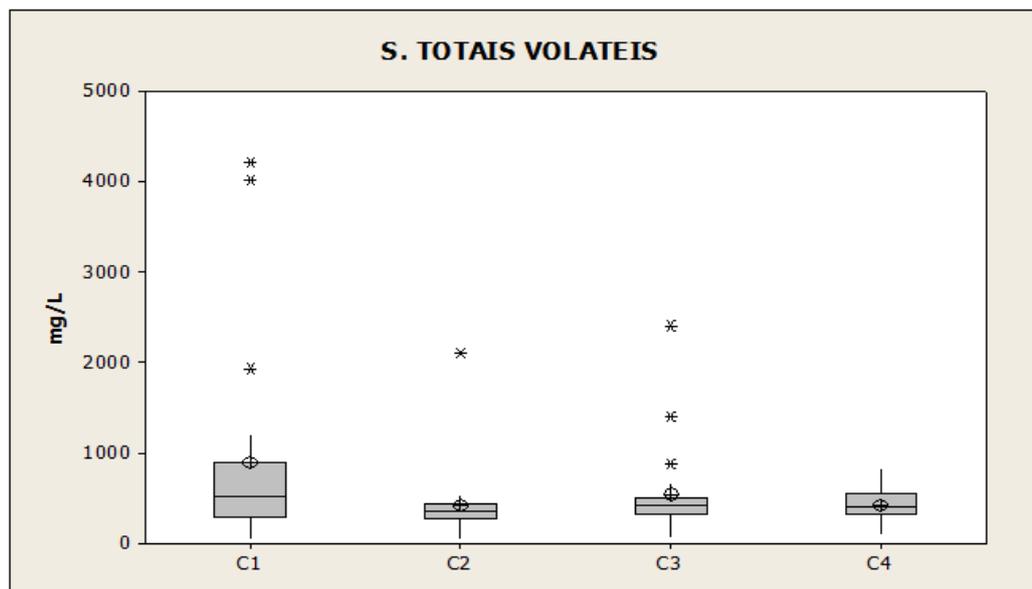
Os sólidos suspensos voláteis apresentaram concentrações médias no esgoto bruto de 72,2 mg/L, 28,3 mg/L no efluente do tanque séptico/filtro anaeróbio, 18,3 mg/L (FA1) e 22,3 mg/L (FA2) (Figura 5.9). Os resultados correspondem a eficiência de remoção de 60,80% (efluente dos reatores anaeróbios) 74,65% (FA1) e 69,11% (FA2). Os sólidos suspensos fixos apresentaram concentrações médias no esgoto bruto de 28,3 mg/L, 12,1 mg/L no efluente do tanque séptico/filtro anaeróbio, 9,4 mg/L (FA1) e 7,9 mg/L (FA2), com eficiências de remoção de 57,24%, 66,78% e 72,08% respectivamente (Figura 5.10).

A ótima remoção dos sólidos no efluente dos filtros de areia, lhes conferem excelente aspecto para reusos urbanos em que aspectos estéticos são relevantes (SILVA, 2006). A Organização Mundial da Saúde recomenda um limite de 30,0 mg SS/l para reuso em irrigação e em recarga de aquífero. Essa característica é muito importante também para o uso desses efluentes em hidroponia, em que a eliminação de sólidos é fundamental para evitar sua retenção nas raízes e, conseqüentemente, sua decomposição anaeróbia, que seria danosa ao desenvolvimento das plantas (ANDRADE NETO et al., 2005).

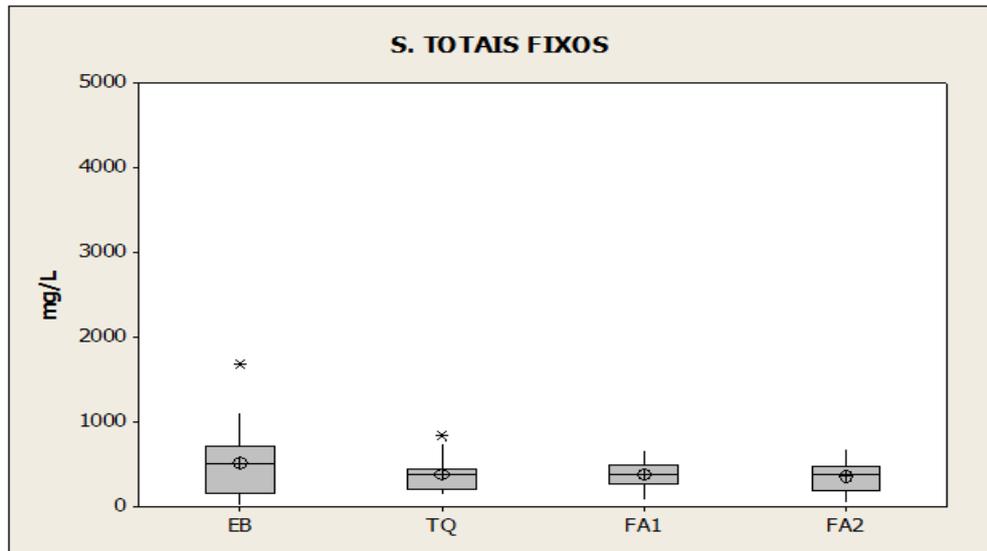
**Figura 5.5** - Gráficos BOX PLOT de distribuição dos valores de sólidos totais obtidos na monitoração esgoto bruto e efluentes do tanque séptico/filtro anaeróbio, dos filtros aeróbios 1 e 2, Campina Grande, 2012.



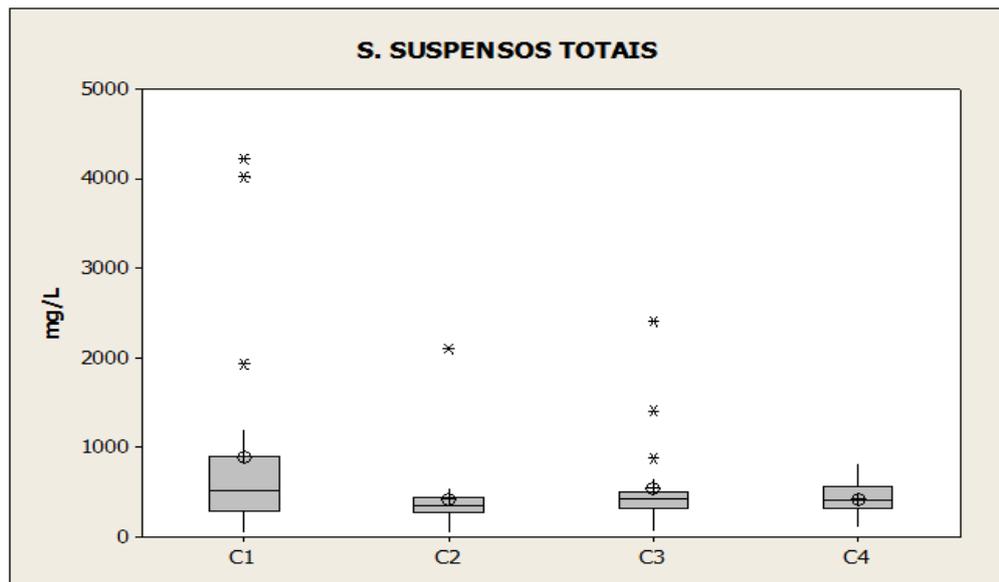
**Figura 5.6** - Gráficos BOX PLOT de distribuição dos valores de sólidos totais voláteis obtidos na monitoração esgoto bruto e efluentes do tanque séptico/filtro anaeróbio, dos filtros aeróbios 1 e 2, Campina Grande, 2012.



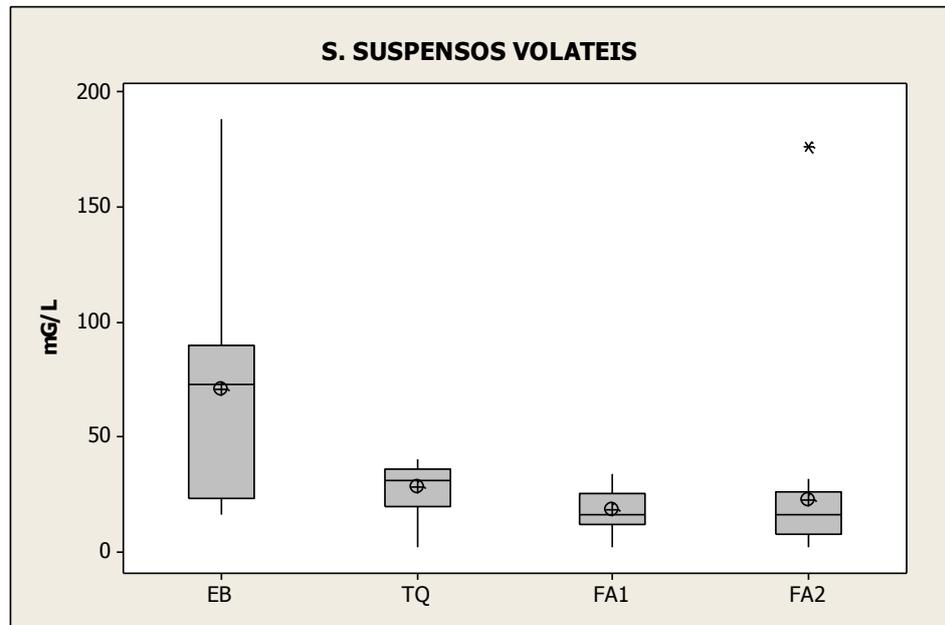
**Figura 5.7** - Gráficos BOX PLOT de distribuição dos valores de sólidos totais fixos obtidos na monitoração esgoto bruto e efluentes do tanque séptico/filtro anaeróbio, dos filtros aeróbios 1 e 2, Campina Grande, 2012.



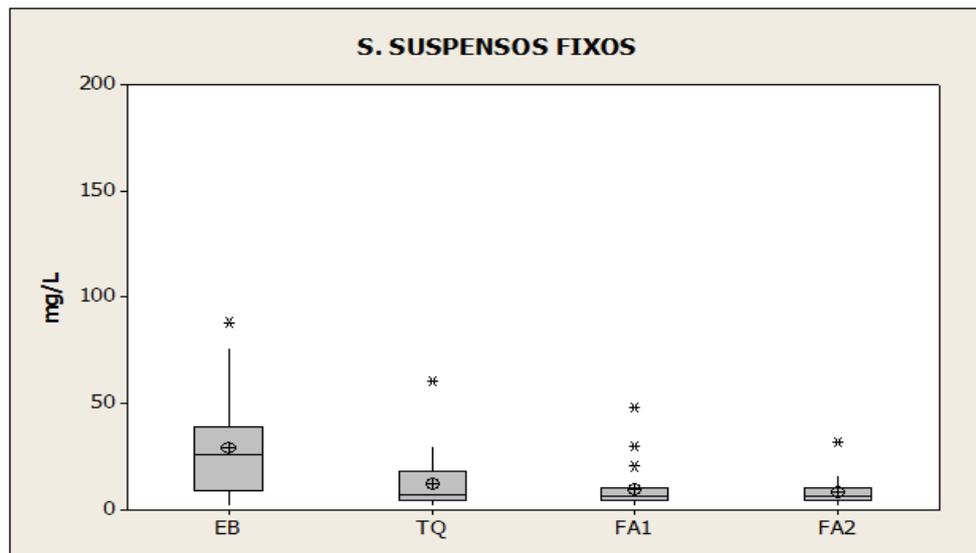
**Figura 5.8** - Gráficos BOX PLOT de distribuição dos valores de sólidos suspensos totais obtidos na monitoração esgoto bruto e efluentes do tanque séptico/filtro anaeróbio, dos filtros aeróbios 1 e 2, Campina Grande, 2012.



**Figura 5.9** - Gráficos BOX PLOT de distribuição dos valores de sólidos suspensos voláteis obtidos na monitoração esgoto bruto e efluentes do tanque séptico/filtro anaeróbico, dos filtros aeróbios1 e 2, Campina Grande, 2012.



**Figura 5.10** - Gráficos BOX PLOT de distribuição dos valores de sólidos suspensos fixos obtidos na monitoração esgoto bruto e efluentes do tanque séptico/filtro anaeróbico, dos filtros aeróbios 1 e 2, Campina Grande, 2012.



**Tabela 5.3** Valores médios e eficiência de remoção de sólidos no esgoto bruto e nos efluentes do tanque séptico/filtro anaeróbio e dos filtros de areia 1 e 2.

Parâmetro		EB	Efluente Tanque Séptico/Filtro Anaeróbio	Efluente Filtro de Areia 1	Efluente Filtro de Areia 2
ST	Média (mg.L <sup>-1</sup> )	1222,9	783,3	787,6	680,1
	Remoção %	-	35,95	35,60	44,39
STV	Média (mg.L <sup>-1</sup> )	891,8	438,4	537,4	406,5
	Remoção %	-	50,84	39,74	54,42
STF	Média (mg.L <sup>-1</sup> )	511,8	385,9	368,7	341,5
	Remoção %	-	24,60	27,96	33,27
SST	Média (mg.L <sup>-1</sup> )	98,3	33,8	25,5	23,7
	Remoção %	-	65,62	74,06	75,89
SSV	Média (mg.L <sup>-1</sup> )	72,2	28,3	18,3	22,3
	Remoção %	-	60,80	74,65	69,11
SSF	Média (mg.L <sup>-1</sup> )	28,3	12,1	9,4	7,9
	Remoção %	-	57,24	66,78	72,08

### Nutrientes

A variação das concentrações de nutrientes é apresentada na Tabela 5.1a e nos gráficos 5.11, 5.12, 5.13 e 5.14.

No esgoto bruto, a concentração média de nitrito foi de 0,07 mg/L, de nitrato = 0,52 mg/L, de NTK = 124,62 mg/L e de N-NH<sub>4</sub> = 62,10 mg/L. No efluente do tratamento anaeróbio (tanque séptico/filtro anaeróbio) os nitritos apresentaram concentração média de 0,04 mg/L, os nitratos = 0,32 mg/L, o NTK = 115,37 mg/L e N-NH<sub>4</sub> = 68,47 mg/L. Houve eficiência de remoção no efluente dos reatores anaeróbios de 42,9% (N-NO<sub>2</sub>), 38,5% (N-NO<sub>3</sub>), 7,4% (NTK).

Após passar pelos filtros aeróbios os efluentes gerados apresentaram concentração média de nitrito de 0,10 mg/L, os nitratos = 28,31mg/L, o NTK =38,21 mg/L e N-NH<sub>4</sub> = 34,01 mg/L (Concentrações do Filtro de Areia 1). O efluente do Filtro de Areia 2, apresentou concentração média de nitrito de 0,13 mg/L , os nitratos = 19,41 mg/L o NTK = 45,25 mg/L e N-NH<sub>4</sub> = 36,77 mg/L, apresentando diferenças significativas nas concentrações de nitratos (F=9.4292, p=0.0005). Não houve remoção de nitritos e nitratos e ocorreu eficiência de remoção de NTK (69,3% - FA1 e 63,7% - FA2) e N-NH<sub>4</sub> (45,2% - FA1 e 40,8% - FA2) com o pós- tratamento pelos filtros intermitentes de areia.

Observa-se na Tabela 5.4 uma diminuição das formas reduzidas do nitrogênio e o aumento das formas oxidadas nos efluentes dos filtros devido à influência da taxa de aplicação entre os dois filtros operados.

De acordo com Silva (2006) o expressivo grau de nitrificação do efluente indica a natureza aeróbia do processo de digestão. O fracionamento da carga hidráulica diária em um número maior de doses favorece os mecanismos de convecção para aporte de oxigênio ao meio filtrante, tendência também observada neste experimento. Entretanto, a ausência de medições dos teores de gases na atmosfera do leito não permite concluir a relevância maior entre os dois mecanismos apontados como responsáveis pelo fornecimento de oxigênio para os processos biológicos: convecção e difusão.

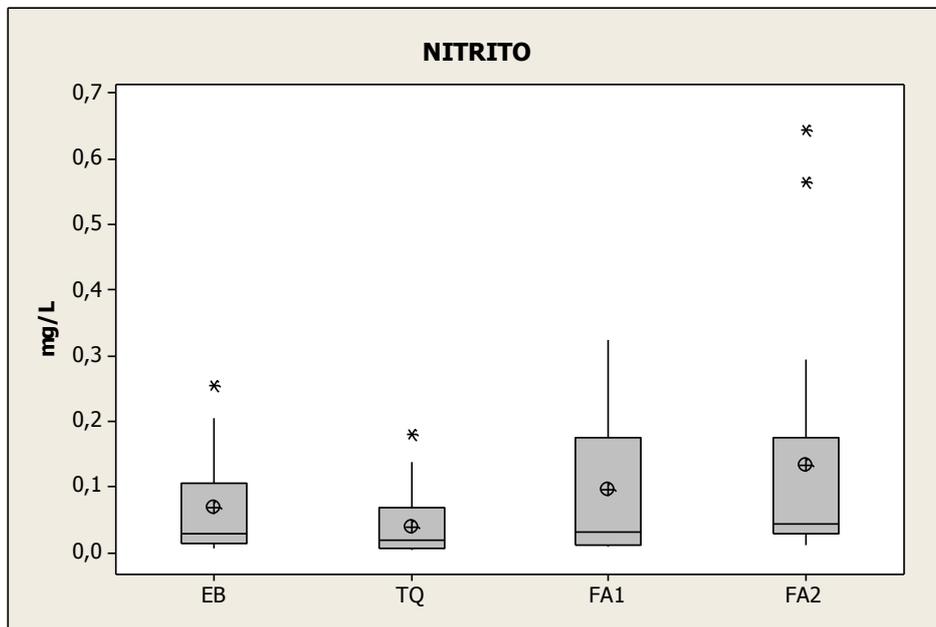
Com relação às vazões de 2 minutos e 45 segundos para FA1 e 5 minutos e 30 segundos para FA2, não se observou diferenças significativas entre os dois tratamentos, excetuando-se para nitratos.

Observa-se que os filtros aeróbios intermitentes de areia apresentaram boa capacidade de realizar o processo de nitrificação, conforme a Figura 5.14. O efluente gerado nos filtros 1 e 2 apresentam concentrações médias de nitrato de 28,31 e 19,41 mg/L, respectivamente, com uma remoção de N-NTK de 69 e 63,7%, conforme Figura 5.13 e Tabela 5.4.

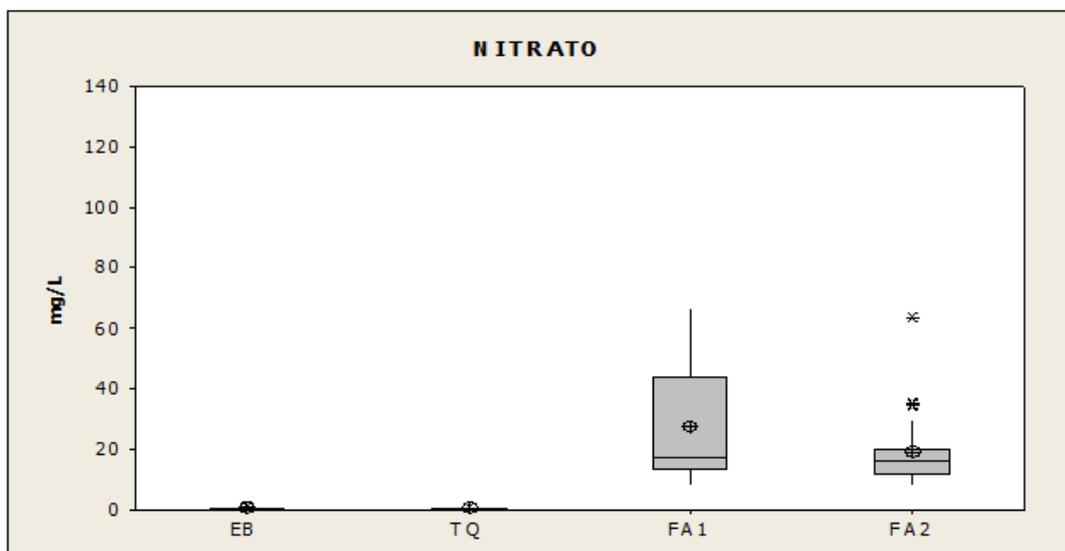
A diferença significativa ( $p < 0,05$ ) observada na concentração de nitratos assegura a influência no elevado valor da taxa de aplicação superficial no Filtro 2.

A maior concentração de nitrito observada no efluente do filtro 2 (Figura 5.14) confirma a insuficiência de oxigênio, devido provavelmente a alta taxa de aplicação em relação ao filtro 1 ( $F1 = 110 \text{ L/dia}^{-1}/\text{m}^2$ ;  $F2 = 220 \text{ L/dia}^{-1}/\text{m}^2$ ).

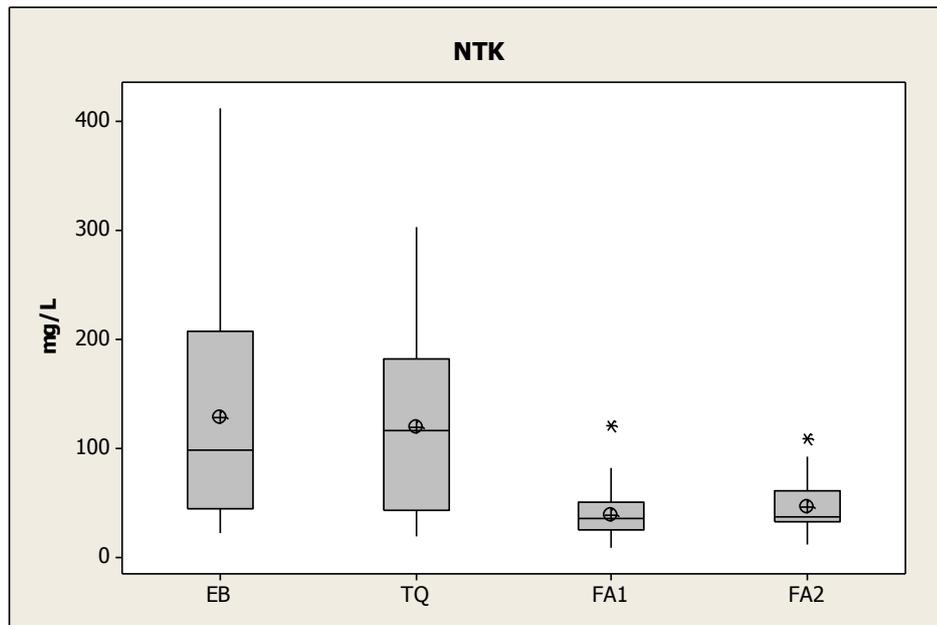
**Figura 5.11** - Gráficos BOX PLOT de distribuição dos valores de  $\text{N-NO}_2$  obtidos na monitoração esgoto bruto e efluentes do tanque séptico/filtro anaeróbio, dos filtros aeróbios 1 e 2, Campina Grande, 2012.



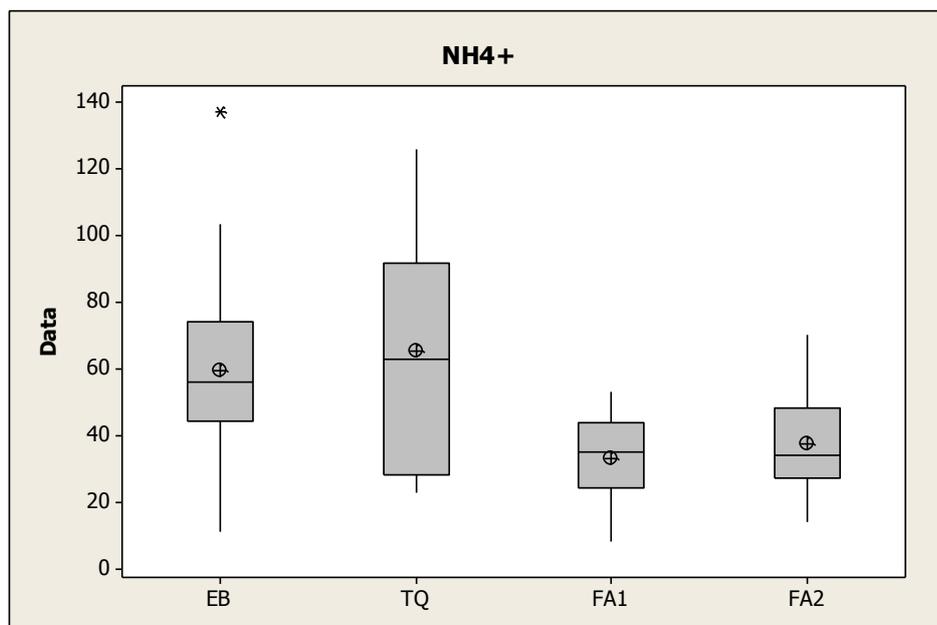
**Figura 5.12** - Gráficos BOX PLOT de distribuição dos valores de  $\text{N-NO}_3$  obtidos na monitoração esgoto bruto e efluentes do tanque séptico/filtro anaeróbio, dos filtros aeróbios 1 e 2, Campina Grande, 2012.



**Figura 5.13** - Gráficos BOX PLOT de distribuição dos valores de NTK obtidos na monitoração esgoto bruto e efluentes do tanque séptico/filtro anaeróbio, dos filtros aeróbios 1 e 2, Campina Grande, 2012.



**Figura 5.14** - Gráficos BOX PLOT de distribuição dos valores de  $N-NH_4$  obtidos na monitoração esgoto bruto e efluentes do tanque séptico/filtro anaeróbio, dos filtros aeróbios 1 e 2, Campina Grande, 2012.



Na Tabela 5.4 é apresentada a eficiência percentual de remoção da carga poluidora de atributos do esgoto sanitário, N-NO<sub>2</sub>, N-NO<sub>3</sub>, NTK, N-NH<sub>4</sub>.

**Tabela 5.4** Valores médios e eficiência de remoção de N-NO<sub>2</sub>, N-NO<sub>3</sub>, NTK, N-NH<sub>4</sub>, no esgoto bruto e nos efluentes do tanque séptico/filtro anaeróbio e dos filtros de areia 1 e 2.

Parâmetro		EB	Efluente Tanque Séptico/Filtro Anaeróbio	Efluente Filtro de Areia 1	Efluente Filtro de Areia 2
N- NO <sub>2</sub> (mg/L)	Média (mg.L <sup>-1</sup> )	0,07	0,04	0,1	0,13
	Remoção		42,9%	-42,9%	-85,7%
N-NO <sub>3</sub> (mg/L)	Média (mg.L <sup>-1</sup> )	0,52	0,32	28,31	19,41
	Remoção		38,5%	-5344,2%	-3632,7%
NTK (mg/L)	Média (mg.L <sup>-1</sup> )	124,62	115,37	38,21	45,25
	Remoção		7,4%	69,3%	63,7%
N- NH <sub>4</sub> (mg/L)	Média (mg.L <sup>-1</sup> )	62,1	68,47	34,01	36,77
	Remoção		-10,3%	45,2%	40,8%

OBS: Os valores de remoção que apresentam o sinal negativo (-) demonstram que não houve remoção do parâmetro em questão.

## 6 CONCLUSÕES

A partir dos resultados apresentados e discutidos pode-se concluir que:

- Houve baixa remoção de matéria orgânica expressa como DQO total e DQO filtrada, considerando o sistema composto pelo tanque séptico/filtro anaeróbio seguido pelos filtros aeróbios intermitentes de areia. As eficiências de remoção apresentaram-se abaixo do mínimo previsto pela NBR 13969/97 que é de 40%. Esses resultados podem ser resultantes do curto tempo de detenção hidráulica no tanque séptico decorrente da falta de limpeza periódica no tanque séptico para a retirada do lodo, diminuindo a eficiência de remoção de matéria orgânica, passando a funcionar como uma simples caixa de passagem.
- Foram registradas ótimas eficiências na remoção de sólidos suspensos no efluente dos filtros aeróbios intermitentes de areia, conferindo-lhes um excelente aspecto para reusos urbanos nas suas mais variadas finalidades para o parâmetro em questão.
- Os filtros aeróbios de areia mostraram-se eficientes na remoção dos nutrientes, mostrando boa capacidade de nitrificação, revelada nas concentrações de nitratos (28,31 mg/L e 19,41 mg/L) em FA1 e FA2 respectivamente.
- As diferentes taxas de aplicação nos dois filtros aeróbios intermitentes de areia influenciaram no processo de nitrificação.

## 7 REFERÊNCIAS

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR7229. **Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos**. Rio de Janeiro, 1993.15p

ABNT.ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 13969. **Tanques sépticos: unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos, projeto, construção e operação**. Rio de Janeiro, 1997. 60p

ABREU, L.M. Aspectos microbiológicos de los procesos de nitrificación-denitrificación. In: TALLER Y SEMINARIO LATINO-AMERICANO DE TRATAMIENTO ANAERÓBIO DE ÁGUAS RESIDUALES 3.1994. Montevideo, Uruguay. **Anais ...** p. 55-63. 1994.

ALÉM SOBRINHO, P.; SAID, M. A. Decanto digestor e filtro anaeróbio, experiência de campo. Proposições para alteração do método de dimensionamento do filtro anaeróbio proposto pela NBR 7229. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. 1991. **Anais...ABES**. p. 202-224, 1991.

ALMEIDA, S. A. B.de. **Contribuição à aplicação de coeficientes de consumo em projetos de abastecimento de água e esgotamento sanitário em comunidades urbanas de baixa renda no nordeste do Brasil – Estudo de caso**. 2007. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental). Centro de Tecnologia e Recursos Naturais da Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2007.

ANDERSON, D.L.; SIEGRIST, R.L.; OTIS, R.J.. **Technology assessment of intermittent sand filters**. USEPA - Municipal Environ. Res. Lab. Cincinnati, OH. 1985.

ANDRADE NETO, C.O.; VAN HAANDEL A.C.; MELO, H.N.S. O Uso do Filtro Anaeróbio para Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios no Brasil. In: SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 10. 2002, Braga, Portugal. **Anais ...** Braga: APESB/APRH/ABES, 2002. CD-ROM.

ANDRADE NETO, C. O. et al. Filtro anaeróbio. In: CAMPOS, J. R. **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no lodo**. Rio de Janeiro, Projeto PROSAB, 1999, 140p.

Andrade Neto, C. O, et al. Decanto-digestores. In: Campos, J.R (Coord.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES,PROSAB, p.117-138,1999.

ANDRADE NETO, C. O. et al. Filtros Anaeróbios com Enchimento de Diferentes Materiais. p.75-86. In: CHERNICHARO, C. A. L. (Coord.). **Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios**: coletânea de trabalhos técnicos. Belo Horizonte, Projeto PROSAB,2000. 220p

ANDRADE NETO, C.O. **Sistemas Simples para Tratamento de Esgotos Sanitários**. Experiência Brasileira. Rio de Janeiro:ABES,1997. 301p.

ANDRADE NETO, C. O.; MELO, H. N. S.; ABUJAMRA, R. C. P. Utilização de água residuária tratada em sistemas hidropônicos.In: WORKSHOP USO E REÚSO DE ÁGUAS DE QUALIDADE INFERIOR,2005, Uso e reúso de águas: Realidades e perspectivas.Campina Grande. **Anais...** Campina Grande: UFCG; UEPB,2005, cap. 8. CD-ROM

APILÁNEZ, I.; GUTIERREZ, A.; DIAZ, M. Effect of surface materials on initial biofilm development.**Bioresource Technology**, v. 66, n. 3, p. 225-230, December 1998.

ARAÚJO, R. E. C. L. **Estudo do desempenho de um sistema de lagoas de estabilização no tratamento de águas residuárias de bairros populares (Glória I, Glória II, Jardim América e Belo Monte) da cidade de Campina Grande, Paraíba**. 96f. 2007. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande.

ÁVILA, R. O. **Avaliação do desempenho de sistemas tanque séptico-filtro anaeróbio com diferentes tipos de meio suporte**. 166f. 2005. Dissertação (Mestrado Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

BARNES, D.; BLISS, P. J. **Biological control of nitrogen in wastewater treatment**.London: E& F. N. Spon, 1983.

BORGES, K. L. **O uso de tanques sépticos na cidade de Araguari-MG**. ASSEMBLÉIA NACIONAL DA ASSEMAE, 35. Belo Horizonte: ASSEMAE, 2005.

BRASIL, 2011. Ministério da Fazenda. **Monitorização das Doenças Diarreicas Agudas - MDDA**. 2011. Disponível em: <[http://portal.saude.gov.br/portal/arquivos/pdf/tabela\\_casos\\_dda\\_04\\_10\\_11.pdf](http://portal.saude.gov.br/portal/arquivos/pdf/tabela_casos_dda_04_10_11.pdf)>. Acesso em: 13 setembro 2012.

BRASIL. FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE. **Manual de Saneamento**. Ministério da Saúde. Brasília, 2004.

BORGES, N. B. **Caracterização e pré-tratamento de lodo de fossas e de tanques sépticos**.2009.Dissertação (Mestrado Engenharia Civil) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

BRASIL. Ministério de Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Resolução n. 357. **Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências**.2005.

CAIXA d'água em polietileno. Disponível em: <<http://www.fortlev.com.br/produto/11>>. Acesso em: 20 set. 2012.

CAMPOS, J.R. **Alternativas para Tratamento de Esgotos**: pré-tratamento de águas para abastecimento. Americana: Assemae, Consórcio Intermunicipal das Bacias dos Rios Piracicaba e Capivari, 1994. 112p.

CAMPOS, J.R. (Coord.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro:PROSAB,1999, 435 p.

CAMPOS, J. R. (Coord.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. São Carlos: ABES. 2000.Coletânea de trabalhos técnicos,Projeto PROSAB.

CÁNEPA DE VARGAS, Lúcia. **Manual I: teoría y evaluación**. In: Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS). Tratamiento filtración lenta. Lima: CEPIS, 1992. p.1-68.

CARLSON, C. A.et al. **Overland flow Treatment of wastewater**. Vicksburg, U. S. Army Engineer Waterways Experiment Station, 1974.

CHERNICHARO, C. A. L. (Coord.). **Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios**: coletânea de trabalhos técnicos. Belo Horizonte, Projeto PROSAB, 2000. 220p.

CHERNICHARO C.A.L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**: biodigestores anaeróbios. Belo Horizonte: UFMG, 1997. 246p.

CHERNICHARO, C.A.L. **Reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: Ed. UFMG, 2007.

CÂMARA, A. C. J.; INGUNZA, M. P. D.; MENESES, C. G. R. Avaliação dos tanques sépticos como sistemas de tratamento de águas residuárias em áreas tropicais. CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERÍASANITARIA Y AMBIENTAL. 28. 2002. Cancún, México. **Anais...** ABES, 2002.

CONTREIRAS, F.; DULTRA, F. A.; COHIM, E. H. B.; KIPERSTOK, A. Reuso de esgotos tratados com filtro intermitente de areia. CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. 23. 2005. Campo Grande. **Anais...**ABES: Campo Grande, 2005.

CRITES, R., AND G. TCHOBANOGLIOUS 1998.**Small and Decentralized Wastewater Management Systems**. McGraw-Hill. Disponível em: <[http://books.google.com.br/books/about/Small and decentralized wastewater management.html?id=yx9SAAAAMAAJ&redir\\_esc=y](http://books.google.com.br/books/about/Small_and_decentralized_wastewater_management.html?id=yx9SAAAAMAAJ&redir_esc=y)>.

CUNHA, C. A. G. **Análise de eficiência de um sistema combinado de alagados construídos na melhoria da qualidade das águas**. São Carlos: Universidade de São Paulo, 2006. 157p. Tese(Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Escola de Engenharia de São Carlos, 2006.

CERVANTES-CARRILLO, F. Avances en la Eliminación Biológica del Nitrógeno de las Aguas Residuales. **Revista Latinoamericana de Microbiología**, v. 42, p.73-82. 2000.

CHERNICHARO, C. A.; VON SPERLING, M. Tendências no tratamento simplificado de águas residuárias, domésticas e industriais. Tópicos de relevância. In: SEMINÁRIO INTERNACIONAL TENDÊNCIAS NO TRATAMENTO SIMPLIFICADO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS. Belo Horizonte, **Anais...**Belo Horizonte, MG: DESA/UFMG, 1996. p. 3-11. MG, 1996.

CHERNICHARO, C.A.L. **Reatores anaeróbios**: princípios do tratamento biológico de águas residuárias .Belo Horizonte:DESA-UFMG, 1997, 245p.v.5

CHERNICHARO, C.A.L. **Reatores Anaeróbios**: princípios do tratamento biológico de águas residuárias. 2.ed. Belo Horizonte: SEGRAC. 2007.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B. **Métodos e técnicas de tratamento de água**.2. ed. São Carlos: Rima, p. 792, 2005.

DRIVER, C.H. et al. **Assesment of effectiveness and effects of land disposal methodologies of water management**.Washington: Department of the Army Corps of Engineers, 1972.

DULTRA, F. A. **Aplicação da filtração intermitente em leito de areia e de escória da metalurgia do cobre no tratamento de esgotos com ênfase em reuso**.2007.Dissertação (Mestrado em Produção Limpa) - Escola Politécnica, Universidade Federal da Bahia. Salvador.

FORESTI, E. et. al. **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999.

FORESTI, E. et al.Horizontal-flow anaerobic immobilized sludge (HAIS) reactor for paper industry wastewater treatment. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v. 12, p. 235-239, 1995.

GALVÃO JÚNIOR, A. C.; MORENO, J.; MAGALHÃES, C. A. C. Avaliação dos Sistemas de Tratamento por Decanto-digestores Seguidos de Filtros Anaeróbios, em Comunidades Atendidas pela Unidade de Negócio do Médio Tietê – SABESP. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. 21. 2001. João Pessoa. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 2001. CD-ROM.

GONÇALVES, R. F. et al. Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios por Reatores com Biofilme.In: CHERNICHARO, C. A. L. (coord.) **Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios**. Belo Horizonte: Projeto PROSAB, p.171-278,2001.

GONÇALVES, R. F. et al. **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por reatores com biofilme**. Disponível em: <<http://www.finep.gov.br/prosab/livros/ProsabCarlos/Cap-4.pdf>>. Acesso em: 10 set. 2012.

GONÇALVES, C. P. **Impacto do lançamento de lodo de tanques/fossas sépticas em estação de tratamento de esgoto com reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB)**. 2008. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos), Universidade de São Paulo, São Paulo.

GRADY JR., C. P. L.; DAIGGER, G. T.; LIM, H. C. Biological Wastewater Treatment. 2. ed. Nova York: Marcel Dekker, 1999. GUJER, W.; ZEHNDER, A.J.B. Conversion processes in anaerobic digestion. **Wat.Sci. Tech.**, v.15, p.127-167, 1983.

HARTMANN, C. M. et al. Definições, histórico e estimativas de geração de lodo séptico no Brasil. In: ANDREOLI, C. V. (coord.). **Lodo de fossa séptica, lodo de fossa e de tanque séptico**: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final. Rio de Janeiro: ABES, 2009. p. 24-40, Cap. 2.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico**. 2000. Disponível em: <www.ibge.gov.br>. Acesso em: 25 nov. 2011.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico**. 2010. Disponível em: <www.ibge.gov.br>. Acesso em: 10 set. 2012.

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

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 4 Edição. Ed. Segrac. Rio de Janeiro. 932p. 2005.

JORDÃO, E. P.; JÚNIOR, V. **Tratamento de Esgotos Sanitários em Empreendimentos Habitacionais**. Alternativas tecnológicas. Habitação Social Sustentável. Rio de Janeiro, 2009.

KASPAR, H.F.; WUHRMAN, K. Kinetic Parameters and Relative Turnovers of Some Important Catabolic Reactions in Digesting Sludge. **Applied Environmental Microbiology**, n. 36, p.1-7, 1978.

KAWANO, M.; HANDA, R. M. **Filtros biológicos e biodiscos**. Semana de Estudos de Engenharia Ambiental, 6. 2008. Irati. Disponível em: <http://www.unicentro.br/graduacao/deamb/semana\_estudos/pdf\_08/FILTROS%20BIOL%20GICOS%20E%20BIODISCOS.pdf>. Acesso: 25 jul. 2012.

LAZAROVA, V. E MANEM, J. Advance in biofilm aerobic reactors ensuring effective biofilm activity control. INTERNATIONAL CONF. SPECIALIZED ON BIOFILM REACTORS, 2. 1993. Paris. **Anais...** Paris, p. 411 – 420, 1993.

MEIRELES, A.; KIPERSTOK, A.; COHIM, E. **Filtro intermitente para remoção de patógenos de efluente de UASB**. CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. 23. 2005. Campo Grande. **Anais...** ABES, 2005.

MEIRELES, A.; KIPERSTOK, A.; COHIM, E. Remoção de sólidos suspensos e de efluente de UASB com filtro intermitente em leito de areia - FILA. CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. 24. 2007. Belo Horizonte. **Anais...** ABES: Belo Horizonte, 2007.

MELO, V. O.; AZEVEDO NETTO, J. M. **Instalações Prediais Hidráulico – Sanitárias**. São Paulo: Edgard Blücher Ltda, 1988.

MELO, H. N. S (Coord.). Uso de Esgoto Tratado em Hidroponia. In: \_\_\_\_\_. **Utilização de Esgotos Tratados em Fertirrigação, Hidroponia e Psicultura**. PROSAB 3, 2003.

MENORET, C. **Traitement D’Effluents Concertres par Cultures Sur Gravier ou Pouzzolane**. 151 p. These (Doctorat) Université de Montpellier II. 2001.

MÉNORET, C. et al. Use of recycling through medium size granular filters to treat small food processing industry effluents. **Water Science Technology**, v. 45, n.12, p. 225–232, 2002.

METCALF; EDDY. **Wastewater Engineering: treatment, disposal and reuse**. New York: McGraw-Hill, 2003. 1334 p.

METCALF & EDDY, INC.. **Wastewater engineering. Treatment, disposal and reuse**. 3rd edition. McGraw-Hill. Nova York., 1991, 1334 p.

MORRISON, G. et al. Assessment of the impact of point source pollution from the Keiskammahoek Sewage Treatment Plant on the Keiskamma River – pH, electrical conductivity, oxygen demanding substance (COD) and nutrients. **Water SA.**, v.27, p.475-480, 2001.

NASCIMENTO, M.C.P., CHERNICHARO, C.A.L.; BEJAR, D.O. **Filtros Biológicos Aplicados ao Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores UASB**. PROSAB (coletânea de trabalhos técnicos), v.1, p.107-118. 2000.

ODJADJARE, E.; OKOH, A. Physicochemical quality of an urban municipal wastewater effluent and its impact on the receiving environment. **Environmental Monitoring and Assessment**, v.170, p.383-394, 2010.

OLIVEIRA, R. de **Contribuição ao Estudo de Tanques Sépticos**. 1983. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande.

PAGANINI, W. S. **Disposição de Esgotos no Solo: (escoamento a superfície)**. São Paulo: Fundo Editorial da AESABESP, 1997.

PESSOA, C.A.; JORDÃO, E.P. **Tratamento de esgotos domésticos: concepções clássicas de tratamento de esgotos**. 2. ed. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental: BNH, 1982. 536 p.

PETERS, R.W.; ALLEMAN, J.E. **The history of fixed film wastewater treatment systems**. Proceedings of the 1st International Conference on Fixed-Film Systems, Kings Island, Ohio, p. 60-88, 1982.

PILOTTO, J. S. **Contribuições para modelagem matemática do comportamento dos tanques sépticos para remoção de matéria orgânica**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) - Universidade Federal do Paraná. Curitiba. 2004.

RYHINER, G. , BIROU, B. and GROS, H. The use of submerged structured packings in biofilm reactors for wastewater treatment. **Water Science and Technology**, v. 26,n.3-4, p.723-31, 1992

RODGERS, M.; ZHAN, X.-M.; GALLAGHER, B. A pilot plant study musing a vertically moving biofilm process to treat municipal wastewater. **Bioresource Technology**, v.89, p.139-143, 2003.

SILVA, E. H. B. C. **Polimento de efluente de UASB com filtros intermitentes de areia**.2006. Dissertação (Mestrado em Gerenciamento e Tecnologias Ambientais no Processo Produtivo) - Escola Politécnica, Universidade Federal da Bahia. Salvador.

SALES, R. Cinética de degradação de efluente têxtil por biofilme em leito fluidizado trifásico aeróbio. 1999. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

TONETTI et al. Remoção de matéria orgânica, coliformes totais e nitrificação no tratamento de esgotos domésticos por filtros de areia. **Eng. Sanit. Ambient.**, Rio de Janeiro, v.10, n.3, july/sept. 2005.

USEPA — U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Process Design Manual**: on site wastewater treatment systems manual. February, 2000.

VAN HAANDEL, A.C.; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos: um manual para regiões de clima quente**. Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, 1994, 232p

VON SPERLING, M. Princípios básicos do tratamento de esgotos. 1a edição. Belo Horizonte: UFMG, 1997.

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

VON SPERLING, M. Princípios básicos do tratamento de esgotos. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais. 1996.

VON SPERLING, M. Lagoas de Estabilização. 2. ed. 2 reimp., UFMG/DESA, Belo Horizonte, 2006. v.3

WEI, X.M.; LIN, C.; DUAN, N.; PENG, Y.X.; YE, Z.Y. **Application of aerobic biological filter for treating swine farms wastewater.** International Society for Environmental Information Sciences 2010. Annual Conference (ISEIS).

WHO. World Health Organization. Global Water Supply and Sanitation Assessment 2000 Report. World Health Organization and United Nations Children's Fund, 2000, 87p.

WITKOVSKI, A.; VIDAL, C. M. S. Proposição de sistema de tratamento de esgoto sanitário constituído de tanque séptico seguido de zona de raízes para ser implementado em pequenas comunidades rurais. **Revista Eletrônica Lato Sensu**, 2009. ISSN: 1980-6116.

ZINDER, S.H.; KOCH, M. Non-aceticlastic Methanogenesis from Acetate: AcetateOxidation by a Thermophilic Syntrophic Coculture. **Arch. Microbiol.**138, p.263-272, 1984.