



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

**JÚLIA KARLA DE ALBUQUERQUE MELO**

**PÓS – TRATAMENTO DE EFLUENTE DE REATOR UASB EM FILTRO  
ANAERÓBIO SUBMERSO E FILTRO DE AREIA DE FLUXO INTERMITENTE**

**CAMPINA GRANDE – PB**

**2013**

JÚLIA KARLA DE ALBUQUERQUE MELO

**PÓS – TRATAMENTO DE EFLUENTE DE REATOR UASB EM FILTRO  
ANAERÓBIO SUBMERSO E FILTRO DE AREIA DE FLUXO INTERMITENTE**

Dissertação apresentada ao Mestrado de  
Ciência e Tecnologia Ambiental da  
Universidade Estadual da Paraíba, em  
cumprimento às exigências para  
obtenção do título de mestre.

ORIENTADOR: Prof. Dr. JOSÉ TAVARES DE SOUSA

CAMPINA GRANDE – PB

2013

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

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL-UEPB

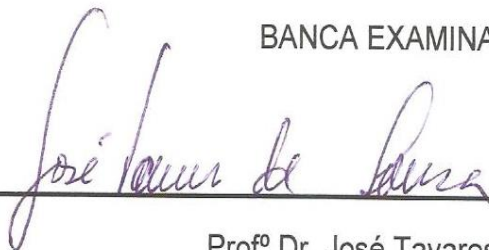
|       |                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                             |
|-------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| M528p | <p>Melo, Júlia Karla de Albuquerque.</p> <p>Pós-tratamento de efluentes de reator UASB em filtro anaeróbio submerso e filtro de areia de fluxo intermitente. [manuscrito] / Júlia Karla de Albuquerque Melo. – 2013.</p> <p>73 f. : il. color.</p> <p>Digitado</p> <p>Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental), Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual da Paraíba, 2013.</p> <p>“Orientação: Prof. Dr. José Tavares de Sousa, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental.”</p> <p>1. Tratamento de efluentes. 2. Tratamento descentralizado. 3. Nitrificação. I. Título.</p> <p>21. ed. CDD 628.3</p> |
|-------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|

JÚLIA KARLA DE ALBUQUERQUE MELO

**PÓS – TRATAMENTO DE EFLUENTE DE REATOR UASB EM FILTRO  
ANAERÓBIO SUBMERSO E FILTRO DE AREIA DE FLUXO INTERMITENTE**

DISSERTAÇÃO APROVADA EM 28 DE MARÇO DE 2013

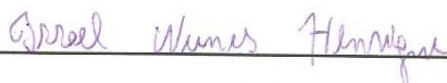
BANCA EXAMINADORA



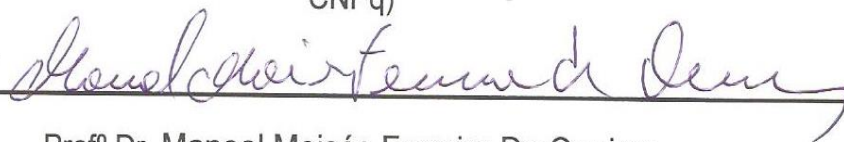
Profº Dr. José Tavares De Sousa  
(Orientador – Universidade Estadual Da Paraíba)



Profº Dr. Wilton Silva Lopes  
(Examinador Interno – Universidade Estadual Da Paraíba)



Prof º Dr. Israel Nunes Henrique  
(Examinador Externo – Bolsista do Programa Nacional de Pós-Doutorado do  
CNPq)



Profº Dr. Manoel Moisés Ferreira De Queiroz  
(Examinador Externo – Universidade Federal de Campina Grande)

CAMPINA GRANDE  
2013

## DEDICATÓRIA

*Ao amor incondicional da minha Mãe (in memorian), pelos sacrifícios e lições, pelos trabalhos árduos realizados acreditando em mim. Deixou um legado em minha vida, a planejou antes mesmo de eu ter conhecimento de tudo que viria pela frente. Você é meu exemplo de força, coragem e perseverança e tantas outras qualidades que me fazem ter orgulho de ser sua filha. Mãe, a caminhada é longa, e isso é só o começo.*

## AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar a Deus, que se fez presente todos os dias da minha vida, me segurando em seus braços quando eu quis fraquejar e sussurrando em meu ouvido que o melhor ainda está por vir.

A minha Mãe-pai, Maria dos Prazeres (*in memoriam*), que esteve me guiando e me aconselhando ao lado de Deus. Eu sinto sua presença desde sempre minha mãezinha.

Ao meu Alex Xavier, por ter sido meu companheiro assíduo em mais uma etapa, por dispor de uma infinita vontade de ajudar e melhorar minha vida, por me aparar com tanto carinho frente a momentos difíceis, e por sua doce companhia em momentos alegres, além de sua compreensão, paciência e palavras de incentivo. Você é minha vida, te amo meu esposo.

Destacando o afeto a minha família, Tia-mãe Jovem, Tio Vavá e minhas primas-irmãs Nathalia e Nathally, que me deram suporte mesmo de longe, me estimulando a sempre continuar em frente. A minha sogra-mãe Vera Maria, meu sogro Afonso Ligório, meus cunhados Viviane e Wallace pelas vibrações positivas e palavras de apoio, sempre que precisei. A todos vocês meu imenso amor, meu muito obrigada!

Meus sinceros agradecimentos, ao meu orientador José Tavares, pelo muito que me ensinou, pela alegria, entusiasmo, paciência e estímulo ao longo de toda pesquisa.

Aos amigos e colegas de laboratório, em especial a Catarina, Vagner e Aline, pelas ajudas, trocas de conhecimentos e principalmente pelas boas risadas, tornando mais fácil o cumprimento desta etapa. À Junior que projetou o sistema experimental e Israel por prestar assistência continua, sempre ajudando a solucionar os problemas operacionais que surgiram.

À CAPES pela bolsa de mestrado concedida.

E a todos que, contribuíram de alguma forma para realização desse trabalho.

"Talvez não tenhamos conseguido fazer o melhor.  
Mas lutamos para que o melhor fosse feito.  
Não somos o que deveríamos ser,  
Não somos o que iremos ser, mas graças a Deus não somos o que éramos".

(Martir Luther King)

## RESUMO

O uso de reatores UASB para o tratamento de efluentes domésticos é considerado uma tecnologia consolidada, no entanto, mesmo apresentando eficiência de remoção relativamente considerável em matéria orgânica, raramente atende a diversos outros parâmetros estabelecidos pela legislação ambiental. A presente pesquisa investigou o desempenho do pós-tratamento de efluente de reator UASB em filtro anaeróbio (FAN) e filtro de areia de fluxo intermitente (FaFint), com a finalidade de avaliar a remoção de matéria orgânica, sólidos em suspensão, organismos patogênicos e manter as formas de nitrogênio, com intuito de obter um efluente para o reúso agrícola. O sistema experimental foi constituído de um reator UASB seguido de filtro anaeróbio e filtro de areia de fluxo intermitente. O sistema experimental foi operado com vazão média diária de esgoto doméstico de 630 L/dia. Para o FaFint a alimentação ocorreu por meio de um sifão, que funcionou por 3 ciclos diários com vazão de 105 L/ciclo. A remoção média do reator UASB foi de 63% de DQO bruta, com remoção final de DQO bruta no efluente final do FAN e FaFint de 80 e 86%, respectivamente. A remoção de sólidos suspensos totais e voláteis foi de 88% no efluente final do FAN. Enquanto o FaFint removeu 90 e 91% de sólidos suspensos totais e voláteis, respectivamente. Satisfatória nitrificação foi conseguida no FaFint, produzindo efluente final com 34 mgN-NO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup> e 8 mgN-NTK.L<sup>-1</sup> e 99,5% de remoção de ovos de helmintos. Os sistemas experimentais estudados apresentaram eficiência satisfatória na remoção de matéria orgânica, sólidos em suspensão, sendo, portanto, sistemas adaptáveis a pequenas comunidades, podendo possibilitar o reúso do efluente na agricultura.

**Palavras-chave:** remoção de matéria orgânica, tratamento descentralizado, nitrificação.



## ABSTRACT

The use of UASB reactors for the treatment of domestic sewage is considered a consolidated technology, however, even with relatively large removal efficiency of organic matter, rarely attending several other parameters established by environmental agencies. The research investigated the performance of the post-treatment of UASB reactor effluent in anaerobic filter (FAN) and sand filter of intermittent flow (FaFint), with the purpose of evaluate the removal of organic matter, suspended solids, pathogenic organisms and keep the forms of nitrogen, in order to obtain an effluent for agricultural reuse. The experimental system consisted of a UASB reactor followed by anaerobic filter and sand filter of intermittent flow. The experimental system was operated with average daily flow of sewage of 630 L/day. For the FaFint feeding occurred through a siphon, that operated for 3 cycles with daily flow of 105 L/cycle. The average removal of the UASB reactor was 63% of COD gross, with final removal of COD gross in the effluent end of the FAN and FaFint of 80 and 86%, respectively. The removal of total suspended solids and volatile was 88% in the final effluent of FAN. While the FaFint removed 90 and 91% of total suspended solids and volatile, respectively. Satisfactory nitrification was obtained on the FaFint, producing the final effluent with  $34 \text{ mgN-NO}_3\text{.L}^{-1}$  and  $8 \text{ mgNTK.L}^{-1}$  and 99,5% of removal helminth eggs. The experimental systems studied showed satisfactory efficiency in removing organic matter, solids in suspension, being, thus, adaptive systems to small communities, can enable the reuse of effluents in agriculture.

**Keywords:** removal of organic matter, decentralized treatment, nitrification.

## LISTA DE TABELAS

|                                                                                                                                                                |    |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| <b>Tabela 1</b> – Critérios para o dimensionamento do filtro de areia de fluxo intermitente                                                                    | 25 |
| <b>Tabela 2</b> – Características da areia .....                                                                                                               | 36 |
| <b>Tabela 3</b> – Características físicas e operacionais dos reatores .....                                                                                    | 37 |
| <b>Tabela 4</b> – Distribuição temporal dos ciclos aplicados.....                                                                                              | 38 |
| <b>Tabela 5</b> – Parâmetros analisados no experimento .....                                                                                                   | 39 |
| <b>Tabela 6</b> – Valores médios, desvio padrão, coeficientes de variação e eficiência de remoção de DQO durante a primeira fase de operação.....              | 41 |
| <b>Tabela 7</b> – Valores médios, desvio padrão, coeficiente de variação e eficiência de remoção de sólidos suspensos durante a primeira fase de operação..... | 46 |
| <b>Tabela 8</b> – Valores médios, desvio padrão, coeficiente de variação e eficiência de remoção dos compostos nitrogenados na primeira fase de operação. .... | 49 |
| <b>Tabela 9</b> – Valores de pH e alcalinidade total nas duas fases de operação dos sistemas experimentais .....                                               | 54 |
| <b>Tabela 10</b> – Valores de fósforo total e ortofosfato referentes às duas fases de operação dos sistemas experimentais. ....                                | 56 |
| <b>Tabela 11</b> – Concentrações de ovos de helmintos do esgoto bruto e efluentes dos reatores. ....                                                           | 57 |

## LISTA DE FIGURAS

|                                                                                                                                                                                                       |    |
|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| <b>Figura 1</b> – Esquema do sistema experimental.....                                                                                                                                                | 33 |
| <b>Figura 2</b> – Detalhamento do filtro anaeróbio submerso .....                                                                                                                                     | 34 |
| <b>Figura 3</b> – Detalhamento do filtro de areia de fluxo intermitente .....                                                                                                                         | 35 |
| <b>Figura 4</b> – Desenho esquemático do sistema experimental. ....                                                                                                                                   | 36 |
| <b>Figura 5</b> – Hidrograma das vazões aplicadas diariamente e controladas por temporizador .....                                                                                                    | 38 |
| <b>Figura 6</b> – Concentrações de DQO bruta (A) e filtrada (B) no EB, efluente do reator UASB, efluente do FAN e efluente do FAFint correspondente à segunda fase de monitoramento .....             | 42 |
| <b>Figura 7</b> – Concentrações de sólidos suspensos totais (A) e voláteis (B) no EB, efluente do reator UASB, efluente do FAN e efluente FAFint correspondente à segunda fase do monitoramento ..... | 46 |
| <b>Figura 8</b> – Concentrações de N-NTK (A) e N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (B) no EB e efluente dos reatores na segunda fase de operação .....                                                     | 50 |
| <b>Figura 9</b> – Comportamento da nitrificação no filtro de areia na segunda fase.....                                                                                                               | 51 |

## LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

|                   |                                                                                     |
|-------------------|-------------------------------------------------------------------------------------|
| ABNT              | Associação Brasileira de Normas Técnicas                                            |
| CaCO <sub>3</sub> | Carbonato de Cálcio                                                                 |
| CAGEPA            | Companhia de Águas e Esgotos da Paraíba                                             |
| CH <sub>4</sub>   | Gás metano                                                                          |
| CO <sub>2</sub>   | Dióxido de Carbono                                                                  |
| CONAMA            | Conselho Nacional do Meio Ambiente                                                  |
| CV                | Coeficiente de Variância                                                            |
| CU                | Coeficiente de uniformidade                                                         |
| DBO <sub>5</sub>  | Demanda Bioquímica de Oxigênio                                                      |
| DQO               | Demanda Química de Oxigênio                                                         |
| DP                | Desvio Padrão                                                                       |
| D <sub>10</sub>   | Diâmetro efetivo, correspondente a 10% em peso total das partículas menores que ele |
| D <sub>60</sub>   | Diâmetro efetivo, correspondente a 50% em peso total das partículas menores que ele |
| EB                | Esgoto Bruto                                                                        |
| EXTRABES          | Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgotos Sanitários                  |
| FaFint            | Filtro de areia de fluxo intermitente                                               |
| FAN               | Filtro Anaeróbio submerso                                                           |
| Máx               | Máximo                                                                              |
| Med               | Mediana                                                                             |
| Mín               | Mínimo                                                                              |

|                          |                                                                                        |
|--------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------|
| NBR                      | Associação Brasileira de Normas Técnicas                                               |
| $\text{N-NH}_4^+$        | Nitrogênio Amoniacal                                                                   |
| $\text{N-NH}_4\text{Af}$ | Nitrogênio Amoniacal Afluente                                                          |
| $\text{N-NH}_4\text{Ef}$ | Nitrogênio Amoniacal Efluente                                                          |
| $\text{N-NO}_2^-$        | Nitrogênio como Nitrato                                                                |
| $\text{N-NO}_3^-$        | Nitrogênio como Nitrito                                                                |
| N-NTK                    | Nitrogênio Total Kjeldahl                                                              |
| N-NTKAf                  | Nitrogênio Total Kjeldahl Afluente                                                     |
| N-NTKEf                  | Nitrogênio Total Kjeldahl Efluente                                                     |
| N-org                    | Nitrogênio Orgânico                                                                    |
| pH                       | Potencial Hidrogeniônico                                                               |
| $\text{P-PO}_4^-$        | Ortofosfato                                                                            |
| PVC                      | Policloreto de Polivinila                                                              |
| Q1                       | Primeiro Quartil                                                                       |
| Q3                       | Terceiro Quartil                                                                       |
| SS                       | Sólidos suspensos                                                                      |
| SST                      | Sólidos Suspensos Totais                                                               |
| SSV                      | Sólidos Suspensos Voláteis                                                             |
| TDH                      | Tempo de Detenção Hidráulica                                                           |
| UASB                     | Reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) |
| USEPA                    | United States Environmental Protection Agency                                          |

## SUMÁRIO

|                                                               |           |
|---------------------------------------------------------------|-----------|
| <b>1 INTRODUÇÃO .....</b>                                     | <b>14</b> |
| <b>2 OBJETIVOS.....</b>                                       | <b>13</b> |
| 2.1 OBJETIVO GERAL .....                                      | 15        |
| 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....                                | 15        |
| <b>3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....</b>                           | <b>17</b> |
| 3.1 TRATAMENTO DESCENTRALIZADO DE ESGOTOS.....                | 17        |
| 3.2 REATOR ANAERÓBIO DE FLUXO ASCENDENTE E MANTA DE LODO..... | 18        |
| 3.3 FILTRO ANAERÓBIO .....                                    | 19        |
| 3.3.1 Configuração do reator.....                             | 21        |
| 3.3.2 Meio suporte.....                                       | 21        |
| 3.4 FILTRO DE AREIA DE FLUXO INTERMITENTE.....                | 22        |
| 3.4.1 Aspectos construtivos.....                              | 24        |
| 3.4.2 Aspectos operacionais .....                             | 28        |
| 3.4.2.1 Taxa de aplicação e Distribuição do afluente .....    | 28        |
| 3.4.2.2 Período de repouso .....                              | 31        |
| 3.5 COLMATAÇÃO .....                                          | 32        |
| <b>4 MATERIAL E MÉTODOS .....</b>                             | <b>34</b> |
| 4.1 SISTEMA EXPERIMENTAL .....                                | 34        |
| 4.2 DESCRIÇÃO DOS REATORES .....                              | 37        |
| 4.3 OPERAÇÃO E ALIMENTAÇÃO DO SISTEMA .....                   | 39        |
| 4.4 PARTIDA DO REATOR UASB.....                               | 39        |
| 4.5 ANÁLISES FÍSICO – QUÍMICA E MICROBIOLÓGICAS.....          | 39        |
| 4.6 ANÁLISE ESTATÍSTICA.....                                  | 40        |
| <b>5 RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>                         | <b>42</b> |
| 5.1 DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO .....                         | 42        |
| 5.2 SÓLIDOS EM SUSPENSÃO .....                                | 46        |
| 5.3 COMPOSTOS NITROGENADOS .....                              | 49        |

|                                      |           |
|--------------------------------------|-----------|
| 5.4 pH E ALCALINIDADE.....           | 55        |
| 5.5 FÓSFORO TOTAL E ORTOFOSFATO..... | 57        |
| 5.6 OVOS DE HELMINTOS.....           | 58        |
| 5.7 OUTROS ASPECTOS.....             | 59        |
| <b>6 CONCLUSÕES.....</b>             | <b>61</b> |
| <b>7 RECOMENDAÇÕES.....</b>          | <b>62</b> |
| <b>REFERÊNCIAS.....</b>              | <b>63</b> |

## 1 INTRODUÇÃO

A pressão sobre os recursos hídricos causados pela urbanização acelerada, crescimento populacional, gestão e disposição de águas residuárias inadequadas são algumas questões a serem resolvidas com estratégias alternativas e inovadoras, que devem estar em harmonia com as tendências recentes na gestão de água. Uma dessas estratégias é a descentralização do tratamento de águas residuárias (BERNAL e RESTREPO, 2012).

Os conceitos de saneamento sustentável e descentralizado focam no tratamento e reciclagem de recursos presentes no esgoto doméstico. O maior desafio na aplicação dessa estratégia é a adoção de tecnologias para o tratamento de águas residuárias de baixo custo, que maximize a eficiência do tratamento e o beneficiamento na reciclagem da água, assegurando as recomendações previstas nas normas de segurança e saúde, relativas à reutilização de efluentes tratados (BDOUR et al., 2009; ROELEVELD e ZEEMAN, 2006).

O tratamento anaeróbio dispõe de vantagens como economia no processo, baixa produção de lodo excedente e lodo estabilizado, simplicidade operacional, baixo requerimento de área e baixa necessidade de nutrientes. No entanto, os reatores anaeróbios não produzem efluentes que atendam os padrões estipulados pela legislação ambiental. Apenas tratam parcialmente o esgoto, produzindo um efluente constituído de um residual de matéria orgânica, sólidos em suspensão e nutrientes (CHERNICHARO, 2007).

Portanto, é necessário um pós-tratamento como forma de adequá-lo aos padrões desejados para o lançamento, com finalidade de completar a remoção da matéria orgânica, bem como proporcionar a remoção de constituintes pouco afetados no tratamento anaeróbio, como nutrientes (nitrogênio e fósforo) e organismos patogênicos (CHERNICHARO, 2007).

A escolha de um pós-tratamento depende fortemente das características do efluente a ser utilizado, bem como das normas estabelecidas pela legislação ambiental, no que diz respeito à reutilização de efluentes tratados ou descarregados no meio ambiente. O emprego de um tratamento anaeróbio seguido de pós-



tratamento proporciona boa relação custo-eficiência na recuperação de águas residuárias domésticas e nutrientes para produção agrícola. Por meio da combinação de métodos apropriados, com tratamento eficiente e geração de recursos reutilizáveis, estes podem ser alcançados (ROELEVELD e ZEEMAN, 2006).

De acordo com a NBR 13969 (1997), o filtro anaeróbio e filtro de areia são recomendados como forma de pós-tratamento com a finalidade de polir efluente oriundo, sobretudo, de unidades anaeróbias (ABNT, 1997). O pós-tratamento do efluente do reator UASB tem a finalidade de complementar a remoção de material orgânico e retenção de sólidos em suspensão, conservando as vantagens atribuídas ao tratamento anaeróbio e a mitigação dos efeitos negativos quando associado ao pós-tratamento.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 OBJETIVO GERAL**

Monitorar e comparar o desempenho de sistemas compostos por reator UASB seguido de filtro anaeróbio e reator UASB seguido de filtro de areia de fluxo intermitente, utilizados no tratamento de águas residuárias domésticas, buscando consolidar tecnologias apropriadas para tratamento descentralizado.

### **2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- Avaliar o desempenho do filtro anaeróbio submerso e do filtro de areia de fluxo intermitente como pós-tratamento de efluente em reator UASB.
- Comparar a robustez entre dos dois sistemas quanto às cargas orgânicas e nitrogenadas aplicadas.
- Investigar a eficiência da redução de ovos de helmintos nos efluentes produzidos.
- Comparar as eficiências dos dois sistemas de pós-tratamento quanto a remoção de DQO, sólidos suspensos e formas nitrogenadas.

### 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1 TRATAMENTO DESCENTRALIZADO DE ESGOTOS

Com a rápida urbanização e precipitação instável em períodos de seca, têm-se impulsionado a necessidade do uso de tecnologias descentralizadas. Esses sistemas, não só reduzem os efeitos negativos sobre o meio ambiente e a saúde pública, mas aumentam a reutilização final de águas residuárias dependendo do tipo de comunidade, opções técnicas e configurações locais. Desse modo, ajudam a recarregar os aquíferos subterrâneos mantendo o fluxo constante. Quando utilizados de forma eficaz, promovem o retorno de águas residuárias tratadas dentro da bacia hidrográfica de origem (MASSOUD et al., 2009; MANKAND e TAPSUMAN, 2011).

Os sistemas descentralizados de águas residuárias são descritos como sistemas instalados e operados para fornecer saneamento básico perto do ponto de geração do esgoto, seja oriundo de residências individuais ou agrupadas, comunidades isoladas e industriais. Sistemas como estes, tipicamente utilizam reduzidas tubulações para a coleta de pequenos volumes de esgotos contando com processos naturais, embora ocasionalmente contenham componentes mecânicos para coletar e dispersar efluentes resultantes no tratamento (EPA, 2004).

Por outro lado, os sistemas centralizados consistem na coleta do esgoto de várias localidades e o transporta para uma estação de tratamento, geralmente fora da área urbana, incluindo a descarga controlada de efluentes tratados em corpos receptores e gestão de resíduos de lodo (CRITES e TCHOBANOGLIOUS, 1998). Tradicionalmente, as principais aplicações de sistemas descentralizados são em áreas de difícil acesso para adoção dos sistemas centralizados, sejam por considerações técnicas ou econômicas (COOK, 2009).

Atualmente, com a compreensão crescente da população em busca da conservação de água e energia, os sistemas descentralizados são implementados a fim de reduzir os fluxos de tratamento centralizado e a reutilização de águas residuárias para aplicações não potáveis em nível de propriedade (COOK, 2009). Embora o desenvolvimento sustentável abranja uma ampla gama de critérios, incluindo fatores ambientais, técnicos e socioculturais, a economia é o critério mais

relevante na decisão na maioria dos países em desenvolvimento (MASSOUD et al., 2009; BERNAL e RESTREPO, 2012).

Os sistemas descentralizados são preferencialmente escolhidos para comunidades com baixas densidades populacionais dispersas em zonas rurais ou de difícil acesso (USEPA, 2005). A USEPA desenvolveu uma estimativa a fim de comparar custos para tratamento centralizado e descentralizado em uma hipotética comunidade rural, o estudo revelou que sistemas descentralizados são geralmente mais eficientes para gestão de águas residuárias (MASSOUD et al., 2009).

Ao considerar a aplicabilidade desses sistemas é importante reconhecer que as preocupações relacionadas à percepção de riscos a saúde representam as mais fortes limitações para uma maior aceitação da comunidade na adoção de sistemas alternativos. Um estudo realizado na Austrália e Reino Unido, a população em geral não se mostrou disposta a complementar o abastecimento de água com fontes locais envolvendo água reciclada (MANKAD e TAPSUWAN, 2011).

No entanto, nos Estados Unidos, Hartley (2006) ao demonstrar percepções de confiança sobre a aplicação de sistemas descentralizados e as ameaças ao meio ambiente, impulsionou o público a uma maior aceitação devido aos menores custos, confiabilidade na qualidade de água tratada e gestão local.

A USEPA (2005) afirma que embora existam inúmeras vantagens que justifiquem o uso de tratamento descentralizado, ainda existem desafios a serem superados relacionados ao mau funcionamento desses sistemas, como: contaminação bacteriana de lençóis freáticos e áreas recreativas, esgotos a céu aberto, tratamento inadequado de nutrientes – o que contribui para induzir o processo de eutrofização nas águas superficiais e subterrâneas.

Os métodos atuais de tratamento de águas residuárias descentralizadas são bem conhecidos, por um lado, o tratamento anaeróbio converte maior parte da matéria orgânica em gás metano, que se dissipa na atmosfera e, assim contribui para o aquecimento global. Consequentemente, liberam o nitrogênio e fósforo na forma de sais minerais em águas superficiais, tratamento este que não é nada ambientalmente agradável. Claramente os projetos atuais para o tratamento

descentralizado de esgotos ainda são insuficientes e desatualizados. Conceitos novos deveriam apontar para um saneamento mais abrangente possível com a minimização de emissões difusas como metano e nutrientes (VERSTRAETE et al., 2009).

Na gestão de águas residuárias há uma necessidade de mudança com o objetivo de melhorar a sustentabilidade desses sistemas. Esta abordagem inclui a integração de políticas sociais, econômicas e ambientais com práticas de gestão de águas pluviais, conservação de água e reutilização de efluentes tratados e recuperação de nutrientes. Esta abordagem pode ser aplicada ao tratamento de esgotos centralizados e descentralizados ou mesmo a combinação de ambos os sistemas (DAIGGER, 2009).

### 3.2 REATOR ANAERÓBIO DE FLUXO ASCENDENTE E MANTA DE LODO

A tecnologia anaeróbia já se encontra consolidada, dispondo de diversas características favoráveis para escolha desse processo, como: baixo custo, simplicidade operacional e baixa produção de sólidos. Com o incremento de pesquisas nessa área nos últimos anos, foram desenvolvidos “sistemas de alta taxa”, configurando-se substancialmente, pela elevada capacidade de retenção da biomassa ativa aliados a baixos tempos de detenção hidráulica (CHERNICHARO, 2007).

O uso dessa tecnologia para o tratamento de esgotos domésticos torna-se mais atrativa no Brasil por dispor de condições climáticas favoráveis. Uma das configurações mais difundidas dentre reatores anaeróbios de alta taxa é o reator de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB). Este reator apresenta relatos de experiências bem sucedidas em diversas localidades do Brasil, tais como: Paraná, Bahia, São Paulo, Minas Gerais e Distrito Federal, entre outros estados, fornecendo um forte indicativo no tratamento de águas residuárias domésticas (CHERNICHARO, 2007).

O reator UASB dispensa a decantação primária, e proporciona a baixa produção de lodo e, geralmente, estabilizado. Este reator pode ser utilizado nas

seguintes configurações: (a) de forma isolada, quando eficiências de remoção de DBO (cerca de 70%); (b) seguido de alguma forma de pós-tratamento, objetivando elevar a eficiência global do sistema na remoção da matéria orgânica remanescente ou incorporar a remoção complementar de outros constituintes (SANTOS et al., 2006).

Segundo Van Handel et al., (2006), o resultado de uma boa eficiência no reator UASB se relaciona com o crescimento da biomassa dispersa, com a consequente formação de partículas floculentas/granulares, e a existência de um separador trifásico para a separação do biogás, líquido e os sólidos. Esse separador trifásico tem a função de garantir que partículas mais densas retornem para a zona de digestão, mantendo um alto tempo de retenção dos sólidos com menor tempo de detenção hidráulica, sem a necessidade de um meio suporte.

O leito do lodo do UASB atua como filtro para os sólidos em suspensão aumentando o tempo de residência celular, desse modo, o reator pode atingir elevadas remoções de matéria orgânica (ALI et al., 2007). Segundo Abbasi et al., (2012) o lodo é o que fornece o suporte para a microflora, sendo o componente principal do reator e a contínua interação entre a biomassa e esgoto que provocam o tratamento adequado. Logo, a formação e desenvolvimento do lodo se tornam excessivamente importantes, não somente porque apoiam a biomassa ativa, mas também proporcionam a flutuabilidade e sedimentabilidade necessária para permitir o vigoroso contato entre o grânulo-líquido no reator.

### 3.3 FILTRO ANAERÓBIO

O potencial dos sistemas anaeróbios foi demonstrado por Young e McCarty em 1969, que operaram com sucesso um filtro anaeróbio de fluxo ascendente, tratando efluente de uma destilaria de rum. Foram realizadas duas melhorias importantes: i) a alimentação pela base, seguindo caminho ascendente, garantindo um contato intenso entre a massa bacteriana e a matéria orgânica afluyente; ii) o aumento da biomassa ativa pela introdução de um dispositivo de retenção de lodo: um leito de pedras como meio suporte, no qual a massa bacteriana poderia aderir-se e crescer (VAN HAANDELL et al., 2006).

Ainda segundo o mesmo autor, o filtro anaeróbio é extensivamente aplicado para o tratamento de águas residuárias, sendo considerado o precursor dos novos sistemas, posteriormente, desenvolvidos. A base do tratamento anaeróbio de alta taxa com elevada eficiência foi estabelecida pela disposição de dois requisitos essenciais: contato intenso e grande retenção da biomassa bacteriana.

O filtro anaeróbio consiste em um tanque contendo material de enchimento que forma um leito fixo. Na superfície de cada peça do material de enchimento ocorre a fixação e o desenvolvimento de microrganismos, que também se agrupam, na forma de flocos ou grânulos, nos interstícios deste material. Os compostos orgânicos solúveis contidos no esgoto afluente entram em contato com a biomassa, difundindo-se através das superfícies do biofilme ou do lodo granular, sendo então convertidos em produtos intermediários e finais, especificamente metano e gás carbônico (GONÇALVES et al., 2001).

A capacidade de tratamento de sistemas anaeróbios tem relação direta com a população de microrganismos ativos retidos no reator. A configuração do filtro anaeróbio favorece a imobilização e a aderência da biomassa ativa, a fim de resultar um bom desempenho na remoção da matéria orgânica. No entanto, alguns fatores interferem na adesão da biomassa em reatores de leito fixo, tais como: formato, tamanho, porosidade, área específica e natureza do meio suporte (PASSIG et al., 2002; SING e PRERNA, 2009).

Embora os filtros anaeróbios possam ser utilizados como única etapa de tratamento de águas residuais, estes se adequam melhor para o pós-tratamento (polimento), conferindo elevada segurança operacional e estabilidade na qualidade do efluente (CHERNICHARO, 2007). Pesquisas realizadas em sistemas constituídos de reator UASB seguido de filtro anaeróbio confirmam reduções no custo, baixos tempos de detenção hidráulica e fácil manejo aliados a remoções complementares de matéria orgânica e sólidos em suspensão (SILVA et al., 2012; SANTOS et al., 2011; PEREIRA e RAMIREZ et al., 2001).

O efluente produzido no filtro anaeróbio é bastante clarificado e tem relativamente baixa concentração de matéria orgânica. São indicados para

disposição do solo por ser rico em sais minerais, se adequando também para irrigação com fins produtivos ou infiltração, desde que sejam resguardados os cuidados com a presença de organismos patogênicos. Atualmente, sistemas como estes vêm sendo utilizados em cidades de população superior a 50.000 habitantes (CHERNICHARO, 2007; CAVALCANTE et al., 2010).

### 3.3.1 Configuração do filtro anaeróbio

As configurações usuais de filtros anaeróbios apresentam-se de fluxo ascendente ou descendente. Nos filtros de fluxo ascendente, o leito é necessariamente submerso (afogado), o líquido penetra pela base, se distribui por um fundo falso ou tubos perfurados e é descarregado pelo topo, coletado em canaletas ou tubos perfurados, os filtros de fluxo descendentes podem trabalhar afogados ou não (CHERNICHARO, 2007).

Um estudo realizado por Fia et al., (2012), comparando o desempenho de dois filtros anaeróbios tratando esgotos domésticos, com mesmo volume e material de enchimento (pedra britada nº: 4), mas com sentido de fluxo diferente (fluxo ascendente e outro descendente submerso). Obtiveram eficiências médias de remoção de DQO de 68% e 79% no filtro ascendente e descendente, respectivamente. Segundo os autores os resultados não evidenciaram diferenças significativas entre os dois filtros em relação às variáveis analisadas.

### 3.3.2 Meio suporte

O material suporte utilizado para imobilizar a biomassa ativa, tem um papel essencial em filtros anaeróbios, e está diretamente associado ao tempo de retenção de sólidos, concentração da biomassa e diversidade microbiana. No entanto, o emprego deste deve cuidadosamente investigado, uma vez que o preenchimento do filtro anaeróbio se trata de materiais compressíveis e as acumulações de sólidos ou substâncias poliméricas nos interstícios do leito podem prejudicar gravemente a hidrodinâmica do reator, com surgimento de caminhos preferenciais (LIMA et al., 2005).



Segundo a NBR 13969 (1997), o material suporte do filtro anaeróbio pode ser brita (nº: 4 ou nº: 5), peças de plástico (anéis estruturados) ou outros materiais resistentes ao meio agressivo (ABNT, 1997).

As pesquisas recentes demonstraram a viabilidade de materiais de enchimento de fácil aquisição e baixo custo em filtros anaeróbios, tais como: cubos de espuma e brita nº: 4 (JORDÃO et al., 2005); vidro poroso, PVC perfurado e PVC liso (SHOW E TAY, 1999); espuma de poliuretano (CRUZ et al., 2012), tijolos e pedaços de plástico (VAN HANDEL et al., 2006). E materiais orgânicos disponíveis na própria mediação da região, onde almeja a instalação de sistema de tratamento de esgotos como: bambu (TONETTI et al., 2011; CAMARGO et al., 2001) e fibra de coco (LEE et al., 2007).

Picanço et al., (2001) estudaram a atividade biológica de biofilmes formados em meios suportes de filtros anaeróbios preenchidos de PVC, tijolo refratário, espuma de poliuretano e cerâmica porosa, durante 149 dias. Foi verificada por meio da retirada dos biofilmes íntegros a diferença na quantidade de biomassa que se aderiu em diferentes meios suportes, devido possivelmente às distintas capacidades de retenção e porosidade. Foi observado que os meios suportes porosos (espuma e cerâmica porosa) retiveram maior quantidade de biomassa quando comparados com os não porosos (PVC e tijolo refratário).

### 3.4 FILTRO DE AREIA DE FLUXO INTERMITENTE

Os filtros de areia de fluxo intermitente são biorreatores de leito fixo. O tratamento ocorre predominantemente sob condições insaturadas e aeróbias por meio de processos químicos, físicos e biológicos. O funcionamento consiste na aplicação intermitente do afluente sobre a superfície de um leito de areia por meio de uma tubulação de distribuição e flui verticalmente, onde é tratado (USEPA, 2002).

Após a infiltração do afluente no filtro de areia, os mecanismos físicos, tais como adesão e sedimentação, removem os sólidos suspensos no interior do meio suporte. Enquanto que, a adsorção química de poluentes em meio superficial, desempenha um papel limitado na remoção de alguns componentes, como por

exemplo, o fósforo. Entretanto, os processos biológicos tem relação direta com o desempenho do filtro (USEPA, 1999; PROCHASKA e ZOUBOULIS, 2003).

O desenvolvimento de microrganismos a partir do lodo biológico forma-se como biofilmes sobre as superfícies das partículas de areia. Os materiais absorvidos são incorporados em uma nova massa de células ou transformados em condições aeróbias em dióxido de carbono e água. Sendo possível alcançar completa oxidação carbonácea e nitrificação se projetado corretamente e alguma desnitrificação se houver a recirculação do efluente do filtro, resultando em concentrações de  $\text{DBO}_5$  e SST em torno de 10 mg/L ou menos e nitrificação em 80% (USEPA, 1999; USEPA, 2002; ANDERSON et al., 1985).

Os filtros de areia tem um histórico de métodos de purificação de água para consumo humano de mais de 100 anos, são adequados para pequenas comunidades rurais, estabelecimentos comerciais e residências unifamiliares. Esses sistemas são bastante eficazes, sendo capazes de produzir efluentes de alta qualidade que atendem aos requisitos de descargas superficiais, dispondo de baixos custos e simplicidade operacional, exigindo pessoas com mínimos conhecimentos técnicos (USEPA, 1999; USEPA, 2007; USEPA, 2009, DARBY et al., 1996).

A NBR 13699 (1997) recomenda o dimensionamento dos filtros de areia de fluxo intermitente como forma de pós-tratamento de efluentes, quando (ABNT, 1997):

- O lençol freático estiver próximo à superfície do terreno;
- O solo ou o clima local não permite o emprego do sumidouro, da vala de infiltração ou quando a instalação destes sistemas exige uma extensa área indisponível;
- A legislação da qualidade das águas dos corpos receptores impõe uma alta remoção de poluentes do efluente gerado no tanque séptico ou no filtro anaeróbio;
- Por diversos motivos, for considerado vantajoso o aproveitamento do efluente tratado, adotando-se o filtro de areia como uma unidade de polimento.

### 3.4.1 Aspectos construtivos

No processo construtivo, as normas que regulamentam as diretrizes para o projeto de filtro de areia de fluxo intermitente são: no Brasil, a NBR 13969 (1997) e nos Estados Unidos, a USEPA (1999), que consideram o diâmetro efetivo, coeficiente de uniformidade e profundidade do leito. Na Tabela 1 são expostas as especificações para o dimensionamento.

**Tabela 1** – Critérios para o dimensionamento do filtro de areia de fluxo intermitente.

| Parâmetros                  | NBR 13969 (1997) | USEPA (1999) |
|-----------------------------|------------------|--------------|
|                             | Especificações   |              |
| Diâmetro efetivo (mm)       | 0,25 – 1,20      | 0,25 – 0,75  |
| Coeficiente de uniformidade | >4               | >4           |
| Profundidade (cm)           | 45 – 91          | 60 – 110     |

Fonte: (USEPA, 1999; ANBT,1997)

O diâmetro efetivo tem uma relação direta com a infiltração do afluente e a profundidade de penetração com a matéria sólida insolúvel. Quando são adotadas partículas maiores para o preenchimento do filtro, há uma maior velocidade de passagem do fluxo dentro do filtro, provocando uma inadequada decomposição biológica e baixa retenção do líquido, pois não ocorre o adequado contato íntimo entre o afluente percolado e os poros do meio filtrante (AUSLAND et al., 2002; TORRENS et. al., 2009).

O uso de areia mais fina (pequena área efetiva) possibilita uma satisfatória nitrificação e remoção de matéria orgânica, no entanto, a quantidade de afluente aplicado é pequena e o filtro tende a colmatar mais rapidamente, devido à baixa capacidade hidráulica e a existência de saturação capilar, característica de materiais finos (USEPA, 1980).

A influência da utilização do meio suporte com grãos de areia finos pode ser evidenciado por Cohim et al.,(2008), que utilizaram diâmetros efetivos de 0,2; 0,8 e 1,2 mm em filtros de areia de fluxo intermitente. E puderam confirmar que grãos de areia com diâmetro efetivo reduzido devem ser evitados, uma vez que prejudicam a renovação do estoque de oxigênio no leito, impedindo a nitrificação, bem como a

intermitência entre as vazões é diminuída podendo deixar de existir passando a regime de vazão constante.

De acordo com a NBR 13969 (1997), o coeficiente de uniformidade é a relação entre os diâmetros efetivos  $D_{60}$  e  $D_{10}$ , o qual expressa a dispersão dos tamanhos dos grãos componentes do meio (ABNT, 1997). Elevados coeficientes de uniformidades não são desejáveis, pois quanto maior o coeficiente de uniformidade, maior será a diversidade nos tamanhos das partículas de areia.

Isso pode afetar o desempenho do filtro com aplicações de maiores cargas hidráulicas, ou seja, maior coeficiente de uniformidade da areia permite que partículas menores preencham interstícios entre partículas maiores, devido a uma maior granulação da areia, conduzindo a redução na condutividade hidráulica e possível colmatção do meio filtrante (HEALY et al., 2007).

Segundo a USEPA (1999) a purificação do afluente ocorre entre 0,23 e 0,3 m abaixo da superfície. A utilização de camadas rasas ajuda a manter os custos baixos enquanto que maiores profundidades propiciam uma maior estabilidade do efluente. No entanto, um estudo realizado por Tonetti et al., (2009) demonstrou que profundidades maiores do leito (0,75 e 1,0 m) em filtros de areia de fluxo intermitente resultam em elevadas remoções de matéria orgânica, por permitir ampliar a carreira de filtração e adesão de bactérias pela depuração biológica.

Da mesma forma, Torrens et al., (2009) compararam filtros de areia de fluxo intermitente com profundidades de leito de 0,25 e 0,65 m, e os resultados demonstraram que o filtro de 0,65 m obteve maior eficiência de remoção de bactérias e indicadores virais. Por ter uma maior profundidade, possuía um fluxo insaturado, como consequência, um contato mais estreito entre o meio filtrante e os indicadores microbianos, resultando em maior adsorção bacteriana e purificação.

Em termos de remoção de matéria orgânica e oxidação de nitrogênio não houve diferenças significativas em um estudo realizado por Rodgers et al., (2005), em filtros de areia de fluxo intermitente com profundidades de 0,45 e 0,9 m. Ambos resultaram em remoções de DBO e SS superiores a 92% e completa nitrificação. Porém, a capacidade de remoção de fósforo foi somente evidenciada no filtro de

maior profundidade (0,9 m), no entanto, com 30 dias a remoção foi reduzida devido a uma menor área de adsorção.

Rodgers et al., (2011) operaram filtros de areia de fluxo intermitente com profundidades de 0,3 e 0,4 m, com taxas de aplicação superficial de  $105 \text{ L.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ , carga orgânica de  $40 \text{ gDQO.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ , durante 274 dias. Os resultados apresentaram elevadas capacidades de remoção de DQO e SS, alcançando quase completa nitrificação em ambos os filtros. No entanto, o filtro com menor profundidade de leito (0,3 m) teve desempenho reduzido no final do experimento.

### 3.4.2 Aspectos operacionais

#### 3.4.2.1 Taxa de aplicação e distribuição do afluente

A taxa de aplicação recomendada pela NBR 13969 (1997) para o filtro de areia de fluxo intermitente em pós-tratamento deve se limitar a  $100 \text{ L.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$  quando provindo de efluente do tanque séptico, e caso seja oriundo de um tratamento aeróbio, pode-se dobrar este valor. Em locais onde a temperatura é abaixo de  $10^{\circ}\text{C}$ , a recomendação é que os valores caiam para 50 e  $100 \text{ L.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ , para respectivos limites (NBR, 1997).

No entanto, a USEPA (1999) propõe que as taxas de aplicação variem entre 80 a  $200 \text{ L.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$  quando a alimentação provém de um tanque séptico, e 200 a  $400 \text{ L.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$  quando for proveniente de processos aeróbios. Embora, essas recomendações sejam dispostas em um país de clima frio.

A adoção de taxas de aplicação superficial no intervalo de 40 –  $200 \text{ L.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$  foram avaliadas por Tonetti et al., (2009) em pós-tratamento de efluentes anaeróbios em filtros de areia de fluxo intermitente, com profundidades de leito de 0,25; 0,50; 0,75 e 1,0 m. Os resultados demonstraram que taxas de aplicação até  $80 \text{ L.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$  ocorreram remoções de DQO acima de 90% para todos os filtros, não havendo diferenças significativas. À medida que os valores de taxas de aplicação aumentaram, passou a existir uma diferenciação na remoção de matéria orgânica em diferentes profundidades, exceto para o filtro de profundidade do leito de 1,0 m, que mesmo aplicando taxas de  $200 \text{ L.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ , removeu 95% de DQO.

Kang et al., (2007) aplicaram taxas superficiais de 66, 132 e 264  $\text{L.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$  em três filtros de areia estratificados constituídos de areia grossa ( $D_{10}$ : 2,4 mm; CU: 1,35), areia fina ( $D_{10}$ : 0,93 mm; CU: 1,50) e brita ( $D_{10}$ : 3,8 mm; CU: 1,68), durante 81 dias. E Obtiveram remoção acima de 94% em carbono orgânico total e 98%  $\text{DBO}_5$  quando utilizadas taxas menores que 132  $\text{L.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ . Em taxas de aplicação superiores a 132  $\text{L.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$  ocorreu a formação de camada escura na camada superficial do filtro com 30 dias e na camada mais profunda com 50 dias, os autores atribuem esse fato a aplicação de elevadas taxas superficiais. Concluíram que a adoção de taxas de aplicação superficiais menores resultam em bons desempenhos, atendendo os requisitos rigorosos da descarga a um custo razoável.

Segundo Ausland et al.,(2002) a aplicação de baixas taxas, menor tamanho efetivo dos grãos de areia e distribuição uniforme influenciam na operação do filtro, aumentam o tempo de retenção e diminuem a dispersão do afluente no filtro. Isto pôde ser evidenciado em um trabalho realizado pelos autores, tendo como objetivo, remoção de coliformes e estreptococos fecais em filtros de areia, os quais avaliaram as taxas de aplicação superficiais (20, 40 e 80  $\text{L.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ ), métodos de distribuição (pressão ou gravidade), e variaram o diâmetro específico (0,08 – 2,05 mm) e coeficiente de uniformidade (1,46 a 15) da areia.

Os resultados obtidos por Ausland et al.,(2002) confirmaram que uniformidade do fluxo da superfície do filtro é um importante fator, uma vez que uma taxa de remoção mais elevada nessa camada resulta em uma adequada renovação de oxigênio, maior número de protozoários ativos e menores tamanhos de poros devido a maior retenção sólidos.

Segundo Anderson et al., (1985) o aumento na frequência de dosagem pode ter um efeito benéfico no desempenho do tratamento de um filtro de areia. TORRENS et al., (2009) afirmam que ao fracionar as taxas de aplicação aumenta o tempo de retenção, existindo um contato mais intenso entre o meio filtrante e afluente, resultando em maior adsorção e purificação.

O fracionamento das cargas hidráulicas com finalidade de obtenção de condições de fluxos mais apropriadas foram estudados por Cohim et al.,(2008) em

filtros de areia de fluxo intermitente, aplicando cargas hidráulicas de 250; 500 e 1050 L.dia<sup>-1</sup> e frequências de alimentação de 24, 48 e 96 dia<sup>-1</sup>. Concluíram que ao aumentar o fracionamento da carga e a frequência de aplicação resulta em um funcionamento de filtro com maior eficiência. Porém, o excessivo fracionamento acarreta em perda de intermitência na carrega do filtro devido à relação deste com a condutividade hidráulica do meio poroso.

Da mesma forma, Darby et al., (1996) avaliaram a frequência de aplicação de 4 e 24 dia<sup>-1</sup>, adotando taxas de aplicação superficial no intervalo de 41 – 656 L.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>, durante 85 dias. Utilizando areia com coeficiente de uniformidade de 4,5 e diâmetro efetivo de 0,29 mm, os resultados demonstraram que ao aumentar o fracionamento das taxas de aplicação, ocorreu um aumento estatisticamente significativo na remoção na turbidez, DQO e nitrogênio. Ao aplicar taxas superiores a 163 L.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>, foram observados acúmulos de afluentes na camada superficial do filtro após 70 dias de operação, mesmo com fracionamento de cargas hidráulicas de 24 dia<sup>-1</sup>. Segundo o autor, deve-se ao fato de possuir um coeficiente de uniformidade elevado.

#### 3.4.2.2 Período de repouso

A aplicação intermitente, ou “dosada”, é necessária para que permita o afluente infiltrar-se e posteriormente renovar as condições aeróbias. As bactérias aeróbias são responsáveis pelo tratamento, requerendo o ar presente nos poros do meio filtrante para obtenção do oxigênio. Se o filtro tivesse operação contínua, as bactérias aeróbias não prosperariam, e a cultura bacteriana transformaria em organismos anaeróbios ou facultativos, diminuindo a eficiência do sistema e podendo produzir gases odoríferos (HANTZSCH, 2007).

A alternância permite ainda a gestão de crescimento biológico, como em qualquer processo biológico, a oxidação da matéria orgânica é acompanhada de um desenvolvimento bacteriano que, se não for equilibrado por processos reguladores provoca a colmatação do filtro. É, pois, durante a fase de repouso que cessa o aporte de alimento, ocorrendo o processo regulador da massa biológica por meio da

respiração endógena. Esse controle ajuda ainda na preservação das condições de infiltração do leito (COHIM et al., 2007c).

A USEPA (1980) recomenda que haja no mínimo duas aplicações por dia, enquanto que a NBR 13969 (1997) sugere que o período de repouso não ultrapasse 6 horas (NBR, 1997).

Em um estudo realizado por JENKINS et al., (2011) em filtros de areia de fluxo intermitente para remoção bacteriana, viral e turbidez, com areias de diferentes diâmetros efetivos (0,17 e 0,52 mm) e períodos de repouso de 21 e 5,1h. Foi possível observar que independente do período de descanso, a areia fina aumentou a remoção de coliformes fecais em torno de 99,94%. No entanto, com relação à remoção viral e turbidez, o fator chave se deu no maior período de descanso, resultando numa eficiência na faixa de 97,2 e 98,9%, respectivamente. Como há uma intermitência no filtro, os processos biológicos e físico-químicos atuam no interior da coluna de areia necessitando de tempo suficiente para renovar os espaços dos poros e sítios de adsorção do biofilme.

### **3.5 COLMATAÇÃO**

Os reatores de leito fixo quando são submetidos a elevadas cargas orgânicas e longos períodos de funcionamento, possivelmente terão problemas com acumulação de biomassa em excesso e possíveis entupimentos no leito, promovendo uma redução no volume ativo dentro do reator. Como resultado, produz “zonas mortas” com o líquido que flui por meio de caminhos preferenciais, diminuindo o tempo de retenção do substrato no reator, bem como o grau de contato entre o afluente e as populações microbianas (ESCUDIÉ et al., 2011).

Ainda segundo mesmo autor, o período de inicialização para formação do biofilme e maturação determina em grande parte o desempenho posterior do sistema. O objetivo da partida é desenvolver a biopelícula ativa no meio suporte e alcançar a taxa nominal de carga orgânica com o desempenho satisfatório.

Os Filtros anaeróbios devem ser operados de modo a otimizar a partida do sistema com um rápido crescimento do biofilme ativo e regular a operação por um



controle deste, para evitar limitações de difusão e entupimento. O aumento da carga orgânica deve ser cuidadosamente monitorado para evitar sobrecarga do sistema, levando a uma inibição de ecossistemas metanogênicos e consequentemente, falha da inicialização no processo.

Logo, as principais limitações dos filtros anaeróbios decorrem do risco de obstrução da camada suporte (entupimento ou colmatção dos interstícios) e do volume relativamente grande, em que estão associados à utilização de materiais de enchimento com baixo índice de vazios, a exemplo de pedras. Para isso, devem ser previstos dispositivos de limpeza, ao longo da altura do filtro, a fim de promover a retirada do excesso de sólidos retidos no meio filtrante (CHERNICHARO, 2007).

No filtro de areia de fluxo intermitente, como o biofilme, se forma na camada superficial do meio suporte, a capacidade de retenção do meio filtrante aumenta ao longo do tempo, resultante da retenção de sólidos e atividade biológica. No entanto, o biofilme se mantém por meio da absorção da matéria solúvel e ocorrendo a decomposição e oxidação durante o período de repouso entre uma aplicação e outra. Apesar de o filtro oferecer uma alternativa econômica, a capacidade de tratamento se limita a elevadas taxas de aplicações hidráulicas resultando em possíveis sinais de colmatção (PROCHASKA E ZOUBOULIS, 2003; RODGERS et al. 2004).

Leverenz et al.,(2009) desenvolveram um modelo para determinar o tempo de previsão de falha hidráulica devido ao processo de colmatção em filtro de areia de fluxo intermitente, relacionando a taxa de aplicação orgânica em termos de sólidos suspensos totais com o desenvolvimento da biomassa na camada superficial do filtro. Com base nos resultados, diversas variáveis foram determinadas como importantes no fenômeno de colmatção, incluindo concentração afluente em termos de demanda química de oxigênio (DQO), frequência de dosagem do filtro e tempo de operação, considerando as taxas de aplicação hidráulicas e orgânicas como principais variáveis utilizadas para o dimensionamento do filtro.

Conforme a equação 1:

$$T_f = \left[ \frac{19,6 - 13,9 \log(TAOTSS)}{5,27 \times 10^{-6} DQO_a^{1,318} FD^{1,120} TAH^{0,343}} \right]^{1,053} \quad (1)$$

$T_f$ : tempo de previsão de colmatção (d)

COASST: carga orgânica aplicada em termos de sólidos suspensos totais ( $gSST.m^{-2}.d^{-1}$ )

$DQO_a$ : demanda química de oxigênio afluente ( $mgO_2.L^{-1}$ )

FD: frequência de dosagem ( $d^{-1}$ )

TAH: taxa de aplicação hidráulica ( $m.d^{-1}$ )

Darby et al.,(1996) trataram esgotos domésticos em filtros intermitentes de areia, com taxas de aplicação de 163, 326 e 653  $L.m^{-2}.d^{-1}$ , relataram que a frequência de dosagem de 24 por dia associado a taxas de aplicações superiores a 163  $L.m^{-2}.d^{-1}$ , os filtros colmataram. Com taxa de aplicação de 326  $L.m^{-2}.d^{-1}$  ocorreu redução na remoção de DQO e colmatção após 70 dias e com 653  $L.m^{-2}.d^{-1}$  após 20 dias. Rodgers et al.,(2004) trataram água residuária sintética de laticínios, com frequência de dosagem de 4 vezes por dia e taxa de aplicação superficial de 60  $L.m^{-2}.d^{-1}$ , após 35 dias houve colmatção do filtro.

Na simulação realizada por Leverenz et al.,(2009) em ambos os trabalhos citados, o filtro de areia de fluxo intermitente de Rodgers et al.,(2004) resultou em colmatção precoce devido a taxa de aplicação orgânica em 14,5  $g SST.m^{-2}.d^{-1}$ , além de uma elevada concentração de DQO afluente de 1263  $mg.L^{-1}$  e SST de 241  $mg.L^{-1}$ , valores estes que excedem as concentrações típicas encontradas em esgotos domésticos. Em Darby et al.(1996) a diferença no tempo decorrido até a colmatção entre os dois filtros é explicado por apresentar uma taxa de aplicação orgânica de 19  $SST.m^{-2}.d^{-1}$  para o filtro de colmatado em 20 dias e 9,5  $SST.m^{-2}.d^{-1}$  em 70 dias.

Darby et al., (2009) colocaram o primeiro filtro colmatado fora de operação por três semanas e substituíram 5 cm da camada superficial de areia e retornaram o funcionamento com mesma taxa de aplicação hidráulica, resultando novamente em colmatação após 10 dias, indicando que a porosidade tenha sido permanentemente reduzida. Logo, é percebido nesse estudo que uma vez que houve a colmatação do filtro, o descanso e a substituição da camada de areia afetada não são suficientes para que o filtro retorne as condições iniciais.

Levando em consideração os resultados, algumas alterações operacionais e na concepção podem ser realizadas para gerenciar a colmatação e aprimorar o desempenho do filtro de areia de fluxo intermitente. Os constituintes afluentes são de importância fundamental para confiabilidade de operação do filtro. Tal como foi exposto, as concentrações de DQO afluente possivelmente têm impacto sobre a taxa de crescimento bacteriano na camada superficial com o aumento de frequências de dosagens (LEVERENZ et al., 2009).

Dentre as estratégias para reduzir a concentração da matéria orgânica afluente e assim, prolongar o funcionamento do filtro, pode-se destacar tratamentos preliminares como: recirculação do efluente, práticas de diluição de águas residuárias afluentes, entre outros. Em filtros que estão próximos a colmatar, o descanso periódico ou redução na frequência de dosagem poderia recuperar a capacidade de tratamento. O aperfeiçoamento na concepção do filtro de areia de fluxo intermitente pode reduzir os custos de construção e operação tornando-o uma tecnologia viável em mais aplicações (LEVERENZ et al., 2009).

De modo geral, os filtros de areia de fluxo intermitente são de fácil operação e manutenção. Recomenda-se 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. Após a utilização do filtro por longos períodos, pode ocorrer aumento do tempo de retenção do afluente em seu interior (ABNT, 1997).

Tal fato pode ser resultante da formação de uma camada na superfície do filtro (colmatação). Quando isso ocorrer, é necessário realizar uma raspagem e a remoção deste material juntamente com uma pequena camada de areia (2 a 5 cm).

Esta camada deverá ser repostada, por areia limpa, com características idênticas à anteriormente existente (ABNT, 1997).

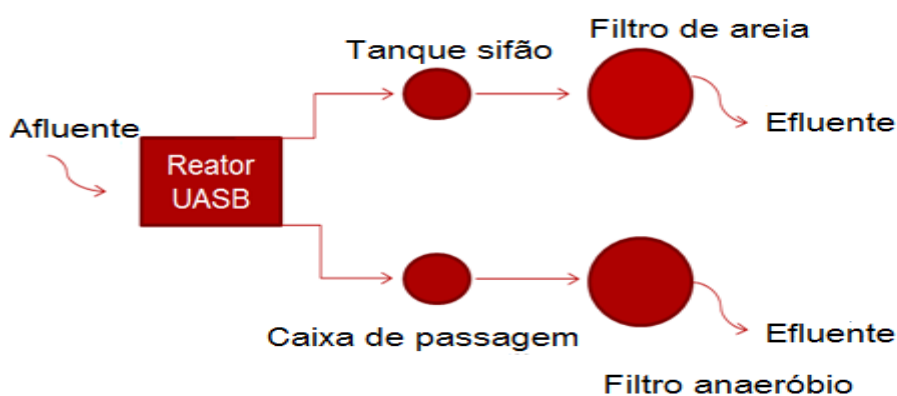
## 4 MATERIAL E MÉTODOS

O sistema experimental foi construído e monitorado em uma área pertencente à Universidade Estadual da Paraíba (UEPB), onde está localizada a Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgotos Sanitários (EXTRABES), localizada no bairro do Tambor da cidade de Campina Grande - PB.

### 4.1 SISTEMA EXPERIMENTAL

O esgoto bruto era proveniente dos domicílios urbanos e captado no sistema de esgotamento sanitário de Campina Grande, operado pela Companhia de Água e Esgotos da Paraíba (CAGEPA), sendo encaminhado para a área experimental da EXTRABES. O esgoto era bombeado, através de um conjunto moto-bomba, do poço de captação para um tanque de equilíbrio com capacidade de  $1\text{m}^3$ , e mantido em constante agitação. A partir deste, o sistema experimental (Figura 1) era alimentado por meio de uma bomba centrífuga de eixo horizontal conectada a um barrilete de tubo de PVC DN 25 mm.

**Figura 1** – Esquema do sistema experimental.



Fonte: Elaborada pelo autor.

O sistema experimental foi constituído por um reator UASB, um tanque de sifonamento, um filtro de areia de fluxo intermitente, uma caixa de passagem e um filtro anaeróbio submerso. O sistema foi operado com base num projeto unifamiliar, tratando esgoto doméstico, para tanto, tomou-se como referência um hidrograma de vazão para uma família de área periurbana.

## 4.2 DESCRIÇÃO DOS REATORES

O reator UASB foi construído de forma cilíndrica, fabricado totalmente em resina de poliéster, reforçado com fibra de vidro com espessura média de 1,5 mm. No interior do reator, foi instalado um distribuidor de afluente e um separador trifásico. Este permitia a separação das três fases (líquido, sólido e gás) e auxiliava no processo de decantação dos flocos de lodo.

O filtro anaeróbio submerso, construído de fibra de vidro e projetado de forma cilíndrica, contendo fundo falso com altura de 23 cm; o meio suporte utilizado foi de pedra britada Nº1, ocupando 50 cm de altura do filtro e apresenta porosidade de 45%. Na Figura 2 é apresentado o detalhamento do filtro anaeróbio submerso.

**Figura 2** – Detalhamento do filtro anaeróbio submerso.



Fonte: Elaborada pelo autor.

1. Filtro anaeróbio
2. Visto da placa suporte
3. Placa suporte de separação de fundo falso

O filtro de areia de fluxo intermitente foi preenchido com 50 cm de areia, em seu interior tendo na parte inferior e superior do filtro uma camada de 10 cm de brita Nº1, objetivando melhorar a uniformidade do fluxo. A areia e a brita apresentavam porosidade de 43 e 45%, respectivamente. Na Figura 3 é apresentado o detalhamento do filtro de areia de fluxo intermitente e na Tabela 2 é apresentada a caracterização da areia utilizada como meio suporte.

**Figura 3** – Detalhamento do filtro de areia de fluxo intermitente.

Fonte: Elaborada pelo autor.

**Tabela 2** – Caracterização da areia.

| CARACTERÍSTICA                                                    | RESULTADO               |
|-------------------------------------------------------------------|-------------------------|
| Diâmetro da areia                                                 | 0,48 mm                 |
| Tipo de areia                                                     | Média <sup>1</sup>      |
| Módulo de finura                                                  | 2,939                   |
| Coeficiente de permeabilidade à carga constante (Kt) <sup>2</sup> | 0,1925 cm/s             |
| Índice de vazios                                                  | 0,76                    |
| Porosidade                                                        | 43%                     |
| Peso unitário (massa específica)                                  | 1,483 g.cm <sup>3</sup> |
| Coeficiente de uniformidade                                       | 0,24                    |

#### 4.3 OPERAÇÃO E ALIMENTAÇÃO DO SISTEMA

O sistema experimental foi operado durante o período de 10 meses. O experimento dividiu-se em: primeira fase, considerados como partida do sistema experimental durante 3 meses, e segunda fase, após atingir o regime estacionário durante 7 meses. A vazão experimental aplicada foi de 630 L.dia<sup>-1</sup>, simulando duas famílias com três habitantes cada, com contribuição diária de 105 L.hab<sup>-1</sup>, esta,

<sup>1</sup> Conforme ABNT/NBR 6502/1995

<sup>2</sup> Conforme ABNT/NBR 13292/1995

<sup>3</sup> Conforme ABNT/NBR 9937/1987

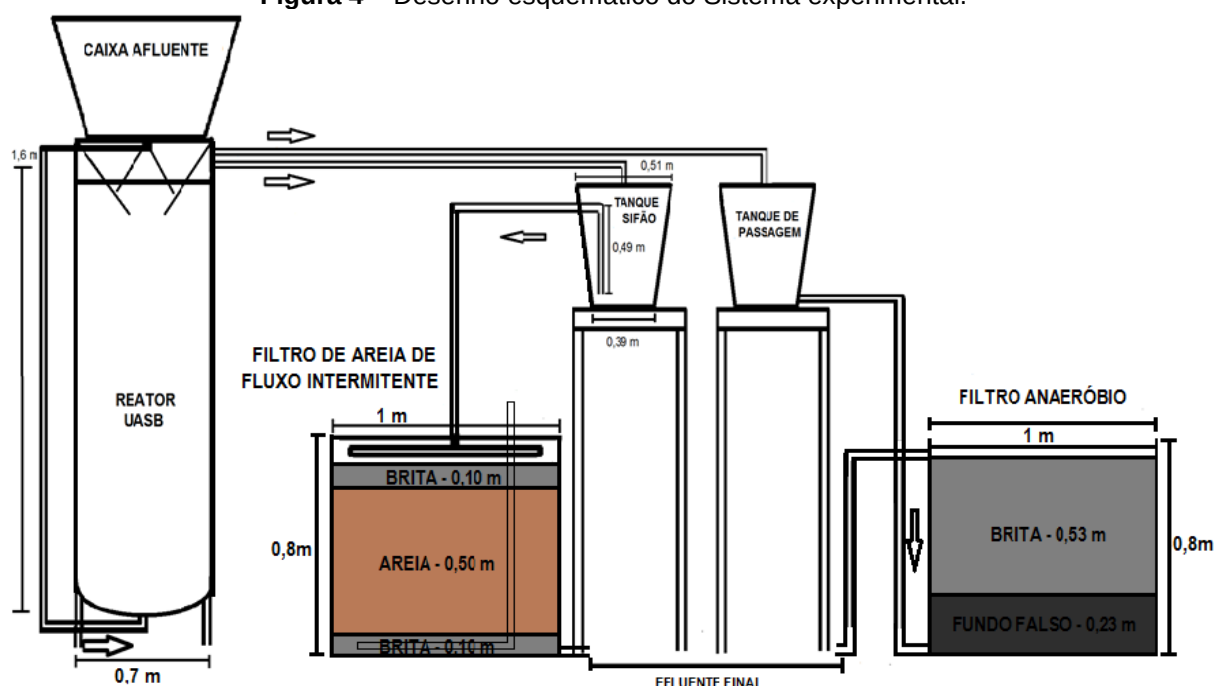
referenciada na NBR 7229 (1993) para ocupante permanente de padrão baixo (ABNT, 1993).

O reator UASB foi alimentado diariamente em 6 ciclos, controlados por um temporizador e através de uma bomba centrífuga de eixo horizontal. O esgoto era introduzido no reator de forma ascendente, no qual exercia uma pressão sobre as camadas internas do reator forçando o transbordamento do sobrenadante. O afluente após ser tratado no reator UASB era distribuído por igual vazão de 315 L.d<sup>-1</sup>, por meio de tubulações laterais de PVC DN 25 mm, para ambos os filtros.

No filtro anaeróbio submerso, após percorrer as tubulações e a caixa de passagem, alimentava o filtro com fluxo ascendente, percorrendo todo meio suporte e posteriormente era descarregado. No filtro de areia de fluxo intermitente, a alimentação ocorreu por meio de tanque de sifonamento, configurado para operar por 3 ciclos diários, esgotando o volume de 105 L por ciclo.

O tanque de sifonamento foi necessário para a intermitência das vazões no filtro de areia de fluxo intermitente, a fim de garantir o tempo de descanso essencial para a renovação das condições aeróbias. O funcionamento foi baseado conforme os picos de alimentação do sistema unifamiliar.

**Figura 4** – Desenho esquemático do Sistema experimental.



Fonte: Elaborada pelo autor.



**Tabela 3** – Características físicas e operacionais dos reatores.

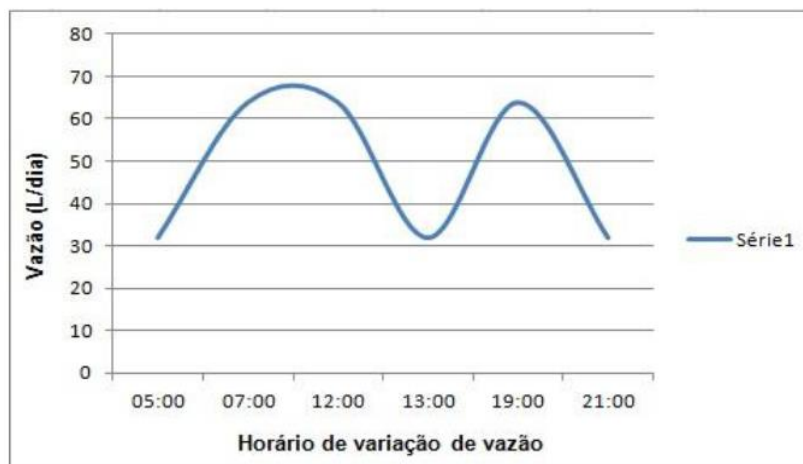
| <b>Características</b>                                           | <b>UASB</b>               | <b>FAN</b> | <b>FaFint</b> |
|------------------------------------------------------------------|---------------------------|------------|---------------|
| Altura útil (m)                                                  | 1,60                      | 0,80       | 0,80          |
| Altura total do meio suporte (m)                                 | --                        | 0,53       | 0,70          |
| Diâmetro Interno (m)                                             | 0,70                      | 1,0        | 1,0           |
| Área superficial (m <sup>2</sup> )                               | 0,384                     | 0,785      | 0,785         |
| Volume total (m <sup>3</sup> )                                   | 0,600                     | 0,628      | 0,628         |
| Volume útil (m <sup>3</sup> )*                                   | 0,600                     | 0,400      | 0,240         |
| Vazão(m <sup>3</sup> /d)                                         | 0,630                     | 0,315      | 0,315         |
| Taxa de aplicação superficial (m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> d) | --                        | 0,400      | 0,400         |
| TDH teórica(d)                                                   | 0,95                      | 1,99       | --            |
| Carga hidráulica(m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> d)               | 1,052                     | 0,787      | 0,787         |
| Carga orgânica(kgDQO/m <sup>3</sup> d)                           | 0,549                     | 0,149      | 0,249         |
| Substrato                                                        | Água residuária doméstica |            |               |

\*Calculo considerado o volume de vazio do meio suporte

O hidrograma utilizado para a alimentação do sistema experimental foi construído tomando como referência uma família de baixa renda, em área periurbana, levando-se em consideração que as descargas de águas residuárias iniciavam-se às cinco da manhã até as vinte e uma horas. Embora descargas ocasionais pudessem ocorrer em outros horários. O hidrograma unifamiliar utilizado para alimentação do sistema experimental é apresentando na Figura 5, o qual foi programado por um temporizador.

Na Tabela 4 estão apresentados os valores médios referentes à alimentação do sistema, detalhando os horários, o tempo de alimentação conforme o temporizador previamente ajustado, os volumes e o tempo de repouso entre os ciclos do filtro de areia. A vazão da bomba de alimentação, era verificada diariamente, mantendo uma vazão média de 35 L.min<sup>-1</sup>.

**Figura 5** - Hidrograma das vazões aplicadas diariamente e controladas por temporizador.



Fonte: Elaborada pelo autor.

**Tabela 4** – Distribuição temporal dos ciclos aplicados.

| Controle da alimentação |             |            |                 |                                                           |
|-------------------------|-------------|------------|-----------------|-----------------------------------------------------------|
| Horário                 | Tempo (min) | Volume (L) | Sifonamento (L) | Tempo de repouso do Filtro de areia de fluxo Intermitente |
| 05:00                   | 2           | 35         | 105             | 1º Ciclo: 10 horas                                        |
| 07:00                   | 4           | 70         |                 |                                                           |
| 12:00                   | 4           | 70         | 105             | 2º Ciclo: 5 horas                                         |
| 13:00                   | 2           | 35         |                 |                                                           |
| 19:00                   | 4           | 70         | 105             | 3º Ciclo: 8 horas                                         |
| 21:00                   | 2           | 35         |                 |                                                           |
| Total                   | 9 min       | 315 L      |                 |                                                           |

#### 4.4 PARTIDA DO REATOR UASB

O reator UASB foi inoculado com 74 L de lodo proveniente de reatores UASB e tanques sépticos em funcionamento há um ano.

#### 4.5 ANÁLISES FÍSICO – QUÍMICA E MICROBIOLÓGICAS

As análises foram realizadas semanalmente e as amostras coletadas em quatro pontos distintos: afluente (esgoto bruto), efluente do reator UASB, efluente do filtro anaeróbico submerso e efluente do filtro intermitente de areia. Na Tabela 5 estão expostos as análises e seus respectivos métodos e referências.

**Tabela 5** – Parâmetros analisados no experimento.

| <b>Análises</b>                                       | <b>Método</b>                             | <b>Referência</b>                  |
|-------------------------------------------------------|-------------------------------------------|------------------------------------|
| pH                                                    | Potenciométrico                           | APHA (1998)                        |
| Alcalinidade                                          | KAPP                                      | BUCHAUER et al., (1998)            |
| DQO (mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> )              | Titulométrico                             | APHA(1998)                         |
| N-NTK (mg.L <sup>-1</sup> )                           | Digestão, destilação<br>E titulação       | APHA(1998)                         |
| N-NH <sub>3</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )               | Titrimétrico                              | APHA (1998)                        |
| N-NO <sub>2</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )               | Colorimétrico                             | APHA (1998)                        |
| N-NO <sub>3</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )               | Salicilato de Sódio                       | APHA(1998)                         |
| P-PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> (mg.L <sup>-1</sup> ) | Ácido ascórbico                           | APHA (1998)                        |
| P (mg.L <sup>-1</sup> )                               | Ácido ascórbico                           | APHA (1998)                        |
| SST (mg.L <sup>-1</sup> )                             | Gravimétrico                              | APHA (1998)                        |
| SSV(mg.L <sup>-1</sup> )                              | Gravimétrico                              | APHA (1998)                        |
| Ovos de helmintos                                     | Sedimentação, Centrifugação<br>e flotação | BAILENGER modificado<br>(WHO,1996) |

Para análise de ovos de helmintos, as amostras coletadas tiveram o seguinte procedimento:

1. Foram adotados tempos de sedimentação por período de 24 horas após a coleta para realização da análise do esgoto bruto, efluente do reator UASB, efluente do filtro anaeróbio;
2. O efluente produzido no filtro de areia de fluxo intermitente era coletado, sedimentado por um período de 24 horas, durante 7 dias, e por fim era realizada a análise.

#### 4.6 ANÁLISE ESTATÍSTICA

A estatística descritiva foi aplicada na primeira fase do experimento, como forma de proporcionar medidas de tendência central (média aritmética) e medidas de dispersão (desvio padrão e coeficiente de variação). Teve por finalidade, a obtenção de uma visão geral das variações dos valores obtidos durante a fase de partida do sistema experimental, sendo descrito por meio de tabelas e medidas descritivas.

Na segunda fase, os resultados foram expressos em gráficos Box Plot, que é utilizado para avaliar a distribuição empírica dos dados. Este gráfico expõe os

aspectos mais importantes de um conjunto de dados, resumindo o valor mínimo, primeiro quartil (Q1), mediana, terceiro quartil (Q3) e valor máximo.

Os quartis caracterizam quantitativamente a distribuição de uma variável. O limite inferior da caixa corresponde o percentil de 25% (Q1) dos dados, o limite superior corresponde a um percentil de 75% (Q3). A distância entre os dois quartis é chamada de inter-quartil e a linha na caixa corresponde a mediana dos dados. O box plot teve como objetivo comparar visualmente os resultados e a dispersão nos efluentes finais produzidos nos dois sistemas experimentais.

A análise de variância (ANOVA) foi utilizada para verificar a existência de diferenças significativas entre os resultados obtidos dos efluentes finais do filtro de areia de fluxo intermitente e filtro anaeróbio, com um nível de significância de 5% ( $\alpha = 0,05$ ).

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo são apresentados, analisados e discutidos os dados do desempenho dos sistemas 1 (reator UASB seguido de filtro anaeróbio) e o sistema 2 (reator UASB seguido de filtro de areia de fluxo intermitente). Os resultados obtidos durante a pesquisa estão separados conforme as fases de operação. Afluente e efluente estão identificados da seguinte forma: esgoto bruto (EB), efluente do reator UASB (UASB), efluente do filtro anaeróbio submerso (FAN) e efluente do filtro de areia de fluxo intermitente (FaFint).

### 5.1 DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO

Na Tabela 6 estão apresentados os valores de DQO bruta e filtrada referentes à primeira fase (partida) dos sistemas experimentais, consolidando em 10 determinações para cada parâmetro.

**Tabela 6** – Valores médios, desvio padrão, coeficientes de variação e eficiência de remoção de DQO durante a primeira fase de operação.

| Parâmetros                            | Fase 1               | EB   | UASB | FAN  | FaFint |
|---------------------------------------|----------------------|------|------|------|--------|
| DQO bruta<br>(mg.L <sup>-1</sup> )    | Mínimo               | 304  | 176  | 95   | 53     |
|                                       | Máximo               | 702  | 277  | 187  | 146    |
|                                       | Média                | 447  | 222  | 123  | 93     |
|                                       | DP                   | 202  | 51   | 47   | 47     |
|                                       | CV(%)                | 0,45 | 0,23 | 0,38 | 0,50   |
|                                       | Eficiência (%)       | --   | 50   | 44   | 58     |
|                                       | Eficiência Total (%) | --   | --   | 72   | 79     |
| DQO filtrada<br>(mg.L <sup>-1</sup> ) | Mínimo               | 140  | 115  | 52   | 44     |
|                                       | Máximo               | 234  | 184  | 152  | 104    |
|                                       | Média                | 174  | 142  | 100  | 72     |
|                                       | DP                   | 48   | 35   | 50   | 30     |
|                                       | CV(%)                | 0,27 | 0,24 | 0,50 | 0,41   |
|                                       | Eficiência(%)        | --   | 18   | 29   | 49     |
|                                       | Eficiência Total(%)  | --   | --   | 42   | 58     |

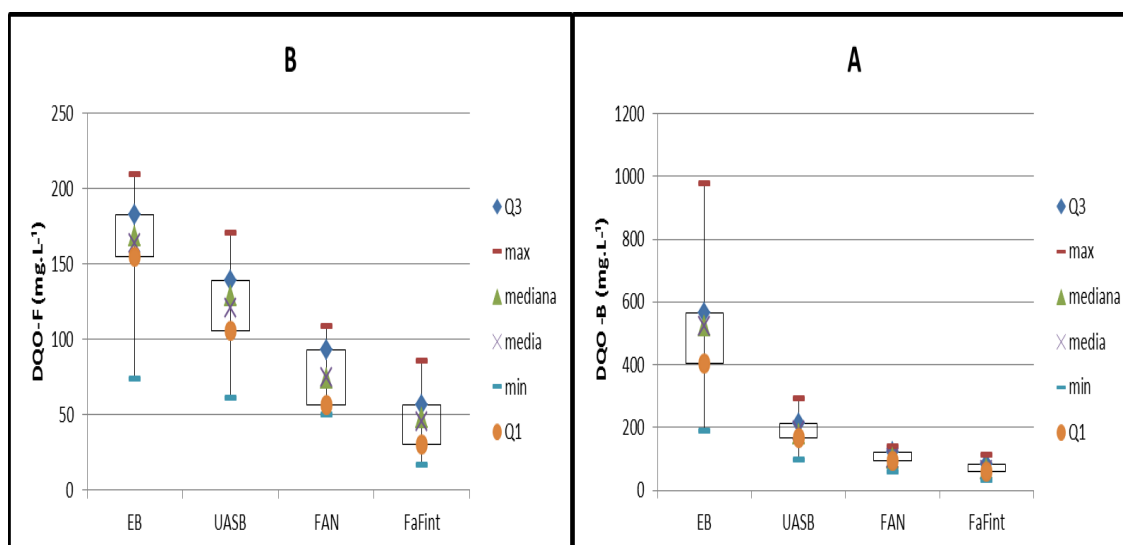
A DQO bruta e filtrada do esgoto manteve-se na média de 447 e 174 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente, na primeira fase. A DQO bruta e filtrada residual no efluente do reator UASB apresentaram valores médios de 222 e 142 mg.L<sup>-1</sup>, com remoções de 50 e 18%, respectivamente (Tabela 6). A adição do inóculo no reator UASB teve o

objetivo de diminuir o tempo de partida a fim de que a estabilização do reator ocorresse em menor tempo. O reator UASB operou com TDH de 22,8 h e carga orgânica volumétrica de 0,549 kgDQO/m<sup>3</sup>.d (Tabela 3). Moawad et al., (2009) operaram um reator UASB inoculado, tratando esgotos domésticos e obtiveram durante os três primeiros meses remoções de DQO bruta de 57%, embora com TDH de 4h e carga orgânica média de 2,33 KgDQO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>.

Na primeira fase, o FAN removeu 44% de DQO bruta e 29% de DQO filtrada, produzindo um efluente final com concentrações médias de 123 mg.L<sup>-1</sup> de DQO bruta e 100 mg.L<sup>-1</sup> de DQO filtrada, propiciando remoções totais de DQO bruta e filtrada de 72 e 42%, respectivamente (Tabela 6). O FaFint removeu 58% de DQO bruta e 49% de DQO filtrada, resultando um efluente final com concentrações médias respectivas de 93 mg.L<sup>-1</sup> de DQO bruta e 72 mg.L<sup>-1</sup> de DQO filtrada, propiciando remoções totais de 79% e 58%, respectivamente (Tabela 6). Na primeira fase, os filtros ainda não haviam desenvolvido a cultura biológica completa capaz de degradar os compostos presentes no efluente do reator UASB.

Na Figura 6, são expostos os valores das concentrações de DQO bruta (Figura 6A) e filtrada (Figura 6B) na fase de operação, compreendendo 22 determinações de cada parâmetro.

**Figura 6** – Concentrações da DQO bruta (A) e filtrada (B) no EB, efluente do reator UASB, efluente do FAN e efluente do FaFint correspondente à segunda fase do monitoramento.



Fonte: Elaborada pelo autor

Na segunda fase, os valores médios das concentrações de DQO bruta e filtrada do esgoto foram de  $523 \text{ mg.L}^{-1}$  e  $164 \text{ mg.L}^{-1}$ , respectivamente. De acordo com a classificação proposta por Metcalf e Eddy (2003), este esgoto é caracterizado como tipo médio. Na Figura 6, a distribuição de dados de DQO bruta é assimétrica à esquerda, a linha que representa a mediana está próxima de Q3 (75%), e a DQO filtrada é assimétrica à direita, representando a mediana que corresponde a Q1 (25%).

Após o tratamento no reator UASB, as concentrações de DQO bruta e filtrada do efluente produzido apresentaram valores médios de 190 e  $121 \text{ mg.L}^{-1}$ , com remoções de 64 e 26%, respectivamente (Figura 6). O reator UASB operou com TDH de 22,8 h e carga orgânica volumétrica de  $0,549 \text{ kgDQO/m}^3.\text{d}$  (Tabela 3).

Mahmoud (2008) operou um reator UASB tratando esgotos doméstico, com TDH de 10h e carga orgânica volumétrica de  $3,35 \text{ gDQO/m}^3.\text{d}$  e obteve remoções de DQO bruta e filtrada de 54% e 23%, respectivamente. Akila e Chandra (2007) operaram um reator UASB, tratando esgoto doméstico tipo forte (METCALF e EDDY, 2003), com TDH de 24h e carga orgânica variando entre 0,935 a  $0,1030 \text{ gDQO/m}^3.\text{d}$ , obtiveram eficiência de remoção de DQO bruta de 83%.

Calijuri et al.,(2009) monitoraram reator UASB operados com TDH de 7h e obtiveram remoção de 60% de DQO bruta. Halalshed et al., (2005) operaram um reator UASB aplicando elevadas cargas orgânicas no intervalo entre 1500-1800  $\text{gDQO/m}^3.\text{d}$  e TDH de 24h, obtiveram remoções superiores de DQO bruta de 87-97%. Elmitwalli e Otterpohl (2007) obtiveram remoções similares de DQO bruta de 64% tratando esgotos domésticos com TDH de 16h em reator UASB. Graaff et al., (2010) operaram um reator UASB e alcançaram remoção média de 78% de DQO bruta, porém com carga orgânica aplicada de  $1,0 \text{ kg DQO/m}^3.\text{d}$  e TDH de 8,7 d.

Na segunda fase, o FaFint removeu 46% de DQO bruta e 38% de DQO filtrada, produzindo um efluente final com concentrações médias de  $101 \text{ mg.L}^{-1}$  de DQO bruta e  $75 \text{ mg.L}^{-1}$  de DQO filtrada, propiciando remoções totais de DQO bruta de 80% (Figura 6A) e DQO filtrada de 54% (Figura 6B).

Após os três primeiros meses de operação, considerados como período de partida dos reatores, é possível observar que o efluente do FAN apresentou concentrações mais estáveis de DQO, confirmando que o reator atingiu o equilíbrio dinâmico, ocorrendo então o desenvolvimento da biomassa formada e adaptada. Van Haandel e Lettinga (1994) estabelecem para um reator biológico sem o emprego de inóculo um período entre três a quatro meses para atingir o regime estacionário. Os autores ainda ressaltam que o período de partida é o tempo necessário para obtenção de um efluente com características essencialmente constantes no decorrer da operação do sistema.

Tonetti et al., (2012) monitoraram um filtro anaeróbio tratando esgotos domésticos com baixo TDH de 3h e obtiveram remoções de 58% de DQO bruta. Elmitwalli et al., (2008) operaram um filtro anaeróbio tratando esgotos domésticos com TDH de 1,5 h e obtiveram remoções de DQO bruta de 40%. Tonetti et al., (2011), Camargo e Nour (2001), Camargo et al., (2001) tratando esgotos domésticos em filtros anaeróbios com TDH de 9h alcançaram remoções de DQO bruta superiores a 70%.

Constatou-se que adoções de TDH menores que os recomendados pela NBR 13969 (1997), no mínimo de 22 horas para vazões médias até 1500 L.d<sup>-1</sup> para filtro anaeróbio monitorado em regiões de temperatura acima de 25°C, são suficientes para alcançar remoções satisfatórias em uma única etapa de tratamento. Quando se compara o pós-tratamento do filtro anaeróbio em estudo com TDH de 30h, é notável que tempos de detenção longos não sejam necessários já que ambas as eficiências se assemelham. No entanto, TDH elevados como estes, findam justificando a NBR 13969 (1997) que tem por referencia sistemas unifamiliares, existindo a possibilidade de extremas variações diárias de vazões.

Na segunda fase, o FaFint removeu 67% de DQO bruta e 62% de DQO filtrada, resultando em um efluente final com concentrações médias de 67 mg.L<sup>-1</sup> de DQO bruta e 46 mg.L<sup>-1</sup> de DQO filtrada, e remoções finais para DQO bruta de 88% e DQO filtrada de 72%. O aumento na eficiência de remoção tanto para a DQO quanto para os sólidos em suspensão em ambos os filtros na segunda fase, é relacionado com o período de maturação do filtro, e consequente processo de estabilização.



Os filtros de areia não apenas retêm a matéria orgânica suspensa nos interstícios do meio filtrante, como também efetuam a degradação da matéria orgânica dissolvida. Essa particularidade corrobora com a compreensão da literatura a qual menciona que a denominação de filtração biológica é incorretamente empregada, pois o processo não realiza qualquer operação de peneiramento ou filtração (METCALF e EDDY, 2003).

Tonetti et al.,(2009) monitoraram um sistema constituído por filtro anaeróbio seguido de filtro de areia de fluxo intermitente tratando esgoto doméstico, com taxa de aplicação superficial de  $300 \text{ L.m}^{-2}\text{dia}^{-1}$  em três ciclos diários ( $100 \text{ L.m}^{-2}$ ), obtiveram remoções do filtro de areia de 75% de DQO bruta. Assayed et al., (2010) trataram esgotos domésticos em tanque séptico seguido de filtro de areia de fluxo intermitente, com taxa de aplicação média de  $150 \text{ L.m}^{-2}\text{dia}^{-1}$ , e obtiveram remoções de DQO bruta e SST de 95%, estas remoções elevadas se devem possivelmente a adoção de taxas de aplicações menores quando comparadas a aplicadas nesse estudo ( $400 \text{ L.m}^{-2}\text{dia}^{-1}$ ).

A análise de variância (ANOVA) realizada para as concentrações de DQO bruta e filtrada dos efluentes finais produzidos no FA e FaFint, apresentaram diferenças estatisticamente significativas entre os valores de DQO bruta ( $p = 7,85 \times 10^{-8} < \alpha$ ) e DQO filtrada ( $p = 2,24 \times 10^{-5} < \alpha$ ).

## 5.2 SÓLIDOS EM SUSPENSÃO

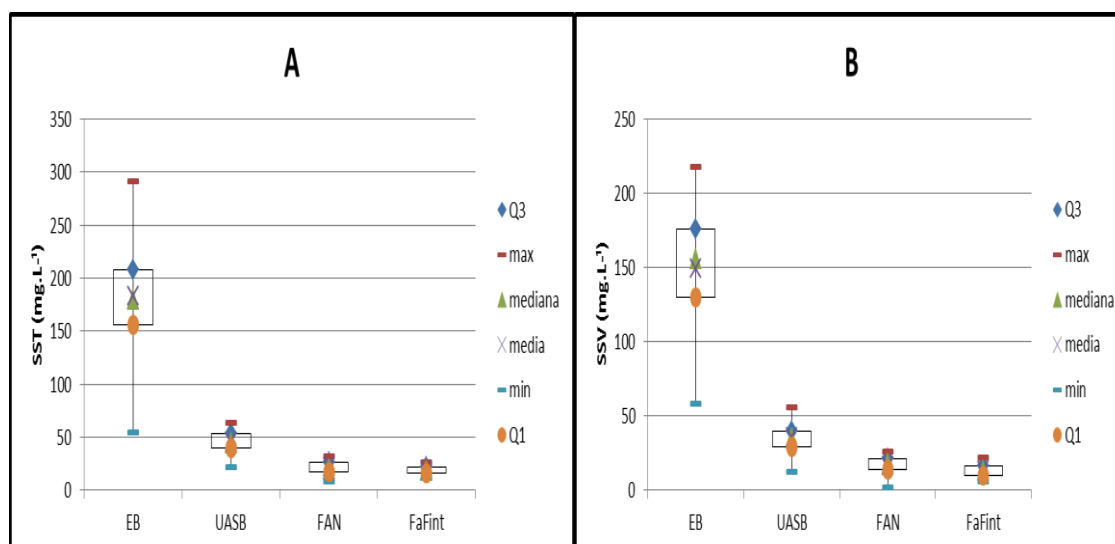
Na Tabela 7 são apresentados os valores de sólidos suspensos totais (SST) e sólidos suspensos voláteis (SSV), referentes ao período de partida, compreendendo 10 determinações de cada parâmetro.

**Tabela 7** - Valores médios, desvio padrão, coeficiente de variação e eficiência de remoção de sólidos suspensos, durante a primeira fase de operação.

| Parâmetros                   | FASE 1              | EB   | UASB | FAN  | FaFint |
|------------------------------|---------------------|------|------|------|--------|
| SST<br>(mg.L <sup>-1</sup> ) | Mínimo              | 134  | 36   | 16   | 18     |
|                              | Máximo              | 256  | 70   | 44   | 40     |
|                              | Média               | 173  | 48   | 26   | 28     |
|                              | DP                  | 39   | 9    | 8    | 7      |
|                              | CV(%)               | 0,23 | 0,19 | 0,30 | 0,25   |
|                              | Eficiência(%)       | --   | 72   | 46   | 41     |
|                              | Eficiência total(%) | --   | --   | 85   | 84     |
| SSV<br>(mg.L <sup>-1</sup> ) | Mínimo              | 112  | 24   | 8    | 4      |
|                              | Máximo              | 188  | 60   | 38   | 28     |
|                              | Média               | 134  | 39   | 20   | 15     |
|                              | DP                  | 26   | 11   | 9    | 7      |
|                              | CV(%)               | 0,19 | 0,28 | 0,42 | 0,48   |
|                              | Eficiência(%)       | --   | 76   | 48   | 61     |
|                              | Eficiência total(%) | --   | --   | 85   | 88     |

Na Figura 7 estão expostos os valores das concentrações de sólidos suspensos totais (A) e sólidos suspensos voláteis (B) em gráficos Boxplots referentes à segunda fase de operação, compreendendo 22 determinações de cada parâmetro.

**Figura 7** - Concentrações de sólidos suspensos totais (A) e voláteis (B), no EB, efluente do reator UASB, efluente do FAN e efluente do FaFint correspondente a segunda fase de monitoramento.



Fonte: Elaborada pelo autor

Na segunda fase, os valores médios das concentrações de SST e SSV do esgoto bruto foi de 183 e 150 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente (Figura 7). Após a passagem do reator UASB, as concentrações de SST e SSV do efluente produzido apresentaram valores médios de 46 mg.L<sup>-1</sup> e 35 mg.L<sup>-1</sup>, com remoções de 75% e 76%, respectivamente (Figura 7). A eficiência de remoção de sólidos em suspensão no reator UASB se manteve estável ao longo do experimento.

Tawfik et al.,(2008) monitoraram reator UASB tratando esgotos domésticos, com TDH de 24 h e elevadas cargas hidráulicas, variando de 1,9 – 4,4 kgDQO.m<sup>-3</sup>.dia<sup>-1</sup> e obtiveram remoções similares de SST e SSV de 72% e 75%. Alvarez et al., (2009) tratando esgotos domésticos em reator UASB com TDH entre 10 h, obtiveram remoções de SST de 85% após atingir o regime estacionário (120 dias). Segundo os autores, a evolução da concentração de sólidos suspensos no efluente serve de indicador principal durante a partida do reator, uma vez que está diretamente relacionado com o desenvolvimento do leito do lodo.

O FAN removeu na primeira fase 46% de SST e 48% de SSV, produzindo um efluente final com concentrações médias de 26 e 20 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente (Tabela 7). Na segunda fase, o FAN removeu 54% de SST e 51% de SSV, produzindo um efluente final com concentrações médias de SST de 21 mg.L<sup>-1</sup> (Figura 7A) e SSV de 17 mg.L<sup>-1</sup> (Figura 7B), propiciando remoção total de 88% para SST e SSV.

Busato e Pawlowsky (2005) trataram esgoto doméstico em um sistema composto por reator UASB seguido de filtro anaeróbio e obtiveram eficiência de remoção total de 71% em SST. Jordão et al., (2005) operaram um sistema constituído de tanque séptico seguido de filtro anaeróbio tratando esgotos domésticos, e obtiveram uma remoção de SST de 93%, resultando em um efluente com concentração final de 14 mg.L<sup>-1</sup>.

O FaFint removeu 41% de SST e 61% de SSV na primeira fase, produzindo um efluente final com concentrações médias de 28 e 15 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente (Tabela 7). Na segunda fase, o FaFint removeu 61% de SST e 63% de SSV, resultando em concentrações médias finais de 18 e 13 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente, propiciando remoção total de 90% de SST (Figura 7A) e 91% de SSV (Figura 7B).

Tyagi et al.,(2009) operaram um sistema constituído de reator UASB seguido de filtro lento de areia tratando esgotos domésticos, obtiveram eficiência de remoção relativamente semelhantes de 89,1% em sólidos em suspensão, no entanto adotaram uma taxa de aplicação de  $140 \text{ L.m}^{-2}\text{dia}^{-1}$ , bem inferior a empregada neste estudo. Da mesma forma, Tao et al., (2009) obtiveram remoções satisfatórias de 90% de SST monitorando um tanque séptico seguido de filtro de areia de fluxo intermitente, adotando uma taxa de aplicação superficial de  $200 \text{ L.m}^{-2}\text{dia}^{-1}$ .

Cohim et al. (2007b) monitoraram um sistema composto por reator UASB seguido de filtro de areia de fluxo intermitente com aplicação de 24, 48 e 56 ciclos.dia<sup>-1</sup>, utilizando granulometrias com tamanho efetivo (TE) de 0,5; 0,7 e 1,2 mm e taxa de aplicação superficial em  $600 \text{ L.m}^{-2}\text{dia}^{-1}$ . Obtiveram um efluente com concentração abaixo de  $5 \text{ mg.L}^{-1}$ , exceto para a frequência de dosagem de 24 e com tamanho efetivo de 0,7 mm e 1,2 mm, devido a maior presença de grãos mais finos ter diminuindo a reaeração do leito filtrante e conseqüentemente o desempenho do filtro. Segundo o autores, os filtros de areia de fluxo intermitente são eficientes na remoção de matéria particulada na forma de sólidos suspensos, independente da granulometria e da frequência de aplicação, produziu em um afluente com qualidade consistentemente abaixo de  $20 \text{ mg.L}^{-1}$ .

Pôde ser evidenciado ao aplicar o teste da ANOVA nos valores finais de SST e SSV dos efluentes produzidos no FAN e FaFint, que ambos não apresentaram diferenças estatisticamente significativas, com valores de  $p= 0,111339$  de SST e  $p= 0,111339$  de SSV maiores que  $\alpha(0,05)$ .

### 5.3 COMPOSTOS NITROGENADOS

Na Tabela 8 são apresentados os valores de nitrogênio total, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato referentes à primeira fase de operação, compreendendo 10 determinações de cada parâmetro.

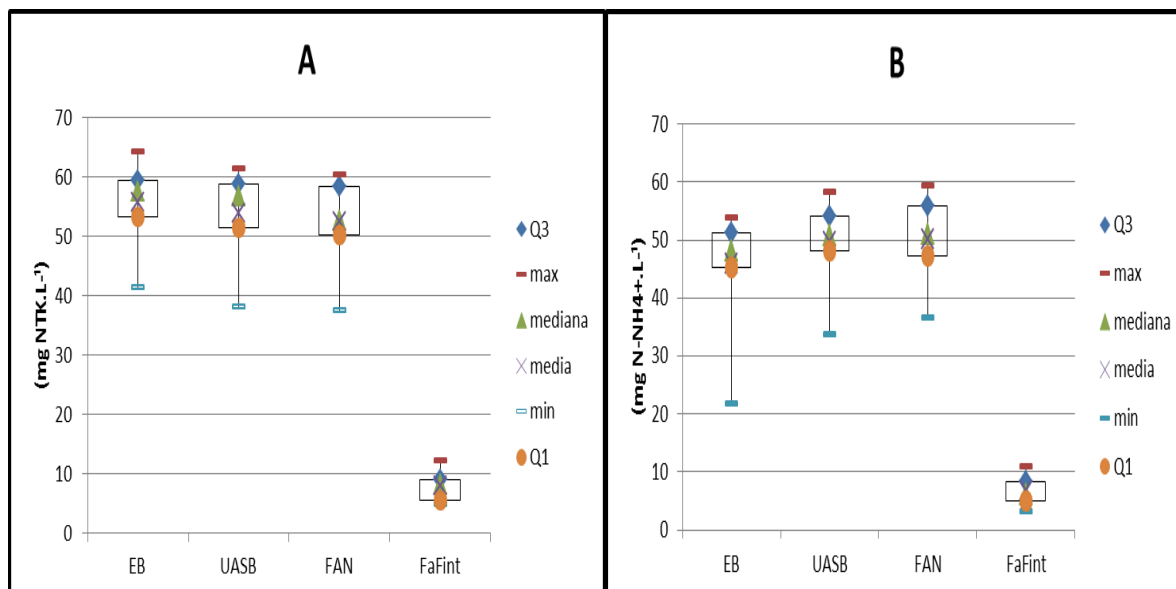
**Tabela 8** – Valores médios, desvio padrão, coeficiente de variação e eficiência de remoção dos compostos nitrogenados, na primeira fase de operação.

| Parâmetros                                                  | FASE 1        | EB   | UASB | FAN  | FaFint |
|-------------------------------------------------------------|---------------|------|------|------|--------|
| <b>N-NTK<br/>(mg.L<sup>-1</sup>)</b>                        | Mínimo        | 44   | 45   | 41   | 5      |
|                                                             | Máximo        | 66   | 61   | 60   | 14     |
|                                                             | Média         | 54   | 54   | 52   | 10     |
|                                                             | DP            | 7    | 6    | 8    | 3      |
|                                                             | CV(%)         | 0,14 | 0,10 | 0,15 | 0,30   |
|                                                             | Eficiência(%) | --   | --   | 4    | 81     |
| <b>N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup><br/>(mg.L<sup>-1</sup>)</b> | Mínimo        | 33   | 38   | 30   | 4      |
|                                                             | Máximo        | 51   | 57   | 59   | 17     |
|                                                             | Média         | 42   | 48   | 48   | 9      |
|                                                             | DP            | 6    | 7    | 9    | 3      |
|                                                             | CV(%)         | 0,15 | 0,14 | 0,19 | 0,36   |
|                                                             | Eficiência(%) | --   | --   | --   | 81     |
| <b>N-NO<sub>2</sub><br/>(mg.L<sup>-1</sup>)</b>             | Mínimo        | --   | --   | --   | 1      |
|                                                             | Máximo        | --   | --   | --   | 15     |
|                                                             | Média         | --   | --   | --   | 6      |
|                                                             | DP            | --   | --   | --   | 4      |
|                                                             | CV(%)         | --   | --   | --   | 0,66   |
| <b>N-NO<sub>3</sub><br/>(mg.L<sup>-1</sup>)</b>             | Mínimo        | --   | --   | --   | 7      |
|                                                             | Máximo        | --   | --   | --   | 41     |
|                                                             | Média         | --   | --   | --   | 24     |
|                                                             | DP            | --   | --   | --   | 10     |
|                                                             | CV(%)         | --   | --   | --   | 0,48   |

As concentrações de N-NTK do esgoto bruto e efluente do UASB na primeira fase se mantiveram na média de 54 mgN-NTK.L<sup>-1</sup> (Tabela 8). O efluente produzido no reator UASB por vezes apresentava concentrações maiores de nitrogênio total Kjeldahl do que o EB. Este fato pode estar relacionado ao inóculo de lodo adicionado no reator UASB no início da operação, que possivelmente ocorria arraste de biomassa junto com efluente nos maiores horários de pico, bem como coletas de amostras pontuais para realização das análises. O efluente final produzido no FAN manteve uma concentração média de N-NTK de 52 mgN-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>.L<sup>-1</sup>. A concentração de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> do afluente do EB foi de 42 mgN-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>.L<sup>-1</sup> e para ambos efluentes produzidos em reatores anaeróbios esta concentração foi de 48 mgN-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>.L<sup>-1</sup> (Tabela 8).

Na Figura 8 são apresentados os valores das concentrações N-NTK e  $\text{N-NH}_4^+$  referentes à segunda fase de operação, compreendendo 22 determinações de cada parâmetro.

**Figura 8** – Concentrações de N-NTK (A) e  $\text{N-NH}_4^+$  (B) no EB e efluente dos reatores na segunda fase de operação.



Fonte: Elaborada pelo autor

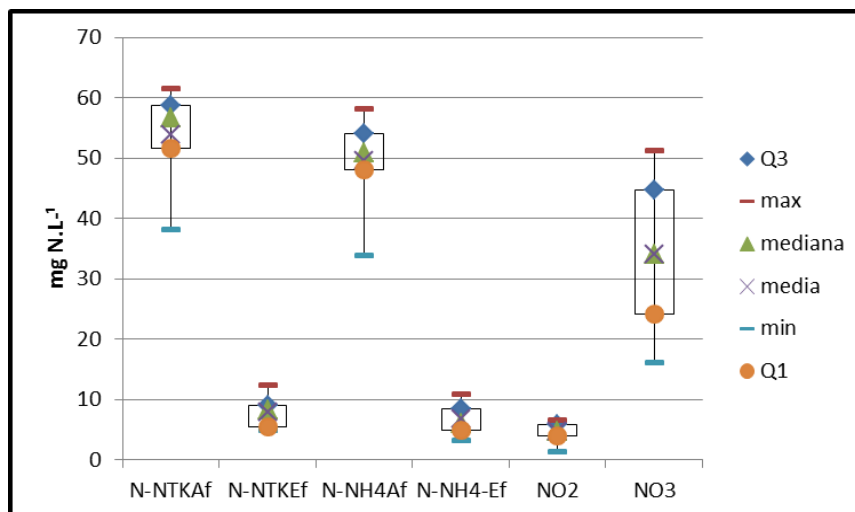
Na segunda fase, a concentração média de N-NTK e  $\text{N-NH}_4^+$  do esgoto bruto foi de 56 mgN-NTK.L<sup>-1</sup> e 46 mgN-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>.L<sup>-1</sup>, respectivamente. O efluente produzido no reator UASB e filtro anaeróbico apresentaram concentrações médias de N-NTK de 54 mgN-NTK.L<sup>-1</sup> e 53 mgN-NTK.L<sup>-1</sup>, respectivamente, e em ambos efluentes anaeróbios a concentração média de  $\text{N-NH}_4^+$  se manteve em 50 mgN-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>.L<sup>-1</sup> (Figura 8).

O sistema 1 resultou uma eficiência pouco representativa na conversão dos compostos nitrogenados, visto que em sistemas totalmente anaeróbios já é esperado esse comportamento. Bem como, os valores de pH estiveram em faixa neutra, não permitindo que a amônia fosse volatilizada para a forma de  $\text{N-NH}_3^+$ . O CONAMA 430/2011 recomenda que para lançamento em corpos receptores, os valores de nitrogênio amoniacal estejam abaixo de 20 mg/L, confirmando para este experimento a necessidade de pós-tratamento caso seja lançado em um corpo receptor.

Entretanto, quando o mesmo se destina para produção agrícola, conservar o nitrogênio presente representa uma oferta de nutrientes. Segundo Verstraete et al., (2009) a recuperação do nitrogênio presente em águas residuárias domésticas é capaz de atingir cerca de 30% na atual demanda de nitrogênio necessária na produção agrícola. Surge então o momento de reciclar o nitrogênio presente no esgoto ao invés de “desperdiçar”.

A Figura 9 expõe o comportamento da nitrificação do efluente do FaFint durante a segunda fase, por meio das concentrações de N-NTK afluente (N-NTKAf) e efluente (N-NTKEf), nitrogênio amoniacal afluente (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>Af) e as concentrações médias de nitrito (N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) e nitrato (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>)

**Figura 9** – Comportamento da nitrificação no filtro de areia na segunda fase.



Fonte: Elaborada pelo autor.

Na primeira fase, o FaFint removeu 81% de N-NTK e N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, produzindo um efluente com concentrações médias finais de N-NTK (10 mg.L<sup>-1</sup>), N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (9 mg.L<sup>-1</sup>), N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> (6 mg.L<sup>-1</sup>) e N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (24 mg.L<sup>-1</sup>) (Tabela 9). Quando atingiu o regime estacionário (segunda fase), o FaFint removeu 85% de NTK e 86% de nitrogênio amoniacal, produzindo um efluente final com concentrações médias de N-NTK (8 mg.L<sup>-1</sup>), N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (7 mg.L<sup>-1</sup>), N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> (5 mg.L<sup>-1</sup>) e N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (34 mg.L<sup>-1</sup>) (Figura 9).

As concentrações de nitrogênio amoniacal no sistema 2 atenderam os requisitos de recomendação aos padrões de lançamento, com limite até 20 mg.L<sup>-1</sup> de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, previsto pelo CONAMA 430/2011 nas duas fases do sistema experimental.

O balanço de nitrogênio se manteve coerente durante a pesquisa, com conversão média de 63% de nitrogênio amoniacal em nitrato durante a passagem do afluente do reator UASB no FaFint. Cohim et al., (2007a) trataram esgoto doméstico com alta concentração de nitrogênio em sistema constituído de reator UASB seguido de filtro de areia de fluxo intermitente, e obtiveram conversão de 50% da parcela nitrogênio amoniacal para nitrato com taxa de aplicação de  $600 \text{ L.m}^{-2}\text{dia}^{-1}$ .

A taxa de aplicação recomendada pela NBR 13969 (1997) para o filtro de areia de fluxo intermitente em pós-tratamento deve se limitar a  $100 \text{ L.m}^{-2}\text{dia}^{-1}$  (ABNT, 1993). Por outro lado, a USEPA (1999) recomenda que seus limites não ultrapassem a  $200 \text{ L.m}^{-2}\text{dia}^{-1}$ . Porém, foi possível observar pelos resultados obtidos que com taxa de aplicação de  $400 \text{ L.m}^{-2}\text{dia}^{-1}$  propiciou eficientes remoções de nitrogênio desde o período de partida do sistema experimental.

Tonetti (2008) levanta a hipótese de que para o alto desempenho da nitrificação desde o início do experimento é relacionado à existência de bactérias nitrificantes agregadas na própria areia, que possivelmente multiplicaram-se logo nas primeiras semanas de aplicação do efluente do reator UASB. Outro indicador que confirma a elevada nitrificação foi o alto consumo de alcalinidade, cuja concentração média no efluente do reator UASB foi de  $401 \text{ mgCaCO}_3.\text{L}^{-1}$  e no efluente do FaFint de  $93 \text{ mgCaCO}_3.\text{L}^{-1}$ .

Como na nitrificação as bactérias autotróficas oxidam amônia para nitrito e, depois para nitrato, sendo este processo exclusivamente relacionado com a disponibilidade de oxigênio e somente exequível em ambiente aeróbio, portanto, para atender a manutenção de suprimento de oxigênio para as bactérias é necessário um período de alternância de aplicação e reaeração, a fim de que o estoque de oxigênio nos espaços vazios do leito se renove, por meio de mecanismos de difusão molecular (SANTOS et al., 2006).

Outra explicação pode ser à percolação do afluente, a amônia fica retida nos interstícios dos grãos de areia, sendo então decomposta e oxidada até a próxima aplicação, carreando todo material mineralizado. Assim, maior parte da concentração de nitrato do afluente é o resultado da nitrificação das cargas



anteriores, e a sua descarga terá um ponto que ocorre a nitrificação da carga atual, resultando em redução de amônia e aumento do nitrato, uma vez que exigem então a necessidade de se coletar uma amostra composta (HOFFMANN et al., 2005).

A intermitência e conseqüentemente o repouso necessário para renovação das condições aeróbias influencia consideravelmente na remoção de compostos nitrogenados em filtro de areia. Um estudo realizado por Zhang et al., (2005) com filtros de areia de fluxo intermitente e contínuo, e obtiveram resultados para remoção em regime contínuo de 70% de nitrogênio amoniacal e 77,7% de nitrogênio total. Com fluxo intermitente, embora a taxa de aplicação superficial tenha aumentado quatro vezes mais, propiciou um aumento de 90% para nitrogênio amoniacal e 80% para nitrogênio total.

De acordo com Sousa et al., (2006), a remoção de nutrientes é fundamental para mitigar o processo de eutrofização quando as águas superficiais são o destino final do efluente, no entanto, quando o mesmo se destina à irrigação, a vantagem é manter o nitrogênio, uma vez que estes elementos substituirá os fertilizantes químicos. Neste caso, um efluente produzido em filtros de areia de fluxo intermitente, pode apresentar a possibilidade de ser reutilizado na agricultura, em consequência de sua alta concentração de nitrato.

#### 5.4 pH e ALCALINIDADE

Na Tabela 9 estão dispostos os valores mínimo, máximo, médio, desvio padrão (DP), coeficiente de variação (CV) do pH e alcalinidade total para as duas fases dos sistemas experimentais, compreendendo 32 determinações de cada parâmetro.

**Tabela 9** – Valores de pH e alcalinidade total nas duas fases de operação dos sistemas experimentais.

| Parâmetros                                              |        | Fase 1 |      |      |        | Fase 2 |      |      |        |
|---------------------------------------------------------|--------|--------|------|------|--------|--------|------|------|--------|
|                                                         |        | EB     | UASB | FAN  | FaFint | EB     | UASB | FAN  | FaFint |
| pH                                                      | Mínimo | 7,3    | 7,2  | 7,4  | 6,5    | 7,1    | 7,1  | 7,3  | 6,2    |
|                                                         | Máximo | 7,5    | 7,5  | 7,7  | 7,1    | 7,6    | 7,7  | 7,9  | 7,3    |
|                                                         | Média  | 7,4    | 7,4  | 7,5  | 6,9    | 7,3    | 7,4  | 7,6  | 6,7    |
|                                                         | DP     | 0,05   | 0,08 | 0,11 | 0,24   | 0,14   | 0,18 | 0,15 | 0,29   |
|                                                         | CV(%)  | 0,01   | 0,01 | 0,01 | 0,03   | 0,02   | 0,02 | 0,02 | 0,04   |
| Alcalinidade<br>(mgCaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> ) | Mínimo | 323    | 352  | 344  | 57     | 298    | 326  | 326  | 26     |
|                                                         | Máximo | 374    | 399  | 395  | 135    | 432    | 472  | 472  | 176    |
|                                                         | Média  | 353    | 372  | 377  | 70     | 385    | 404  | 404  | 94     |
|                                                         | DP     | 16     | 14   | 15   | 28     | 39     | 31   | 31   | 40     |
|                                                         | CV(%)  | 0,05   | 0,04 | 0,04 | 0,39   | 0,10   | 0,08 | 0,08 | 0,42   |

Na Tabela 9, observa-se que os valores médios de pH do esgoto bruto e efluentes anaeróbios se mantiveram estáveis e dentro do intervalo considerado ideal para digestão anaeróbia. De acordo com Chernicharo (2007), os microrganismos produtores de metano tem um crescimento ótimo na faixa de pH entre 6,6 e 7,4, embora se possa conseguir estabilidade, na formação de metano, numa faixa mais ampla de pH, entre 6,0 e 8,0. O valor e estabilidade do pH no reator anaeróbio são de extrema importância, pois os microrganismos para a fermentação ácida são muito menos sensíveis para valores baixos ou altos do pH, se o pH for menor que 6,3 ou superior a 7,8 a taxa de metanogênese decresce rapidamente (Van Haandel e Lettinga, 1994).

Segundo Metcalf e Eddy (2003), a faixa ideal de pH para ocorrência da nitrificação deve estar situada entre 7,2 e 9,0, valores estes que estão acima ao efluente produzido no FaFint, com valores médios de pH de 6,9 na primeira fase e 6,7 na segunda fase (Tabela 9). Entretanto, ocorreram conversões significativas de nitrogênio orgânico a amoniacal e em seguida, a nitrificação durante a passagem do efluente do reator UASB no filtro de areia de fluxo intermitente. Para Van Haandel e Marais (1999) o valor de pH que cessa a atividade das bactérias nitrificantes é abaixo de 6,0.

Os resultados obtidos de pH no efluente final em ambos os sistemas estão no intervalo compreendido pela Resolução CONAMA 430/2011, com valores de pH 5,0

e 9,0, obedecendo à norma vigente com relação a padrões de lançamento em corpos receptores.

Os valores médios das concentrações de alcalinidade total do esgoto e efluente produzido no reator UASB na primeira fase foi de 353 e 372  $\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ , respectivamente. Valores estes que aumentaram na segunda fase para 385  $\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$  do esgoto bruto e 404  $\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$  do efluente de reator UASB. O FAN produziu em efluente final com concentração média de alcalinidade total na primeira e segunda fase de 377 e 404  $\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ , respectivamente.

No processo de digestão anaeróbia, a alcalinidade é gerada a partir da amonificação ou pela remoção dos ácidos graxos voláteis, garantindo a manutenção do valor do pH e a estabilidade do processo (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994). Neste caso, praticamente não ocorreu aumento na concentração de alcalinidade total durante o tratamento anaeróbio, confirmado pelos valores encontrados durante toda pesquisa.

O FaFint produziu um efluente com concentrações de alcalinidade total de 70  $\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$  na primeira fase e 94  $\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$  na segunda fase. Embora o consumo de alcalinidade tenha sido verificado houve pequenas reduções nos valores do pH, indicando que o efluente do UASB apresentou boa capacidade de tamponamento, assegurando o consumo da alcalinidade e estabilidade no pH. Esse consumo é dado durante o processo de nitrificação requerendo 7,14  $\text{mgCaCO}_3$  por mg de  $\text{N-NH}_4^+$  oxidado. Os valores de concentração de alcalinidade no efluente do filtro de areia de fluxo intermitente confirmam suas elevadas concentrações de nitrato (34  $\text{mgN-NO}_3^-\cdot\text{L}^{-1}$ ).

## 5.5 FÓSFORO TOTAL E ORTOFOSFATO

Na tabela 10 estão dispostos os valores mínimo, máximo, médio, desvio padrão (DP), coeficiente de variação (CV) e eficiências de remoção de fósforo total e ortofosfato, compreendendo 20 determinações de cada parâmetro.

**Tabela 10** – Valores de fósforo total e ortofosfato referentes às duas fases de operação dos sistemas experimentais.

| Parâmetros                                                   |        | Fase 1 |      |     |        | Fase 2 |      |     |        |
|--------------------------------------------------------------|--------|--------|------|-----|--------|--------|------|-----|--------|
|                                                              |        | EB     | UASB | FAN | FaFint | EB     | UASB | FAN | FaFint |
| <b>Fósforo Total<br/>(mg P.L<sup>-1</sup>)</b>               | Mínimo | 4,9    | 4,3  | 4,1 | 3,7    | 5,7    | 4,9  | 4,1 | 3,9    |
|                                                              | Máximo | 5,9    | 5,8  | 5,2 | 4,9    | 9,3    | 8,7  | 7,3 | 7,6    |
|                                                              | Média  | 5,4    | 5,2  | 4,7 | 4,6    | 6,9    | 6,5  | 5,9 | 5,7    |
|                                                              | DP     | 0,5    | 0,5  | 0,4 | 0,5    | 1,0    | 1,1  | 0,9 | 4,3    |
|                                                              | CV(%)  | 0,1    | 0,1  | 0,1 | 0,1    | 0,1    | 0,2  | 0,1 | 0,9    |
| <b>Eficiência (%)</b>                                        |        | --     | 3    | 13  | 11     | --     | 6    | 13  | 17     |
| <b>Ortofotofato<br/>(mg P-PO<sub>4</sub>.L<sup>-1</sup>)</b> | Mínimo | 2,6    | 3,9  | 3,6 | 2,4    | 2,6    | 3,4  | 3,6 | 3,4    |
|                                                              | Máximo | 5,4    | 5,9  | 6,5 | 4,2    | 5,4    | 5,9  | 6,0 | 5,9    |
|                                                              | Média  | 4,5    | 5,0  | 3,8 | 3,7    | 4,3    | 4,7  | 5,1 | 4,9    |
|                                                              | DP     | 0,7    | 0,8  | 0,8 | 0,7    | 0,9    | 0,9  | 0,7 | 0,7    |
|                                                              | CV(%)  | 0,2    | 0,2  | 0,2 | 0,2    | 0,2    | 0,2  | 0,1 | 0,2    |
| <b>Eficiência (%)</b>                                        |        | --     | 11   | 15  | 18     | --     | 9    | 18  | 14     |

De acordo com a Tabela 10, não ocorreu remoções significativas no reator UASB. O sistema 1 removeu 13% de fósforo total em ambas as fases experimentais (Tabela 10). Tratando-se de um sistema composto por reatores totalmente anaeróbios é esperada uma capacidade reduzida em remoção dos principais nutrientes presentes no esgoto como fósforo e nitrogênio (CHERNICHARO, 2007).

O sistema 2 removeu 11% e 17% na primeira e segunda fase, respectivamente (Tabela 10). Segundo COHIM et al., (2007a), o início do funcionamento dos filtros de areia dispõe de uma capacidade de retenção mais efetiva inicialmente devido a maior disponibilidade de sítios, isto é, com a maturação do filtro é de esperar uma menor retenção ou mesmo liberação de fósforo. Anderson et al., (1985) afirmam que a remoção de fósforo diminui a medida que a maturação do filtro ocorre, inicialmente a capacidade de retenção de fósforo tende a atingir valores percentuais em até 50% em filtros novos, essa constatação depende da composição do material suporte, geralmente essa remoção ocorre por precipitação e adsorção de fósforo.

Rodgers et al.,(2005) operaram um FaFint com 0,9 m de profundidade, no qual inicialmente apresentava uma significativa remoção de fósforo e após 30 dias a capacidade foi reduzida devido a menores áreas de adsorção. Sovik e Klove (2005)

obtiveram resultados que indicaram que os mecanismos de remoção de fósforo em FaFint ocorrem tanto por adsorção quanto por precipitação e que podem ser difíceis de discernir entre esses dois processos de retenção.

O desempenho de ambos os sistemas resultaram em baixas remoções de fósforo. Significando que, os efluentes resultantes podem ser utilizados para fertirrigação agrícola, visto que nessas condições a conservação do fósforo presente representa uma oferta de nutrientes.

## 5.6 OVOS DE HELMINTOS

Na tabela 11 estão dispostos os valores mínimo, máximo, médio, desvio padrão (DP), coeficiente de variação (CV) e eficiências de ovos de helmintos, compreendendo 10 determinações de cada parâmetro.

**Tabela 11** – Concentrações de ovos de helmintos do esgoto bruto e efluentes dos reatores.

| Parâmetros                                     |               | EB  | UASB | FAN  | FaFint |
|------------------------------------------------|---------------|-----|------|------|--------|
| <b>Ovos de helmintos (ovos.L<sup>-1</sup>)</b> | Mínimo        | 60  | 8    | 0,41 | 0,02   |
|                                                | Máximo        | 125 | 20   | 2,6  | 0,07   |
|                                                | Média         | 94  | 13,7 | 1,15 | 0,07   |
|                                                | DP            | 19  | 4,4  | 0,81 | 0,04   |
|                                                | CV(%)         | 0,2 | 0,3  | 0,71 | 0,58   |
|                                                | Eficiência(%) | --  | 85,1 | 91,7 | 98,7   |
| <b>Eficiência total (%)</b>                    |               | --  | --   | 98,7 | 99,5   |

De acordo com a Tabela 11 pode ser observado que houve um acentuado decréscimo na presença de ovos de helmintos em ambos os sistemas experimentais. A alta sedimentabilidade dos ovos de helmintos tende a ser acumulada no leito do lodo ativo e meio suporte em consequência do regime de fluxo ascendente, bem como, a elevada capacidade de retenção em sólidos suspensos. Nos filtros ocorreu este favorecimento, em que os ovos permaneceram no filtro ou aderidos no meio filtrante. Cavalcante et al., (2010) obtiveram remoções superiores a 99% operando um filtro anaeróbio precedido de tanque séptico.

O sistema 1 removeu 98,7% de ovos de helmintos, produzindo um efluente com concentrações finais de 1,15 ovo.L<sup>-1</sup>, acima a estabelecida pela OMS (2006), a qual recomenda que em efluente tratado destinado a aplicação agrícola esteja em

valores menores que 0,1 ovo.L<sup>-1</sup>. O sistema 2 removeu 99,5% de ovos de helmintos, resultando um efluente final com concentração de 0,07 ovo.L<sup>-1</sup>, portanto, obedecendo as diretrizes estabelecidas pela OMS (2006).

A análise de variância (ANOVA) foi realizada para comparar as concentrações de ovos de helmintos dos efluentes finais produzidos em ambos os sistemas experimentais, indicando diferença estatisticamente significativa por resultar um valor  $p = 0,00109 < \alpha(0,05)$ .

## 5.7 OUTROS ASPECTOS

Alguns fatores possivelmente influenciaram nos resultados da pesquisa, à vista disso, são considerados relevantes mencionar:

- O funcionamento “robusto” em sistemas descentralizados se refere à capacidade de absorver as variações de carga no sistema. Por dispor de regimes hidráulicos caracterizados pela alimentação intermitente, é comum ocorrer picos de vazões. Uma sobrecarga hidráulica pode causar problemas biológicos de funcionamento em sistemas que tenham pouca flexibilidade, podendo até causar diminuição na eficiência do sistema (HOFFMAN et. al., 2004). Assim, sistemas unifamiliares são mais raros uniformizar vazões de entrada no reator UASB, bem como, o des controle das velocidades ascensionais pode provocar o arraste da biomassa ou curto circuitos e caminhos preferenciais ocorrendo possíveis quedas no desempenho, portanto, o reator UASB deve ter um volume mínimo de 0,5 m<sup>3</sup> para garantir as variações de corpos hidrodinâmicos.
- Devido a algumas dificuldades operacionais encontradas durante o monitoramento do sistema experimental, um aspecto importante observado foi a necessidade de garantir uma distribuição uniforme do afluente no filtro de areia de fluxo intermitente. A disposição uniforme evita que afete o desempenho do filtro e sobrecarregue áreas específicas que motiva a desenvolver um processo progressivo de colmatação em locais singulares, caminhos preferenciais (curto-circuitos) e consequentes aumentos nos custos de operação do sistema. A distribuição uniforme do afluente deve assegurar que toda área disponível seja utilizada, Couracci Filho et al., (2001) propõem que, para uma boa distribuição do afluente sobre o leito de

areia, deve-se construir sobre sua superfície, uma placa de distribuição. A placa poderá ser feita de concreto ou qualquer outro material que seja resistente ao choque do líquido sobre sua parte superior. Pesquisas realizadas por Veras e Di Bernardo (2008) utilizaram uma placa defletora permitindo uma distribuição mais uniforme da vazão afluyente, Tonetti et al.,(2004), empregaram uma placa quadrada de 20 cm de comprimento, feita de madeira e posicionada no centro da camada superficial do filtro de areia de fluxo intermitente. Quando ocorria o lançamento do afluyente pela tubulação de distribuição, existia um choque do líquido com a placa empregada, distribuindo as gotículas sobre a superfície. Com a adoção deste aparato, evitou-se a formação de canais preferenciais e erosão do leito de areia.

## 6 CONCLUSÕES

1. Os resultados obtidos nesta pesquisa demonstraram que ambos os sistemas apresentaram bons desempenhos, com eficiência média de remoção de DQO bruta do sistema 1 (UASB-FAN) de 80% e sistema 2 (UASB-FaFint) de 86%. Para sólidos suspensos totais de 88 e 90% para sistema 1 e 2, respectivamente.
2. A análise de variância (ANOVA) detectou que há diferenças estatisticamente significativas nos efluentes finais produzidos no FAN e FaFint de DQO ( $p=7,85 \times 10^{-8}$ ) e ovos de helmintos ( $p=0,00109$ ).
3. O filtro anaeróbio submerso mostrou-se viável no pós-tratamento de efluente de reator UASB, removendo 46% de matéria orgânica residual, expressos na forma de DQO bruta. No entanto, o efluente ainda mantém elevada concentração de macronutrientes, reforçando a ideia que sistemas totalmente anaeróbios conservam os nutrientes contidos nos esgotos domésticos, permitindo seu uso para fertirrigação.
4. O Filtro de areia de fluxo intermitente além de complementar a remoção de matéria orgânica, promoveu a nitrificação, com valores superiores a 85% da remoção de N-NTK afluente, produzindo efluente com elevada concentração de nitrato ( $34 \text{ mgN-NO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ ).
5. Ambos os sistemas removeram ovos de helmintos, 98,7% para o afluente final do filtro anaeróbio submerso e 99,5% para o filtro de areia de fluxo intermitente.
6. O sistema 2 (UASB-FaFint) produziu um efluente com melhor qualidade sanitária cumprindo as diretrizes da OMS(2006) para ovos de helmintos. E concentrações de nutrientes na forma mais oxidada e assimilável para aplicação na agricultura.



## 7 RECOMENDAÇÕES

1. Investigar a colmatção em filtros de areia, tendo como base o acompanhamento da taxa de crescimento bacteriano superficial correlacionado com as diversas variáveis incluídas na operação do filtro, como: taxa de aplicação orgânica e superficial, frequência de dosagens e concentração de DQO afluente.
2. Avaliar as frequências de aplicações e períodos de repouso em filtros de areia de fluxo intermitente com intuito de maximizar a remoção de microrganismos e oxidação da matéria orgânica.
3. Aperfeiçoar a distribuição do afluente do filtro de areia de fluxo intermitente, de modo a assegurar uniformidade em toda camada superficial.

## REFERÊNCIAS

ABBASI, T., ABBASI, S. A. Formation and impact of granules in fostering clean energy production and wastewater treatment in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v.16, p.1696–1708, 2012.

AKILA, G.; CHANDRA, T.S.; Performance of an UASB reactor treating synthetic wastewater at low-temperature using cold-adapted seed slurry. **Process Biochemistry**, v.42, p. 466–471, 2007.

ALI, M.; AL-SA'ED, R.; MAHMOUD, N. Start-up phase assessment of a UASB-septic tank system treating domestic septage. **The Arabian Journal for Science and Engineering**, v. 32, p. 66-75, 2007.

ÁLVAREZ, J. A.; RUIZ, I.; GÓMES, M. PRESAS, J.; SOTO, M. Start-up alternatives and performance of an UASB pilot plant treating diluted municipal wastewater at low temperature. **Bioresource Technology**, v. 97, p. 1640–1649, 2006.

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

ASSAYED A.K.; DALAHMEH, S. S.; SULEIMAN, T. W. Onsite Greywater Treatment Using Septic Tank Followed by Intermittent Sand Filter- A Case Study of Abu Al Farth Village in Jordan. **International Journal of Chemical and Environmental Engineering**, v.1, n. 1, 2010.

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

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

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

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

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

AUSLAND G., STEVIK T. K., HANSSEN J. F., KÖHLER J. C., JENSSEN P. D. Intermittent filtration of wastewater-removal of fecal coliforms and fecal streptococci. **Water Res**, v. 36, p. 3507–3516, 2002.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. **Resolução nº 430, de 13 de março de 2011**. Diário Oficial da União. Brasília, 2011.

BDOUR, A. N.; HAMDIB, M. R.; TARAWNEHA, Z. Perspectives on sustainable wastewater treatment technologies and reuse options in the urban areas of the Mediterranean region. **Desalination**, v. 237, p.162–174, 2009.

BERNAL, D. P.; RESTREPO, I.; Key issues for decentralization in municipal wastewater treatment. In: WORLD WIDE WORKSHOP FOR YOUNG ENVIRONMENTAL SCIENTISTS - URBAN WATERS: RESOURCE OR RISKS?, 12., France, 2012. **Anais...** França, 2012. 12p.

BUSATO, R.; PAWLOWSKY, U. Desempenho de um filtro anaeróbio de fluxo ascendente como tratamento de efluente de reator UASB: Estudo de caso da ETE de Imbituva. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23, Campo Grande-MT, 2005. **Anais...** Campo Grande: ABES, 2005. 10p.

CALIJURI, M. L.; BASTOS, R. K X.; MAGALHÃES, T. B.; CAPELETE, B. C.; DIAS, E. H. O. Tratamento de esgotos sanitários em sistemas reatores UASB/wetlands construídas de fluxo horizontal: eficiência e estabilidade de remoção de matéria orgânica, sólidos, nutrientes e coliformes. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v. 14, n.3, p.421-430, 2009.

CAMARGO, S. A. R.; NOUR, E. A. A. Bamboo as an anaerobic medium: effect of filter column height. **Water Science and Technology**, v. 44, n. 4, p. 63-70, 2001.

CAMARGO, S. A. R.; NOUR, E. A. A.; FILHO, B. C.; BROLLEZE, S. T.; Desempenho de um filtro anaeróbio com enchimento de bambu para tratamento de esgotos sanitários à diferentes tempos de detenção hidráulico. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 21., 2001, João Pessoa. **Anais....**João Pessoa: ABES, 2001. 9p.

CAVALCANTE, F. L.; ANDRADE NETO, C. O; ARAÚJO, A. L.; MELO, H. N. S. Eficiência sanitária de filtros anaeróbios avaliada em função da remoção de ovos de vermes e coliformes fecais. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica**, Coyoacán, v. 3, n. 1, p. 49-61, 2010.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores Anaeróbios: Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. 2 ed, v. 5, Belo Horizonte-MG: DESA, UFMG, 2007, 380p.

CRITES, R.; G. TCHOBANOGLOUS. **Small and Decentralized Wastewater Management Systems**. New York, McGraw-Hill, 1998. 340p.

CRUZ, P. C. F; TEIJEIRA, P. S.; CARLOS, L. E.; PEREIRA, C.; DOLL, M. M. R.; BARANA, A. C. Desempenho de um filtro anaeróbio ascendente de fluxo contínuo

preenchido com espuma de poliuretano para tratamento de esgoto doméstico. **Revista de Engenharia e Tecnologia**, v. 4, n. 2, 10p, 2012.

COHIM, E.; DOURADO, M.; KIPERSTOK, A. Tempo médio de passagem de líquido em filtros intermitentes de leito de areia. In: Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 31., 2008, Santiago. **Anais...** Santiago: AIDIS, 2008. 8p.

COHIM, E.; KIPERSTOK, A. MEIRELES, A. Filtro Intermitente para Remoção de Patógenos de Efluente de UASB. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 24., Belo Horizonte-MG, 2007. **Anais...** Belo Horizonte: ABES, 2007c. 8p.

COHIM, E.; KIPERSTOK, A. MEIRELES, A. Nutrientes em Filtro Intermitente em Leito de Areia – FILA Tratando Efluente de UASB. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 24., Belo Horizonte, 2007. **Anais...** Belo Horizonte: ABES, 2007a. 11p.

COHIM, E.; KIPERSTOK, A. MEIRELES, A. Remoção de Sólidos Suspensos e DBO de Efluente de UASB com Filtro Intermitente em Leito de Areia – FILA. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 24., Belo Horizonte-MG, 2007. **Anais...** Belo Horizonte: ABES, 2007b. 13p.

COOK, S.; TJANDRAATMADJA, G.; HO, A.; SHARMA, A. **Definition of Decentralised Systems in the South East Queensland Context**. Urban Water Security Research Alliance Technical Report, n. 12. May, 2009.

COURACCI FILHO, B., ANDRADE NETO, C. O, MELO, H. N. S., SOUSA, J. T., NOUR, E. A. A., FIGUEIREDO, R. F. Pós-tratamento de efluentes de reatores Anaeróbios por sistemas de aplicação no solo. In: CHERNICHARO, C. A. L. (coord.) Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios. Belo Horizonte: Projeto PROSAB, 2001. 544p.

DAIGGER, G. Evolving Urban Water and Residuals Management Paradigms: Water Reclamation and Reuse, Decentralization, and Resource Recovery. **Water Environment Research**, v. 81, p. 809-823, 2009.

DARBY, J.L., ASRI NOR, M., MOCIOLEK, D., AND TCHOBANOGLOUS, G. Shallow Intermittent Sand Filtration: Performance Evaluation. **The Small Flows Journal**, v. 2, p. 3-15, 1996.

ELMITWALLI, T.; ADRIAAN MELS, A.; ZEEMAN, G. Primary treatment of municipal wastewater in high rate anaerobic filter at low temperatures. Twelfth International Water Technology Conference, 12., Alexandria-Egypt, **Anais...** Alexandria-Egypt, 2008. p. 1383-1395.

ELMITWALLI, T. A.; SHALABI, M.; WENDLAND C.; OTTERPOHL, R. Grey water treatment in UASB reactor at ambient temperature. **Water Science & Technology**, v. 5, n. 7, p. 173-180, 2007.

ELMITWALLI, T. A.; OTTERPOHL, R. Anaerobic biodegradability and treatment of grey water in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor. **Water research**, v. 41, p. 1379- 1387, 2007.

ESCUDIÉ, R.; CRESSON, R.; DELGENES, J. P. BERNET, N. Control of start-up and operation of anaerobic biofilm reactors: An overview of 15 years of research. **Water research**, v. 54, p. 1-10, 2011.

FIA, R.; SCHUERY, F. C.; MATOS, A.T.; FIA, F.R. L.; BORGES, A. C. Influence of flow direction in the performance of anaerobic filters. **Acta Scientiarum. Technology**, v. 34, n. 2, p. 141-147, 2012.

GONÇALVES. R. F.; CHERNICHARO, C. A. L.; ANDRADE NETO, C. O.; ALEM SOBRINHO, P.; KATO, M. T.; COSTA, R. H. R.; AISSE, M. M.; ZAIAT, M. 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, 2001. 544p.

GRAAFF, M. S.; TEMMINK, H.; ZEEMAN, G.; BUISMAN, C.J.N. Anaerobic Treatment of Concentrated Black Water in a UASB Reactor at a Short HRT. **Water**, v. 2, p. 101-119, 2010.

HALALSHED, M.; SAWAJNED, Z.; ZU'BI, M.; ZEEMAN, G. LIER, J. FAYYAD, M. LETTINGA, G. Treatment of strong domestic sewage in a 96 m<sup>3</sup> UASB reactor operated at ambient temperatures: two-stages versus single-stage reactor. **Bioresource Technology**, v. 96, p. 577-585, 2005.

HANTZSCH, G. MSA Professional Services, Inc. Recirculating Media Filte Technology Assessment and Design Guidance. **Iowa Department of Natural Resources**, 93p, 2007.

HEALY, M.G; RODGERS. M.; MULQUEEN, J. Treatment of dairy wastewater using constructed wetlands and intermittent sand filters. **Bioresource Technology**, v. 98, p. 2268-2281, 2007.

HARTLEY, T. W. Public perception and participation in water reuse. **Desalination**, v. 187, p. 115–126, 2006.

HOFFMAN, H.; WOLFF, D. B.; PLATZER, C. COSTA, R. H. R. Propostas para o Saneamento Descentralizado no Brasil (Tecnologias de Baixo Custo para o Tratamento de Esgotos Urbanos). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA EM RESÍDUOS E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL. Florianópolis, 2004, Anais... Florianópolis: ICTR, 2004.

HOFFMANN, H.; WOLFF, D.B; PLATZER, C.; HOSSA, C.L; COSTA, R. H.R. Capacidade de uso de filtro de areia como pós-tratamento de reatores biológicos em batelada para remoção de nutrientes. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE

ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23., Campo Grande, 2005. **Anais...** Campo Grande: ABES, 2005. 8p.

KANG, Y.W.; KAREN M. MANCL, K. M.; TUOVINEN, O. H. Treatment of turkey processing wastewater with sand filtration. **Bioresource Technology**, v. 98, p. 1460-1466, 2007.

JENKINS, M.W.; TIWARI, S.K.; DARBY, J. Bacterial, viral and turbidity removal by intermittent slow sand filtration for household use in developing countries: Experimental investigation and modeling. **Water Research**, n. 45, p. 6227-6239, 2011.

JORDÃO, E. P.; ÁVILA, R. O.; JUNIOR, I. V.; AZEVEDO, J. P. S. Desempenho de filtros anaeróbios segundo diferentes meios suporte e alturas de percolação. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23., Campo Grande-MT, 2005. **Anais...** Campo Grande: ABES, 2005. 6p.

LEE, S.; LEE, H.; LEE, S.; CHITAPORNPAN, S.; CHIEMCHAI SRI, C.; POLPRASERT, C.; AHN, K. Media configuration and recirculation of upflow anaerobic floating filter for piggery wastewater treatment. **Korean J. Chem. Eng.**, v. 24, n. 6, p. 980-988, 2007.

LEVERENZ, H.L.; TCHOBANOGLOUS, G.; L. DARBY, J.L. Clogging in intermittently dosed sand filters used for wastewater treatment. **Water Research**, v. 43, p. 695-705, 2009.

LIMA, C.A.A.; RIBEIRO, R.; FORESTI, E.; ZAIAT, M. Morphological Study of Biomass During the Start-Up Period of a Fixed-Bed Anaerobic Reactor Treating Domestic Sewage. **Brazilian archives of biology and technology**, v.48, n. 5, p. 841-849, 2005.

MAHMOUD, N. High strength sewage treatment in a UASB reactor and an integrated UASB-digester system. **Bioresour. Technol.**, v. 99, p. 7531–7538, 2008.

MANKAD, A.; TAPSUWAN, S. Review of socio-economic drivers of community acceptance and adoption of decentralised water systems. **Journal of Environmental Management**, n. 92, p. 380-391, 2011.

MASSOUD, M. A.; TARHINI, A.; NASR, J. A. Decentralized approaches to wastewater treatment and management: Applicability in developing countries. **Journal of Environmental Management**, n. 90, p. 652–659, 2009.

METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering – Treatment, Disposal and Reuse**. McGraw-Hill International Editions, Civil Engineering Series, 4 ed., p. 27-137, 2003.

MOAWAD, A.; MAHMOUDA, U.F.; EL-KHATEEB, M.A.; EL-MOLLAA, E. Coupling of sequencing batch reactor and UASB reactor for domestic wastewater treatment. **Desalination**, v. 242, p. 325-335, 2009.

PASSIG, F. H.; PICANÇO, A. P.; BLUNDI, C. E.; VAZOLLER, R. F.; ZAIAT, M. Microbiological study of the development of biofilm in an anaerobic fixed – bed reactor. In: VIII Taller y Simpósio Latinoamericano sobre digestión anaerobia, 8., 2002, México. **Anais...** México, 2002. p. 35-38.

PEREIRA-RAMIREZ, O. ; ANTUNES, R. M.; QUADRO, M. S.; KOETZ, P. R. Pós-tratamento de efluentes de reator UASB com filtros anaeróbios. **Rev. Bras. de Agrociência**, v. 7, n. 3, p. 209-212, 2001.

PICANÇO, A. P.; VALERO, M.V.; GIANOTTI, E.P.; ZAIAT, M.; BLUNDI, C.E. Influence of porosity and composition of supports on the methanogenic biofilm characteristics developed in a fixed bed anaerobic reactor. **Water Science and Technology**, v. 44, n. 4, p. 197-204, 2001.

PICANÇO, A. P.; GIANOTTI, E.P.; BLUNDI, C.E. Avaliação da atividade biológica de degradação de proteínas, carboidratos e lipídeos por células imobilizadas desenvolvidas em diferentes materiais de suporte num mesmo reator de leito fixo. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27., 2000. Porto Alegre. **Anais...**Porto Alegre: ABES/AIDIS, 2000. 7p.

PROCHASKA, C. A.; ZOUBOULIS, A.I. Performance of intermittently operated sand filters: a comparable study, treating wastewaters of different origins. **Water, Air, And Soil Pollution**, v. 147, p. 367–388, 2003.

RODGERS, M.; HEALY, M.G.; MULQUEEN, J. Organic carbon removal and nitrification of high strength wastewaters using stratified sand filters. **Water Research**, v. 39, p. 3279–3286, 2005.

RODGERS, M., MULQUEEN, J., HEALY, M.G. Surface clogging in an intermittent stratified sand filter. **Soil Sci. Soc. Am. J**, v. 68, p. 1827-1832, 2004.

RODGERS, M.; WALSH, G.; HEALY, M.G. Different depth sand filters for laboratory treatment of synthetic wastewater concentrations close to measured septic tank effluent. **Journal of Environmental Science and Health**, v. 46, p. 80-85, 2011.

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

SANTOS, M.L.F.; FLORENCIO, L.; BASTOS, R.K.X.; AISSE, M.M. (Coord.) **Tratamento e utilização de esgotos sanitários: Reuso das águas de esgoto sanitário, inclusive desenvolvimento de tecnologias de tratamento para esse fim.** v. 2, 1 Ed. PROSAB. Recife – PE, 2006.

SANTOS, R.J; FORTES NETO, P.; BATISTA, G. T. Fertirrigação com esgotos tratados por processos anaeróbios e pós-tratamento. **Repositório Eletrônico**

**Ciências Agrárias, Coleção Ciências Ambientais**, Disponível em: <<http://www.agro.unitau.br/dspace>> p.1-10, 2011.

SHOW, K. Y. TAY, J.H. influence of support media on biomass growth and retention in anaerobic filters. **Water Research**, v. 33, n. 6, p. 1411-1481, 1999.

SILVA, G. G.; NAVAL, L. P.; RIOS, R.F.M.; PEDROZA, M. M. Biofiltro anaeróbio utilizado no pós-tratamento de efluentes de reator UASB – um estudo em escala real. **Revista Aidis de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, Desarrollo y Práctica**, v. 5, n. 3, p. 39-50, 2012.

SINGH, S. P.; PRERNA, P. Review of recent advances in anaerobic packed-bed biogas reactors. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 13, p. 1569-1575, 2009.

SOUSA, J. T.; CEBALLOS, B. S. O.; HENRIQUE, I. N.; DANTAS, J. P.; LIMA, M. S. Reúso de água residuária na produção de pimentão (*Capsicum annuum* L.). **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 10, n. 1, p. 89-96, 2006.

SOVIK, A. K.; KLOVE, B. Phosphorus retention processes in shell sand filter systems treating municipal wastewater. **Ecological Engineering**, v. 25, p. 168-182, 2005.

TAWFIK, A.; SOBHEY, M.; BADAWEY, M. Treatment of a combined dairy and domestic wastewater in an up-flow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor followed by activated sludge (AS system). **Desalination**, v. 227, p. 167-177, 2008.

TAO, J.; MANCL, K. M.; TOUVINEM, H. Treatment of sanitary sewer overflow with fixed media bioreactors. **Applied Engineering in Agriculture**, v: 25, n.1, p. 39-43, 2009.

TONETTI, A.L. **Método para tratamento de esgotos e produção de água de reúso: filtro anaeróbio combinado com filtro de areia e reator de desnitrificação**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo - Universidade Estadual de Campinas. Campinas- SP, 192p, 2008.

TONETTI, A.L., FILHO, B. C., BERTONCINI, E. I., ROBERTO A. OLIVEIRA, R. A., STEFANUTTI, R. Avaliação de um sistema simplificado de tratamento de esgotos visando a utilização em áreas rurais. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 2, p. 227-234, 2009.

TONETTI, A.L.; FILHO, B. C.; STEFANUTTI, R. RONALDO, F.F. O emprego do filtro de areia no pós-tratamento de efluente de filtro anaeróbio. **Revista Técnica da Sanepar**, v. 21, n. 21, p. 42-52, 2004.

TONETTI, A.L.; FILHO, B. C.; GUIMARÃES, J. R.; CRUZ, L. M. O.; NAKAMURA, M. S.; Avaliação da partida e operação de filtros anaeróbios tendo bambu como material de recheio. **Eng Sanit Ambient**, v. 16, n. 1, p. 11-16, 2011.



TONETTI, A.L.; FILHO, B. C.; STEFANUTTI, R. Pós-tratamento de efluente de filtros anaeróbios operados com baixo tempo de detenção hidráulica por escoamento superficial no solo. **Eng Sanit Ambient**, v. 17, n. 1, p. 7-12, 2012.

TORRENS, A.; MOLLE, P.; BOUTIN, C.; SALGOT, M. Removal of bacterial and viral indicators in vertical flow constructed wetlands and intermittent sand filters. **Desalination**, n. 246, p. 169–178, 2009.

TYAGI, V. K.; KHAN, A.A.; KAZMI, A.A.; CHOPRA, A.K.. UASB Post Treatment by Slow sand filtration. **Desalination**, n. 241, p. 571-576, 2009.

USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). **Decentralized systems technology fact sheet – Recirculating sand filter**. Office of Wastewater Management and Office of Water, Washington, DC, 7p, 1999.

USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). **Primer for Municipal Wastewater Treatment Systems**. Office of Wastewater Management and Office of Water, Washington, DC, 30p, 2004.

USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). **Design Manual: Onsite Wastewater Treatment and Disposal Systems**. Office of Wastewater Management and Office of Water, Washington, DC, 1980.

USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). **Wastewater Technology Fact Sheet: Trickling Filter Nitrification**. Office of Wastewater Management and Office of Water, Washington, DC, 72p. 2000.

USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). **Handbook for Managing Onsite and Clustered (Decentralized) Wastewater Treatment Systems**. Office of Wastewater Management and Office of Water, Washington, DC, 66p, 2005.

USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). **Onsite Wastewater Treatment Systems Technology Fact Sheet 10: Intermittent Sand/Media Filters**. Office of Wastewater Management and Office of Water, Washington, DC, 2002.

USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). **Wastewater treatment systems for single houses (p.e.<10)**. Consultation Draft. Environmental Protection Agency. Ireland. 126p. 2007.

USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). **Wastewater treatment and disposal systems serving single houses (p.e.<10)**. Environmental Protection Agency, Ireland. 104p. 2009.

VAN HAANDEL, A.; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgoto em regiões de clima quente**. Campina Grande - PB, 1994. 208p.

VAN HANDELL, A.C., KATO, M.T., CAVALCANTI, P.F.F., FLORENCIO. Anaerobic reactor design concepts for the treatment of domestic wastewater. **Sci. and Bio/Technol**, v. 5, p. 21-38, 2006.

VAN HAANDEL, A. C., MARAIS, G. v. R. O Comportamento do sistema de lodo ativado: teoria e aplicações para projetos e operações. Campina Grande - PB, 1999. 472p.

VERSTRAETE, W. CEVEYE, P. V.; DIAMANTIS, V. Maximum use of resources present in domestic "used water". **Bioresource Technology**, v. 100, p. 5537-5545, 2009.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Guidelines for the safe use of wastewater excreta and greywater**. v. 2, 2006.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture**. n. 778, 1996.

ZHANG, J.; HUANG, X.; LIU, C. SHI, H.; HU, H. Nitrogen removal enhanced by intermittent operation in a subsurface wastewater infiltration system. **Ecological Engineering**, v. 25, p. 419-428, 2005.