



**Universidade Federal do Oeste do Pará  
Instituto de Ciências e Tecnologia das Águas  
Bacharelado em Engenharia Sanitária e Ambiental**

**TRATAMENTO DE ESGOTOS DOMÉSTICOS EM SISTEMAS BIOLÓGICOS  
UTILIZANDO REATOR DE MANTA DE LODO (UASB) E FILTRO BIOLÓGICO  
PERCOLADOR (FBP)**

**LAYZA SABRINE MAGALHÃES DA SILVA**

**Santarém – Pará  
2018**

**LAYZA SABRINE MAGALHÃES DA SILVA**

**TRATAMENTO DE ESGOTOS DOMÉSTICOS EM SISTEMAS BIOLÓGICOS  
UTILIZANDO REATOR DE MANTA DE LODO (UASB) E FILTRO BIOLÓGICO  
PERCOLADOR (FBP)**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado à Coordenação do Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal do Oeste do Pará, para obtenção do título de Bacharel em Engenharia Sanitária e Ambiental.

**Área de concentração:**

Tratamento de Águas Residuárias e Resíduos

**Orientador:**

Prof. Dr. Israel Nunes Henrique

**Santarém – Pará  
2018**

**Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)**  
**Sistema Integrado de Bibliotecas – SIBI/UFOPA**

---

S586t Silva, Layza Sabrine Magalhães da  
Tratamento de esgotos domésticos em sistemas biológicos utilizando reator de manta de lodo (UASB) e filtro biológico percolador (FBP) / Layza Sabrine Magalhães da Silva. – Santarém, Pará, 2018.  
58 fls.: il.  
Inclui bibliografias.

Orientador: Israel Nunes Henrique  
Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) – Universidade Federal do Oeste do Pará, Instituto de Ciências e Tecnologia das Águas, Bacharelado em Engenharia Sanitária e Ambiental.

1. Reator UASB. 2. Filtro biológico percolador. 3. Esgotos sanitários. 4. Material orgânico. 5. Águas residuárias. I. Henrique, Israel Nunes, *orient.* II. Título.

CDD: 23 ed. 628.3

## FOLHA DE AVALIAÇÃO

Nome do Autor: SILVA, Layza Sabrine Magalhães

**Título: Tratamento de esgotos domésticos em sistemas biológicos utilizando reator de manta de lodo (UASB) e filtro biológico percolador (FBP)**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado à Coordenação do Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal do Oeste do Pará, para obtenção do título de Bacharel em Engenharia Sanitária e Ambiental.

Data da aprovação:

### Banca Examinadora

\_\_\_\_\_ Orientador e Presidente

Prof. Dr. Israel Nunes Henrique

Curso de Bacharelado em Engenharia Sanitária e Ambiental /Universidade Federal do Oeste do Pará

\_\_\_\_\_ Membro Titular

Prof. Dr. Lucinewton Silva de Moura

Curso de Bacharelado em Engenharia Sanitária e Ambiental /Universidade Federal do Oeste do Pará

\_\_\_\_\_ Membro Titular

Prof. MSc. Dayane de Andrade Lima

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Pará/Campus Marabá Industrial

*Dedico esta conquista primeiramente a Deus;  
Ao meu esposo Marcus Vinicius;  
Aos meus pais Iramar e Tiana;  
Aos meus irmãos Luiz Henrick e Luiza Samilli;  
Vocês foram a minha motivação para chegar até aqui.*

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus, por me conceder o dom da vida e me guiar em todos os meus caminhos me dando sabedoria;

Ao meu esposo Marcus Vinicius, por estar comigo em toda esta trajetória, me dando força e me motivando para que eu não desistisse;

Aos meus pais e irmãos Iramar, Tiana, Luiz Henrick e Luiza Samilli, por serem minha fonte de inspiração;

Aos meus sogros Sullivan e Miraselva, pelas orações e palavras de incentivo;

Ao professor e orientador Dr. Israel Nunes Henrique pela orientação, amizade, confiança, ensinamento e motivação;

A todos os meus amigos e familiares, em especial a minha amiga Keiciane, que estiveram comigo, transmitindo confiança, alegria, e me dando força para sempre seguir em frente;

Aos meus colegas de laboratório Keiciane, Rebecca, Timóteo, Clodoaldo e Fernando, por estarem comigo durante todo o período da pesquisa, auxiliando nas tarefas do laboratório e dando forças para seguir em frente;

A todos que direta ou indiretamente contribuíram para que eu chegasse até aqui.

*“Porque eu bem sei os pensamentos que tenho a vosso respeito, diz o Senhor; pensamentos de paz, e não de mal, para vos dar o fim que esperais”.*

*(Jeremias 29:11)*

## RESUMO

SILVA, L. S. M. **Tratamento de esgotos domésticos em sistemas biológicos utilizando reator de manta de lodo (UASB) e filtro biológico percolador (FBP)**. 2018. 57 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Tratamento de Esgoto) – Coordenação do Curso de Bacharelado em Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal do Oeste do Pará.

Os processos de remoção de matéria orgânica biodegradável através de sistemas de tratamento específicos são a alternativa mais viável para a redução dos nutrientes presentes no esgoto sanitário, pois esses processos têm histórico de utilização e eficiência elevada. A combinação de sistemas anaeróbio-aeróbio apresenta-se como uma alternativa muito promissora para a remoção de material orgânico e nutrientes, e em condições favoráveis, essa combinação oferece grandes vantagens quando comparados aos sistemas de lodos ativados convencionais, pois produzem efluentes de boa qualidade e custos de implantação e de operação consideravelmente reduzidos. Diante disso, a presente pesquisa busca tratar esgotos sanitários através da combinação do reator UASB seguido de filtro biológico percolador, com a finalidade de remover constituintes físicos e químicos poluidores e produzir efluentes com condições adequadas de lançamento e reuso, bem como a minimização de resíduos gerados no tratamento. Os sistemas experimentais foram construídos em escala de bancada, para o reator UASB o volume útil foi de 3,357L, com fluxo ascendente, operando em regime de batelada com TDH de 8 horas, tratando aproximadamente 10L de esgoto por dia. Já o FBP possuiu um volume útil de 6,34L, disposto com 3 camadas distintas, sendo duas de brita e uma de areia lavada, tratando aproximadamente 6L de esgoto por dia. Verificou-se que o tratamento de águas residuárias utilizando reatores UASB seguidos de filtros biológicos percoladores mostrou-se satisfatório, pois de acordo com os resultados obtidos nesta pesquisa, o filtro biológico percolador pode promover remoções adicionais de matéria orgânica assim como dos compostos nitrogenados. Desta forma, os sistemas podem ser justificados com uma alternativa muito promissora para o processo de tratamento de águas residuárias, pois atingiram os objetivos propostos no presente estudo além de resultarem em unidades de tratamento compactas e de baixo custo de implantação e de operação.

**Palavras-chave:** Reator UASB. Filtro Biológico Percolador. Esgotos sanitários. Material orgânico. Águas residuárias.

## ABSTRACT

SILVA, L. S. M. **Treatment of domestic sewage in biological systems using sludge blanket reactor (UASB) and percolating biological filter (FBP).** 2018. 57 f. Job Completion Course (Sewage Treatment) - Coordination of the Baccalaureate Sanitary and Environmental Engineering, Federal University of the West of Pará.

The processes of removal of biodegradable organic matter through are the most viable alternative for the reduction of nutrients present in the sanitary sewage, as these processes have a history of high utilization and efficiency. The combination of anaerobic-aerobic systems presents itself as a very promising for the removal of organic material and nutrients, and under favorable conditions, this combination offers great advantages when compared to activated sludge systems because they produce good quality effluents and considerably reduced. Therefore, the present research seeks to treat sewage by the combination of the UASB reactor followed by percolating biological filter, with the purpose of removing physical and chemical pollutants and producing appropriate conditions for launching and reusing, as well as minimizing waste generated in the treatment. The experimental systems were built on bench scale, for the reactor UASB the useful volume was 3,357L, with upward flow, operating in batch regime with 8 hour TDH, treating approximately 10L of sewage per day. The FBP useful volume of 6.34L, arranged with 3 distinct layers, two of gravel and one of sand washed, treating approximately 6L of sewage per day. It has been found that the treatment of wastewater using UASB reactors followed by percolating biological filters was satisfactory, because according to the results obtained in this research, the filter can promote additional removals of organic matter as well as nitrogen compounds. In this way, systems can be a very promising alternative to the wastewater treatment process, since the objectives proposed in the present study as well as compact and cost-effective deployment and operation.

**Keywords:** UASB reactor. Biological Filter Percolator. Sanitary sewers. Material organic. Wastewater.

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1</b> - Etapas de reações do processo de digestão anaeróbia. ....	20
<b>Figura 2</b> -Reator anaeróbio com manta de lodo. ....	25
<b>Figura 3</b> -Esquema de funcionamento de um filtro biológico. ....	28
<b>Figura 4</b> - Mapa de localização do laboratório e da área de coleta. ....	32
<b>Figura 5</b> - Reservatório de armazenamento do esgoto coletado. ....	33
<b>Figura 6</b> - Sistema experimental – Reator UASB. ....	34
<b>Figura 7</b> - Esquema de funcionamento do reator UASB. ....	34
<b>Figura 8</b> - Reservatório para armazenamento do efluente, com capacidade de 30 litros. ....	36
<b>Figura 9</b> - Esquema de funcionamento do FBP. ....	37
<b>Figura 10</b> - Reator de Bancada – Filtro Biológico Percolador. ....	37
<b>Figura 11</b> -Comportamento do potencial hidrogeniônico – pH no esgoto bruto-EB, reator UASB e filtro biológico percolador-FBP. ....	40
<b>Figura 12</b> -Comportamento da alcalinidade total no esgoto bruto-EB, reator UASB e filtro biológico percolador-FBP. ....	42
<b>Figura 13</b> - Comportamento dos ácidos graxos voláteis no EB, reator UASB e FBP. ....	43
<b>Figura 14</b> -Comportamento de DQO no EB, Reator UASB e FBP. ....	44
<b>Figura 15</b> -Comportamento de nitrogênio amôniaal no EB, Reator UASB e FBP. ....	45
<b>Figura 16</b> -Comportamento de nitrito no EB, reator UASB e FBP. ....	46
<b>Figura 17</b> -Comportamento de nitrato no EB, reator UASB e FBP. ....	47
<b>Figura 18</b> -Comportamento de fosfato no EB, reator UASB e FBP. ....	48
<b>Figura 19</b> - Processo de filtração no FBP. ....	51

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1</b> - Vantagens e Desvantagens dos reatores UASB. ....	26
<b>Tabela 2</b> - Programação utilizada no temporizador digital para alimentação de EB no Reator UASB. ....	35
<b>Tabela 3</b> - Parâmetros analisados no acompanhamento do desempenho dos reatores. ....	39
<b>Tabela 4</b> - Valores de sólidos do esgoto bruto e dos efluentes do reator UASB e FBP. ....	49

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AGV	Ácidos Graxos Voláteis (mg/L)
cm	Centímetros
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CO <sub>2</sub>	Gás Carbônico
DAFA	Digestor anaeróbio de fluxo ascendente
DQO	Demanda Química de Oxigênio (mgO <sub>2</sub> /L)
EB	Esgoto Bruto
FBP	Filtro Biológico Percolador
LabTAR	Laboratório de Tratamento de Águas Residuárias
N	Nitrogênio
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Íon Amônio
N-NH <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Nitrogênio em Nitrogênio Amoniacal (mgN-NH <sub>3</sub> /L)
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	Nitrogênio em Nitrito (mgN-NO <sub>2</sub> /L)
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Nitrogênio em Nitrato (mgN-NO <sub>3</sub> /L)
P	Fósforo
PA	Pará
pH	Potencial Hidrogeniônico
SST	Sólidos Suspensos Totais
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
ST	Sólidos Totais
STV	Sólidos Totais Voláteis
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket (Reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo)
UFOPA	Universidade Federal do Oeste do Pará

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>15</b>
<b>2</b>	<b>OBJETIVOS .....</b>	<b>17</b>
<b>2.1</b>	<b>Objetivo Geral.....</b>	<b>17</b>
<b>2.2</b>	<b>Objetivos Específicos .....</b>	<b>17</b>
<b>3</b>	<b>REVISÃO DE LITERATURA.....</b>	<b>18</b>
<b>3.1</b>	<b>Águas residuárias .....</b>	<b>18</b>
<b>3.2</b>	<b>Digestão Anaeróbia.....</b>	<b>19</b>
<b>3.2.1</b>	<b>Hidrólise .....</b>	<b>20</b>
<b>3.2.2</b>	<b>Acidogênese.....</b>	<b>20</b>
<b>3.2.3</b>	<b>Acetogênese .....</b>	<b>21</b>
<b>3.2.4</b>	<b>Metanogênese.....</b>	<b>21</b>
<b>3.3</b>	<b>Fatores que influenciam o processo de digestão anaeróbia .....</b>	<b>22</b>
<b>3.3.1</b>	<b>Potencial Hidrogeniônico (pH).....</b>	<b>22</b>
<b>3.3.2</b>	<b>Ácidos Graxos Voláteis (AGV).....</b>	<b>23</b>
<b>3.3.3</b>	<b>Alcalinidade .....</b>	<b>23</b>
<b>3.3.4</b>	<b>Temperatura .....</b>	<b>24</b>
<b>3.3.5</b>	<b>Nutrientes.....</b>	<b>24</b>
<b>3.4</b>	<b>Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo – UASB.....</b>	<b>25</b>
<b>3.5</b>	<b>Filtro Biológico Percolador– FBP .....</b>	<b>27</b>
<b>3.5.1</b>	<b>Processo de Nitrificação em Biofilmes.....</b>	<b>29</b>
<b>3.5.2</b>	<b>Fatores que interferem na nitrificação.....</b>	<b>30</b>
<b>4</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>32</b>
<b>4.1</b>	<b>Área de Estudo .....</b>	<b>32</b>
<b>4.2</b>	<b>Caracterização Dos Sistemas .....</b>	<b>33</b>
<b>4.3</b>	<b>Reator UASB .....</b>	<b>33</b>
<b>4.4</b>	<b>Filtro Biológico Percolador .....</b>	<b>36</b>

4.5 Processo de Filtração .....	38
4.6 Taxa de Aplicação Superficial (TAS).....	38
4.7 Procedimento Analítico .....	38
4.8 Análise de dados estatísticos .....	39
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>40</b>
5.1 Potencial hidrogeniônico (pH) .....	40
5.2 Alcalinidade Total.....	41
5.3 Ácidos Graxos Voláteis (AGV) .....	43
5.4 Demanda Química de Oxigênio (DQO) .....	44
5.5 Nitrogênio Amôniacal (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ) .....	45
5.6 Nitrito (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> ) .....	46
5.7 Nitrato (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ) .....	47
5.8 Fosfato (PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> ) .....	48
5.9 Sólidos e Frações .....	49
5. 10 Taxa de aplicação superficial no FBP .....	50
5. 11 Processo de filtração no FBP .....	51
<b>6 CONCLUSÃO.....</b>	<b>52</b>
<b>RECOMENDAÇÕES.....</b>	<b>53</b>
<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>54</b>

# 1 INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, o Brasil vem sofrendo uma possível regressão em relação ao tratamento dos esgotos sanitários gerados por sua população, o que acaba ocasionando a degradação do meio ambiente, pois seus recursos hídricos estão cada vez mais deteriorados, dificultando o uso para fins recreacionais, ou, o mais grave, para o abastecimento público e irrigação das plantações que servem de alimento para a população. Devido a estes fatores, é de grande repercussão o desafio dos administradores e também dos sanitaristas brasileiros, na busca de tecnologias de baixo custo de implantação e operação para o tratamento desses esgotos (COSTA; FILHO; GIORDANO, 2014).

Segundo Florencio *et al.* (2006), as tecnologias de tratamento de esgotos são desenvolvidas a partir da grande necessidade de redução de matéria orgânica, sólidos em suspensão e de nutrientes como o fósforo e o nitrogênio, para que esses esgotos sejam possíveis de serem lançados nos corpos hídricos. Os processos de remoção de matéria orgânica biodegradável através de sistemas de tratamento específicos são as alternativas mais viáveis para a redução dos nutrientes presentes no esgoto sanitário.

Em relação aos sistemas anaeróbios, Grady, Daigger e Lim (1999), destacam que os reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB), são reatores de altas taxas, com elevado tempo de retenção de sólidos e baixo tempo de detenção hidráulica. Porém, diante de suas vantagens, esses reatores não promovem a eliminação de nutrientes e organismos patogênicos, o que implica na necessidade de um pós-tratamento.

Diante dessa necessidade de pós-tratamento, várias pesquisas vêm sendo desenvolvidas, comprovando que Filtros Biológicos Percoladores (FBPs), são eficientes para o pós-tratamento de efluentes de reatores UASB, como forma de atender aos padrões de lançamento estipulados pelas resoluções do CONAMA (357/2005 e 430/2011), quanto à remoção de matéria orgânica, sólidos em suspensão e nutrientes como nitrogênio e fósforo.

Os FBPs são sistemas de tratamento aeróbios de esgotos sanitários que se baseiam no princípio da oxidação bioquímica do substrato orgânico presente nesses esgotos, apresentando assim um ambiente potencialmente favorável para que ocorra o processo de nitrificação com consequente remoção de nitrogênio amoniacal (COSTA, 2013).

Portanto, de acordo com Van Haandel e Marais (1999), a combinação de sistemas anaeróbio-aeróbio apresenta-se como uma alternativa muito promissora na remoção de material orgânico, sólidos e nutrientes, em condições favoráveis. Essa combinação oferece

grandes vantagens quando comparados aos sistemas de lodos ativados convencionais, pois produzem efluentes de boa qualidade e custos de implantação e de operação consideravelmente reduzidos.

Diante disso, a presente pesquisa busca tratar esgotos sanitários através da combinação do reator UASB seguido de Filtro Biológico Percolador, com a finalidade de remover constituintes físicos e químicos poluidores e produzir efluentes com condições adequadas de lançamento e reuso, bem como a minimização de resíduos gerados no tratamento.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo Geral**

Tratar esgotos sanitários em reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo(UASB), seguido de Filtro Biológico Percolador - FBP.

### **2.2 Objetivos Específicos**

- Desenvolver um sistema em escala de bancada, projetando um reator UASB e um Filtro Biológico Percolador conforme aspectos técnicos definidos na literatura brasileira;
- Calcular a taxa de aplicação superficial no filtro biológico percolador;
- Verificar a eficiência do sistema experimental com relação à matéria orgânica, sólidos e nutrientes.

## 3 REVISÃO DE LITERATURA

### 3.1 Águas residuárias

Por muito tempo, a água foi considerada um recurso inesgotável, por esse motivo, não havia muitas preocupações a respeito de seu uso e por não haver tais preocupações, tornou-se um recurso mal administrado, permitindo assim que os cenários de carência quanto à qualidade dos recursos hídricos aumentassem em várias regiões do mundo (FLORENCIO *et al.*, 2006).

Segundo Monte e Albuquerque (2010), as águas residuárias são originadas dos diversos usos como de origem domésticas, industriais e pluviais, e que quase em sua totalidade, são coletadas para a rede de drenagem urbana ou esgotamento sanitário. Em muitos destes casos, passam a serem exemplos da má administração, pois muitas vezes são lançadas de maneira inadequada não atendendo aos padrões de lançamento estipulados pela resolução CONAMA nº430 de 2011, podendo assim, provocar a total degradação dos recursos hídricos (ANDRADE NETO; CAMPOS, 1999). Nessas águas a grande quantidade de nutrientes, como o Nitrogênio (N) e o Fósforo (P), causam problemas como a eutrofização dos corpos hídricos, provocando o crescimento excessivo de plantas aquáticas, principalmente as algas, que podem prejudicar os diversos tipos de uso desses corpos hídricos (MOTA; VON SPERLING, 2009).

Por esse motivo, é de grande importância o tratamento adequado dessas águas residuárias, utilizando como referência de tratamento os padrões de lançamento, para que sejam possíveis a obtenção desses efluentes tratados, sejam em níveis de reutilização, minimização de poluentes ou até mesmo na possível escassez de recursos hídricos. Desta forma, colaborando com a proteção ambiental (MOTA; VON SPERLING, 2009).

Desse modo, o conhecimento das características, planejamento e o gerenciamento dos sistemas de tratamento de águas residuárias são de extrema importância, pois são esses itens que indicarão qual será o destino adequado dessas águas e qual sistema será mais adequado para tratá-las (PHILIPP; MALHEIROS, 2005).

Existem vários tipos de sistemas de tratamento de águas residuárias, neles constam os processos anaeróbios e aeróbios e em alguns casos os facultativos. Dentre os sistemas de tratamento mais comumente empregados no Brasil estão: lagoas de estabilização, filtros biológicos e os processos de lodos ativados. Após a década de 70, iniciaram-se os estudos a respeito da utilização dos reatores anaeróbios de fluxo ascendente – UASB, que foram

desenvolvidos na Holanda por Gatzte Lettinga e colaboradores, para o tratamento de esgotos sanitários (ALÉM SOBRINHO; JORDÃO, 2001).

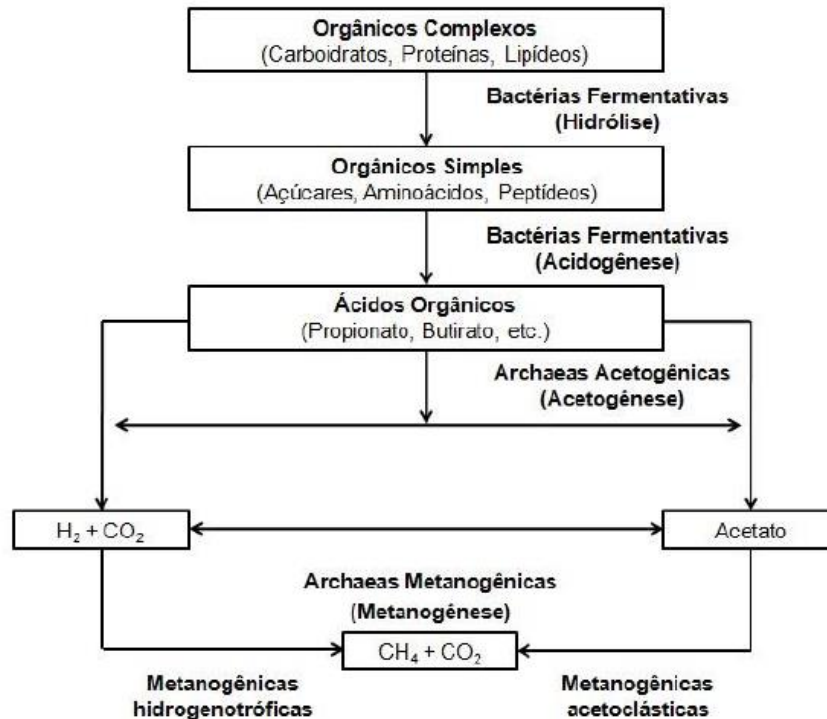
No reator UASB o processo utilizado visa à segregação dos gases, sólidos e líquidos. Para tanto, a literatura inglesa especificou para os “Reatores de Manta de Lodo” a sigla UASB, que significa Upflow Anaerobic Sludge Blanket. No Brasil, são também conhecidos com as siglas (DAFA) ou (RAFA), ou seja, Digestor Anaeróbio de Fluxo Ascendente ou Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo, respectivamente (VON SPERLING, 2005; CHERNICHARO, 1997).

FENELON (2008), afirma que com as possibilidades de tratamento já existentes, o reuso das águas residuárias, atualmente, já não só é importante pela questão ambiental, e sim como uma maneira de enfatizar a prática da sustentabilidade na população atual a fim de garantir o direito deste recurso às futuras gerações.

### **3.2 Digestão Anaeróbia**

Segundo CHERNICHARO (2007), a digestão anaeróbia é um processo complexo no qual bactérias anaeróbias convertem a matéria orgânica, em sistemas fermentativos, com o objetivo de remover a mesma e produzir biogás. É um processo que ocorre em diferentes ambientes naturais onde oxigênio, nitrato ou sulfato encontram-se disponíveis como aceptores de elétrons.

Esse processo fermentativo abrange várias etapas de reações de algumas espécies de bactérias, que atuam sem a presença de oxigênio livre (Figura 01). Na primeira reação, as bactérias hidrolisam compostos orgânicos complexos (proteínas, carboidratos e lipídios), em produtos finais simples; na segunda reação, os produtos finais hidrolíticos são acidificados pelas bactérias acidogênicas com a finalidade de não intoxicar as bactérias metanogênicas no processo posterior; os produtos da acidificação são transformados em manômetros como ácido acético, hidrogênio e ácidos orgânicos (considerados como etapa de acetogênese) e por fim, na última etapa, a metanogênese, os produtos finais da fase acetogênica são convertidos em biogás e em outras substâncias, visando à estabilidade da matéria orgânica e à produção de metano (CHERNICHARO, 2007; KUNZLER, 2010).



**Figura 1-** Etapas de reações do processo de digestão anaeróbia.  
Fonte: CHERNICHARO, 2007.

### 3.2.1 Hidrólise

De acordo com Chernicharo (1997), a hidrólise consiste na primeira fase de degradação anaeróbia, onde a matéria orgânica particulada complexa (polímeros) é transformada em compostos orgânicos solúveis mais simples, através de enzimas extracelulares excretadas pelas bactérias. Essa fase é considerada muito lenta, pois é nela que os carboidratos são hidrolisados, por bactérias hidrolíticas, a açúcares simples e as proteínas a aminoácidos.

Segundo Costa; Filho e Giordano (2014), os produtos solúveis provenientes da fase de hidrólise são transformados no interior das células das bactérias fermentativas, sendo convertidos em vários compostos mais simples, os quais são, então, expelidos pelas células. Os compostos produzidos incluem ácidos graxos voláteis, alcoóis, ácido lático, gás carbônico, hidrogênio, amônia e sulfeto de hidrogênio, além de novas células bacterianas.

### 3.2.2 Acidogênese

Segundo Weber (2006), as bactérias denominadas de acidogênicas, que são fermentativas, quebram, por hidrólise e fermentação, os compostos orgânicos resultantes da

fase anterior (hidrólise), como carboidratos, proteínas e lipídios, em outros compostos mais simples, como açúcares, aminoácidos, entre outros, além de produzirem ácidos.

Essas bactérias são responsáveis tanto pela fase da hidrólise quanto da acidogênese podendo ser anaeróbias obrigatórias ou anaeróbias facultativas. Os gêneros desses tipos de bactérias encontrados são: *Clostridium*, *Peptococcus*, *Bifidobacterium*, *Desulphovibrio*, *Corynebacterium*, *Lactobacillus*, *Actinomyces*, *Staphylococcus* e *Escherichia* (METCALF; EDDY, 2003).

### 3.2.3 Acetogênese

A fase da acetogênese corresponde a terceira etapa do processo de digestão anaeróbia, onde as bactérias denominadas de acetogênicas oxidam os ácidos gerados na fase da acidogênese em um produto final adequado para as bactérias da fase seguinte. Dessa forma, essas bactérias acetogênicas fazem parte de um grupo metabólico intermediário, que produz substrato para as bactérias metanogênicas, da fase final do processo. Os produtos gerados pelas bactérias acetogênicas são hidrogênio, o dióxido de carbono e o acetato (CHERNICHARO, 2007).

### 3.2.4 Metanogênese

Nesta etapa, segundo Andrade Neto e Campos (1999), a produção do metano é realizada por bactérias acetotróficas, a partir da redução do ácido acético, ou pode ser produzido por bactérias hidrogenotróficas, a partir da redução de dióxido de carbono. Os microrganismos atuantes nessa etapa possuem uma baixa taxa de crescimento e são mais sensíveis às alterações ambientais. O metano produzido é insolúvel na água, sendo liberado para a fase gasosa, e o dióxido de carbono, por ser relativamente solúvel em água, é liberado em partes para a fase gasosa (PONTES, 2003).

Na fase da metanogênese, segundo Van Haandel e Lettinga (1994), a velocidade da digestão anaeróbia é limitada como um todo, porém, em temperaturas menores que 20°C a hidrólise pode ser um fator limitante, pois de acordo com Miron *et al.* (2000), nesse processo de digestão, a hidrólise pode ser considerada a fase limitante para uma temperatura de 25°C.

Lima (2006), afirma que a digestão anaeróbia se apresenta como uma alternativa muito atraente para vários tipos de sistemas de tratamento de esgotos sanitários e industriais,

pois o processo anaeróbio por meio de reatores de manta de lodo apresenta inúmeras vantagens em relação aos processos aeróbios convencionais como: a baixa produção de sólidos, de energia e adaptação ao clima quente, apresentando eficiência de remoção de matéria orgânica (CUI; LEE; KIM, 2011; COSTA; FILHO; GIORDANO, 2014).

Existem diversos sistemas que utilizam o processo de tratamento anaeróbio, dentre eles destaca-se o reator de fluxo ascendente, UASB, que é um dos sistemas mais utilizados quando se tem limitação de área para implantação (RIBEIRO, 2016).

Vale ressaltar, que segundo Costa, Filho e Giordano (2014), a digestão anaeróbia, de início, não elimina características indesejáveis do esgoto como a presença de organismos patogênicos e nutrientes. Portanto, se esta for à finalidade do tratamento para o futuro lançamento no corpo receptor final, o sistema de tratamento deverá ser complementado por algum outro processo para atingir este objetivo.

### **3.3 Fatores que influenciam o processo de digestão anaeróbia**

O processo de digestão anaeróbia pode ser influenciado por diversos fatores que se relacionam diretamente com o substrato, assim como as características do biodigestor e as suas condições de operação. Se algum desses fatores vier a provocar o desequilíbrio desse processo, pode-se afirmar que isso se deve principalmente a uma maior sensibilidade das archaeas metanogênicas, que param de produzir o metano, causando um aumento na concentração dos ácidos orgânicos voláteis e de outros produtos intermediários, resultando na inibição da produção de biogás. (OLIVEIRA, 2009; MEYSTRE, 2007).

#### **3.3.1 Potencial Hidrogeniônico (pH)**

Segundo Meystre (2007) e Salomon (2007), se ocorrerem alterações no pH, os microrganismos que estão envolvidos no processo de digestão anaeróbia são sensivelmente afetados, podendo se apresentar de formas diferentes, pois modificam suas estruturas e, por esse motivo, perdem suas características originais, podendo aumentar ou diminuir sua toxicidade.

Pereira, Campos e Monterani (2009), afirmam que a estabilidade na variação da faixa de pH é de fundamental importância, pois esse parâmetro relaciona-se com o desenvolvimento da maior parte dos microrganismos envolvidos no processo, além de

também estar diretamente relacionado às concentrações de ácidos orgânicos voláteis no meio, o que resulta do equilíbrio entre populações de microrganismos e a alcalinidade total do sistema. Qualquer instabilidade no sistema ocasiona em um acúmulo de ácidos orgânicos no meio e, conseqüentemente, a queda do pH.

As mudanças de pH são importantes a serem controladas para uma boa estabilidade do reator, pois em sistemas anaeróbios as bactérias metanogênicas ocorre em pH ótimo entre 7,0 e 7,2, faixa ideal para o processo de digestão anaeróbia (BITTON, 2005). Além do que, a influência do pH na formação de metano no processo anaeróbio ocorre entre 6,7 a 7,4, enquanto que, outras populações de bactérias atuam em diferentes faixas de pH no processo de digestão anaeróbia (SANTOS; MARQUES, 2015).

### **3.3.2 Ácidos Graxos Voláteis (AGV)**

Segundo Pereira, Campos e Monterani (2009), os ácidos graxos voláteis afetam as bactérias metanogênicas, quando estão em sua forma não ionizada (tóxicos). Para esse processo de digestão anaeróbia, os valores de pH desejados estão entre 6,7 e 8,0, pois nessa faixa a maioria dos ácidos orgânicos estão em sua forma ionizada, ou seja, não sendo tóxicos para as bactérias metanogênicas. Baixos valores de pH indicam altas concentrações de ácidos graxos voláteis tóxicos as bactérias metanogênicas, podendo dificultar o processo anaeróbio.

### **3.3.3 Alcalinidade**

Conforme Chernicharo (2007), a alcalinidade auxilia na resistência de variações de pH, consiste na capacidade de neutralizar os ácidos formados no processo de tratamento e tamponar o pH caso ocorra a acumulação de AGV nesses sistemas, sendo um parâmetro de extrema importância no processo.

Segundo Van Haandel e Lettinga (1994), as proteínas são as principais fontes de alcalinidade dos sistemas, pois estas liberam amônia durante a primeira etapa do processo de digestão anaeróbia, que é a hidrólise, e o acetato, que gera o bicarbonato, principal causador do tamponamento do pH com variação entre 6,0 e 7,5.

### 3.3.4 Temperatura

De acordo com Chernicharo (1997), a temperatura é um dos parâmetros de maior importância na seleção das espécies do meio, pois está relacionada como um fator físico que interfere no crescimento microbiano, pois os microrganismos não são capazes de controlar sua temperatura interna, sendo determinada pela temperatura externa do ambiente.

Segundo Van Haandel e Lettinga (1994), as altas faixas de temperatura resultam em uma maior velocidade das reações biológicas, em uma operação mais eficiente e em um tempo de retenção hidráulico reduzido. Porém, vale ressaltar que segundo os autores, o processo de digestão anaeróbia também pode ocorrer em temperaturas baixas, mas a eficiência do processo diminui consideravelmente, assim como a carga orgânica.

Parkin e Owen (1986), afirmam que o mais importante não é que o reator opere na faixa considerada ótima para a temperatura, e sim que as variações bruscas desse parâmetro sejam impedidas, pois estas variações afetam a população microbiológica presente no reator.

### 3.3.5 Nutrientes

De acordo com Pontes (2003), para que o processo de digestão anaeróbia ocorra com uma boa eficiência, os macros e micronutrientes devem estar presentes na proporção adequada nos sistemas. As condições nutricionais das populações microbianas podem ser determinadas a partir da composição empírica das células microbianas presentes, pois de uma maneira geral, cada tipo de esgoto sanitário apresenta diferentes tipos de nutrientes, com exceção dos efluentes industriais, que por apresentarem composições mais específicas, podem necessitar de um fornecimento adicional de nutrientes.

Para o adequado crescimento dos microrganismos, é necessário que o nitrogênio esteja presente em maiores quantidades no processo. Já a concentração de fósforo está, geralmente, 1/5 a 1/7 do valor estabelecido para o nitrogênio (LETTINGA; HULSHOF POL; ZEEMAN, 1996).

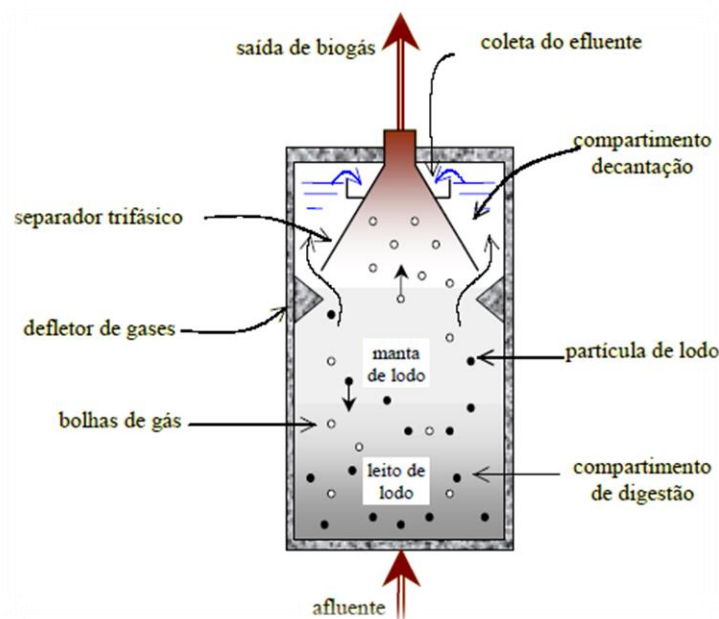
O nitrogênio e o fósforo, segundo Louzada (2006), são nutrientes essenciais em todos os processos biológicos, e a quantidade desses nutrientes presentes no processo, em relação à matéria orgânica, também depende da eficiência dos microrganismos em adquirirem energia para síntese a partir das reações bioquímicas de oxidação do substrato orgânico.

Outros nutrientes como enxofre, ferro, cobalto, níquel, molibdênio, selênio, riboflavina e vitamina B12, também são necessários no processo, porém, em menor quantidade (PONTES, 2003).

Existem vários tipos de sistemas anaeróbios de tratamento de esgotos sanitários, dentre eles destacam-se tanques sépticos, lagoas anaeróbias, filtro de leito expandido e reatores de manta de lodo e fluxo ascendente (UASB) (CHERNICHARO, 2007).

### 3.4 Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo – UASB

O reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo, traduzido para o português de Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor (UASB), foi desenvolvido pelo professor Gatzke Lettinga e sua equipe na Universidade de Wageningen, na Holanda, na década de 70, e corresponde a um sistema de alta taxa (que trata altas taxas orgânicas), que tem sido muito utilizado para o tratamento de esgotos domésticos (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994). A alimentação deste reator se dá pela parte inferior (Figura 2) e, através de fluxo ascendente, passa por um leito de lodo (mais denso) e por uma manta de lodo composta por uma biomassa de elevada atividade, que cresce dispersa em seu interior, onde ocorre a quebra das moléculas de matéria orgânica em compostos mais simples (RIBEIRO, 2016).



**Figura 2** -Reator anaeróbio com manta de lodo.  
Fonte: NASCIMENTO, 2001, adaptado de CAMPOS, 1998.

Em regiões de clima quente, como no Brasil, torna-se possível o estudo do desempenho desses sistemas de alta taxa como o reator UASB, usado para tratamentos secundários de esgotos domésticos com baixo tempo de retenção hidráulica, (de 6 à 8 horas), produzindo, inclusive, pouco lodo e estabilizado (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994; CHERNICHARO, 2007).

O processo anaeróbio por meio de reatores de manta de lodo apresenta inúmeras vantagens em relação aos processos aeróbios convencionais como: a baixa produção de sólidos, de energia e adaptação ao clima quente, apresentando eficiência de remoção de matéria orgânica, sendo negativo somente no aspecto da manifestação de odores quando alguns parâmetros biológicos não são controlados pela engenharia de projetos. A Tabela 1 apresenta as principais vantagens e desvantagens dos processos anaeróbios.

**Tabela 1** - Vantagens e Desvantagens dos reatores UASB.

<b>Vantagens</b>	<b>Desvantagens</b>
<p>Baixa produção de sólidos, cerca de 2 a 8 vezes inferior à que ocorre nos processos aeróbios;</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Baixo consumo de energia, usualmente associado a uma elevatória de chegada. Isso faz com que os sistemas tenham custos operacionais muito baixos;</li> <li>• Baixa demanda de área;</li> <li>• Baixos custos de implantação, da ordem de 20 a 30 dólares per capita;</li> <li>• Produção de metano, um gás combustível de elevado teor calorífico;</li> <li>• Possibilidade de preservação da biomassa, sem alimentação do reator, por vários meses;</li> <li>• Tolerância a elevadas cargas orgânicas;</li> <li>• Aplicabilidade em pequena e grande escala;</li> <li>• Baixo consumo de nutrientes.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Remoção de nitrogênio, fósforo e patógenos insatisfatória;</li> <li>• Produção de efluente com aspecto desagradável e usualmente com qualidade insuficiente para atender os padrões ambientais. Em decorrência, alguma forma de pós-tratamento é normalmente necessária;</li> <li>• Possibilidade de distúrbios devido a choques de carga orgânica e hidráulica, presença de compostos tóxicos ou ausência de nutrientes;</li> <li>• A bioquímica e a microbiologia da digestão anaeróbia são complexas e ainda precisam ser mais estudadas;</li> <li>• A partida do processo pode ser lenta, na ausência de lodo de semente adaptado;</li> <li>• Possibilidade de geração de maus odores e de problemas de corrosão, porém controláveis.</li> </ul>

Fonte: CHERNICHARO, 2007

Nesses reatores o tratamento ocorre sem a presença de oxigênio consistindo basicamente na transformação de compostos orgânicos, por meio da atividade microbiana em

subprodutos na forma de lodo biológico e gás (metano e dióxido de carbono), além do que, a facilidade de biodegradação dos compostos orgânicos é eficiente nesses processos, a eficiência de tratamento de remoção de DQO nos reatores anaeróbios apresenta em torno de 40 a 75%, no entanto, para a remoção de nutrientes é necessário um pós-tratamento (JORDÃO; PESSOA, 2014).

Dentro desses reatores anaeróbios o crescimento da biomassa é elevado e sua retenção impede que sólidos maiores presentes no efluente sejam carregados, contribuindo com a acumulação de sólidos e a idade de lodo, em casos como o sistema UASB, o separador trifásico auxilia nessa retenção, com a função de impedir que os gases entrem no compartimento de sedimentação e na manta de lodo, produzindo um efluente relativamente clarificado. A permanência do lodo, dessa forma, torna-se maior que a do líquido contribuindo com a acumulação de sólidos dentro do reator, isso por sua vez, aumenta sua atividade devido a massa de material orgânico que pode ser digerido por unidade de volume do reator e por unidade de tempo, como consequência o tempo de permanência do líquido é reduzido resultando na diminuição do volume do reator (VON SPERLING, 2005; HENRIQUE, 2010).

De acordo com Foresti (2002), os reatores do tipo UASB satisfazem as necessidades básicas para o tratamento de esgoto, pois estes reatores operam com alta capacidade de retenção de biomassa, com menor demanda de nutrientes, e com uma produção mais baixa de lodo. Em caso de variações nas características do afluente, há estabilidade e tolerância no tratamento de elevadas cargas orgânicas. Porém, mesmo diante das várias vantagens, esses reatores ainda necessitam de um pós-tratamento, devido à dificuldade de produzirem efluentes que se adequem aos padrões de lançamento.

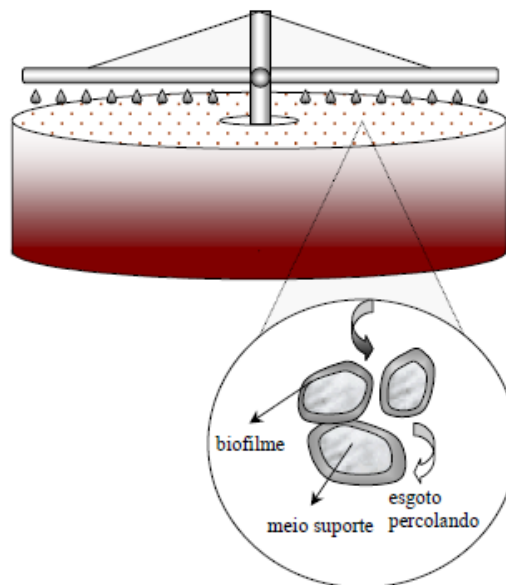
Nesse sentido, de acordo com Nascimento (2001), várias pesquisas vêm sendo desenvolvidas com vários sistemas de pós-tratamento, e dentre esses sistemas destacam-se os filtros biológicos percoladores (FBP).

### **3.5 Filtro Biológico Percolador– FBP**

Segundo Jordão e Pessoa (2014), no final do século XIX, na Inglaterra, os primeiros sistemas de filtros biológicos começaram a surgir, mas somente em 1910 essa tecnologia chegou ao Brasil, com a primeira estação de tratamento de esgotos utilizando filtração biológica aeróbia na cidade de Paquetá, no Rio de Janeiro. Esses sistemas de tratamento de

esgotos são sistemas de grande aplicabilidade, principalmente por seu baixo custo operacional e por serem sistemas de simples operação e manutenção (SANTOS, 2007).

Os leitos percoladores, como também são conhecidos os FBP, são consistentes de um leito de material de grande permeabilidade, nos quais os microrganismos são aderidos e o líquido a ser tratado é percolado por fluxo descendente (Figura3). Estes filtros são construídos com um sistema de drenagem de grande importância, pois além de coletar o líquido tratado e os sólidos que se desprendem do leito, permitem a circulação do ar (ALÉM SOBRINHO, 1997). São sistemas que podem ser utilizados sozinhos, mas com grandes limitações de remoção de poluentes que estão presentes nas águas cinzas, podendo seu efluente, neste caso, ser utilizado somente para a irrigação subsuperficial de jardins (LI; WICHMANN; OTTERPOH,2009).



**Figura 3** -Esquema de funcionamento de um filtro biológico.  
Fonte: NASCIMENTO, 2001, adaptado de VON SPERLING, 1995.

Segundo a NBR 13.969 de 1997, os filtros biológicos ou filtros de areia correspondem a um tanque que é preenchido de areia e outros meios filtrantes, com fundo drenante e com a percolação do esgoto em fluxo descendente, onde ocorre a possível remoção de poluentes, tanto por ação biológica quanto física.

Esse tanque possui dimensões que são determinadas de acordo com a vazão que se quer trabalhar e conseqüentemente um volume variável. Também se constitui de materiais como areia, brita e em alguns casos carvão mineral. De acordo com essa composição, é possível notar que em relação aos custos, é um sistema bastante econômico, podendo chegar

quase à zero, se os materiais necessários para sua construção forem reutilizados (JUNIOR MARTINS e MARTINS, 2016).

Segundo Allen, Christian-Smith e Palaniappan (2010), é um sistema que beneficia a adsorção de contaminantes do fluxo do efluente, além de exigir pouca manutenção, ser um sistema de simples operação, e conseqüentemente de baixo custo de operação. Sua eficiência varia de acordo com a taxa de aplicação, com a qualidade do efluente e com as características das camadas filtrantes.

De acordo com a NBR 13.969 de 1997, a taxa de aplicação para cálculo da área superficial do filtro de areia deve ser limitada a 100L/dia.m<sup>2</sup>, quando da aplicação direta dos efluentes do tanque séptico e 200L/dia.m<sup>2</sup> para efluente do processo aeróbio de tratamento. Para locais cuja temperatura média mensal de esgoto é inferior a 10°C, essas taxas devem ser limitadas, respectivamente, a 50L/dia.m<sup>2</sup> e 100 L/dia.m<sup>2</sup>.

Jordão e Pessoa (2014) afirmam que nesses sistemas, o esgoto percola por fluxo contínuo descendente, pelos espaços das camadas filtrantes, e dessa forma beneficiam o crescimento e a aderência de microrganismos, e esses microrganismos retêm a matéria orgânica pelo fenômeno da adsorção através do contato do afluente com a massa biológica, degradando essa matéria orgânica por uma oxidação bioquímica, transformando as substâncias dissolvidas e coloidais presentes no esgoto em flocos de sólidos com boa sedimentabilidade.

O fato de que nesses sistemas, a transferência de oxigênio ocorre por meio natural, é uma grande vantagem de utilização, pois a partir do ar atmosférico, pelo material de enchimento e sem a necessidade de equipamentos mecânicos esse fenômeno acontece, permitindo assim que o processo de nitrificação possa ocorrer (COSTA, 2013).

### **3.5.1 Processo de Nitrificação em Biofilmes**

O processo de nitrificação biológica consiste na fase de oxidação, realizada por microrganismos denominados de litoautotróficos, do nitrogênio amoniacal a nitrato, esse processo ocorre em dois estágios distintos. O primeiro estágio da nitrificação é denominado etapa de nitritação, onde ocorre a oxidação de nitrogênio amoniacal a nitrito, já o segundo estágio denomina-se etapa de nitratação, onde ocorre a oxidação do nitrito formado na primeira etapa, a nitrato. Os dois principais grupos de microrganismos envolvidos nesse processo são os litoautotróficos oxidadores de amônia e os litoautotróficos oxidadores de

nitrito, sendo que a predominância deles varia de acordo com o ambiente no qual ocorre o fenômeno (KOOPS & POMMERENING-RÖSER, 2001 *apud* ALMEIDA, 2012).

De acordo com Metcalf e Eddy (2003), esse processo consiste na transformação de nitrogênio na forma de íon amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) a nitrato ( $\text{N-NO}_3^-$ ) via nitrito ( $\text{N-NO}_2^-$ ) na presença de oxigênio molecular dissolvido e de bactérias nitrificantes quimioautotróficas que são bactérias que utilizam  $\text{CO}_2$  como fonte de carbono, portanto, a oxidação dos compostos nitrogenados funciona como fonte de energia para essas bactérias.

Para que o processo de nitrificação seja totalmente efetuado, um elevado consumo de oxigênio deve ocorrer,  $4,57\text{gO}_2/\text{g}$  de  $\text{N-NH}_4^+$  oxidada a nitrito, e um significativo consumo de alcalinidade,  $7,14\text{gCaCO}_3/\text{g}$  de  $\text{N-NH}_4^+$  oxidada a nitrato, esse fato ocorre devido à produção de íons de hidrogênio associados ao processo (CONSTANTINE, 2008).

### **3.5.2 Fatores que interferem na nitrificação**

- **pH e Alcalinidade**

Segundo Gray (2004), o processo de nitrificação em relação ao pH é bastante sensível, pois os íons de hidrogênio, resultantes da oxidação de amônia a nitrito reduzem o pH, podendo provocar o decaimento desse processo. Em relação à alcalinidade, nesse processo, é um parâmetro que em concentrações adequadas garante o fornecimento de carbono inorgânico, que é necessário às bactérias nitrificantes, bem como aos requisitos de alcalinidade associados à neutralização de íons de hidrogênio gerados na nitrificação. O autor ainda afirma que o efluente introduzido no processo deverá possuir alcalinidade suficiente para equilibrar a acidez produzida na nitrificação.

- **Temperatura**

De acordo com Bitton (2005), a temperatura é um fator de grande influência no processo de nitrificação, pois existem reações catalizadoras com enzimas específicas presentes no processo, cuja produção e atividade aumentam ou diminuem de acordo com a temperatura, sendo que a taxa de crescimento das bactérias nitrificantes é afetada pela temperatura a partir de  $30^\circ\text{C}$  e a temperatura considerada ótima deve estar no intervalo de  $25$  a  $30^\circ\text{C}$ .

- **Concentração de oxigênio dissolvido (OD)**

Um dos fatores mais importantes no processo de nitrificação é a concentração de oxigênio dissolvido, pois este deve ser bem distribuído no reator para que sua concentração não seja inferior a 2 mg.L<sup>-1</sup> (BITTON, 2005). Valores de 0,5 a 2,5 mg.L<sup>-1</sup> podem ser limitantes nesse processo, tanto em sistemas de crescimento disperso como nos de meio fixo. Vale ressaltar que a taxa de crescimento das bactérias nitrificantes se limita a níveis de OD superiores a 1,0 mg.L<sup>-1</sup>, mas na prática, são requeridos valores maiores que 2,0 mg.L<sup>-1</sup> (FERREIRA, 2002; DERKS, 2007).

- **Compostos tóxicos**

De acordo com Henrique (2010), as bactérias nitrificantes se mostram mais sensíveis a compostos tóxicos encontrados em águas residuárias, como cianeto, anilinas, metais pesados e sulfetos, o que torna possível sua inibição. A matéria orgânica não é diretamente tóxica para as bactérias nitrificantes, mas pode afetar indiretamente devido à redução de oxigênio por consumo dos microrganismos heterotróficos (BITTON, 2005).

## 4 MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1 Área de Estudo

Os sistemas experimentais, construídos em escala de bancada, foram instalados e monitorados no Laboratório de Tratamento de Águas Residuárias (LabTAR), pertencente ao curso de Bacharelado em Engenharia Sanitária e Ambiental, localizado em área próxima à unidade Tapajós, pertencente à Universidade Federal do Oeste do Pará (UFOPA), no município de Santarém– Pará (PA) (Figura 4).

A coleta dos afluentes foi realizada semanalmente (ou de acordo com a necessidade dos sistemas), aproximadamente duas vezes por semana, o local de coleta desses afluentes situava-se próximo ao laboratório, de acordo com a Figura 4, e os afluentes coletados eram oriundos de contribuições das residências localizadas ao entorno da área de coleta, e possuíam características de águas cinzas.

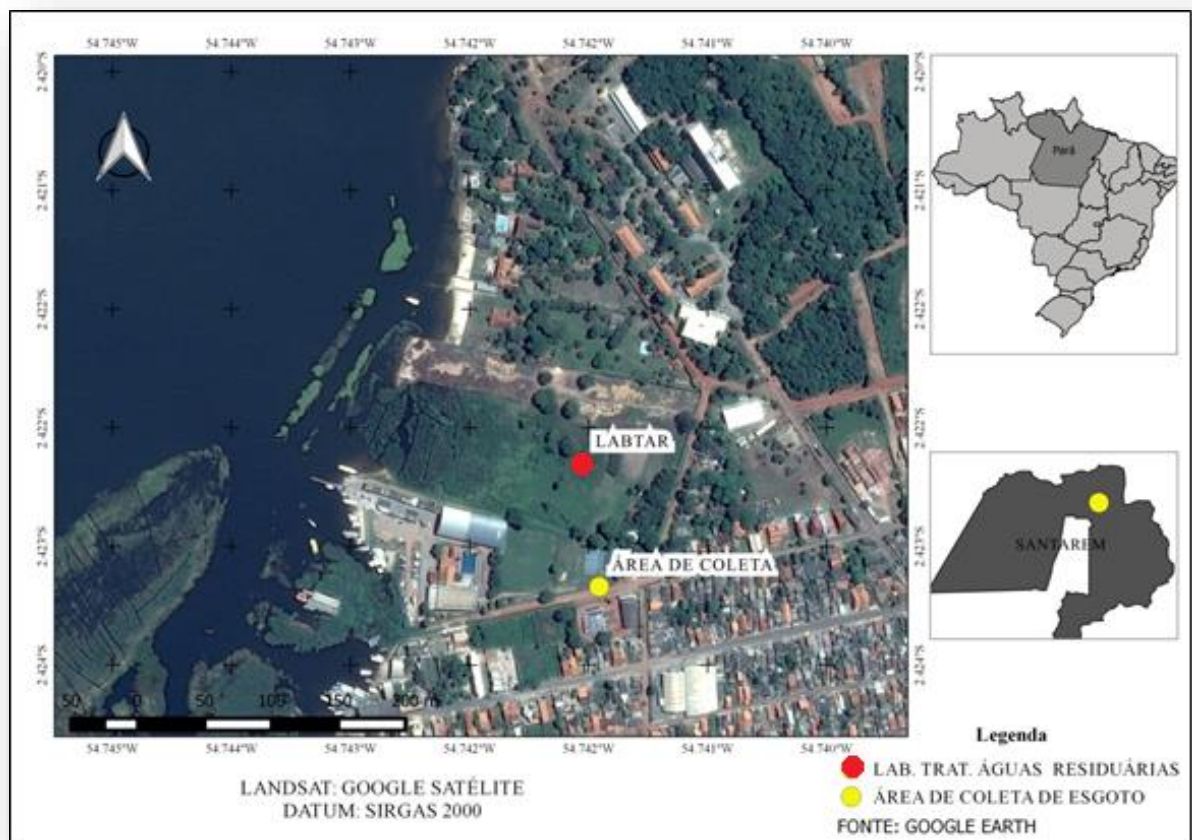


Figura 4 - Mapa de localização do laboratório e da área de coleta.

## 4.2 Caracterização Dos Sistemas

Para a realização da pesquisa, foram utilizados sistemas experimentais, conduzidos paralelamente, e em seguinte foram investigadas as possíveis variações de estudos de carga orgânicas e sólidos.

O esgoto coletado era armazenado em reservatório de polietileno de 500L (Figura 5), possuindo uma tubulação para o retorno desse afluente, sendo conectado a uma bomba centrífuga, com o objetivo de homogeneizar esse afluente devido a característica de pouca matéria orgânica sanitária encontrada em águas cinzas, essa bomba foi controlada por meio de temporizador, que oscilava em períodos intervalares de 15 minutos.



**Figura 5-** Reservatório de armazenamento do esgoto coletado.

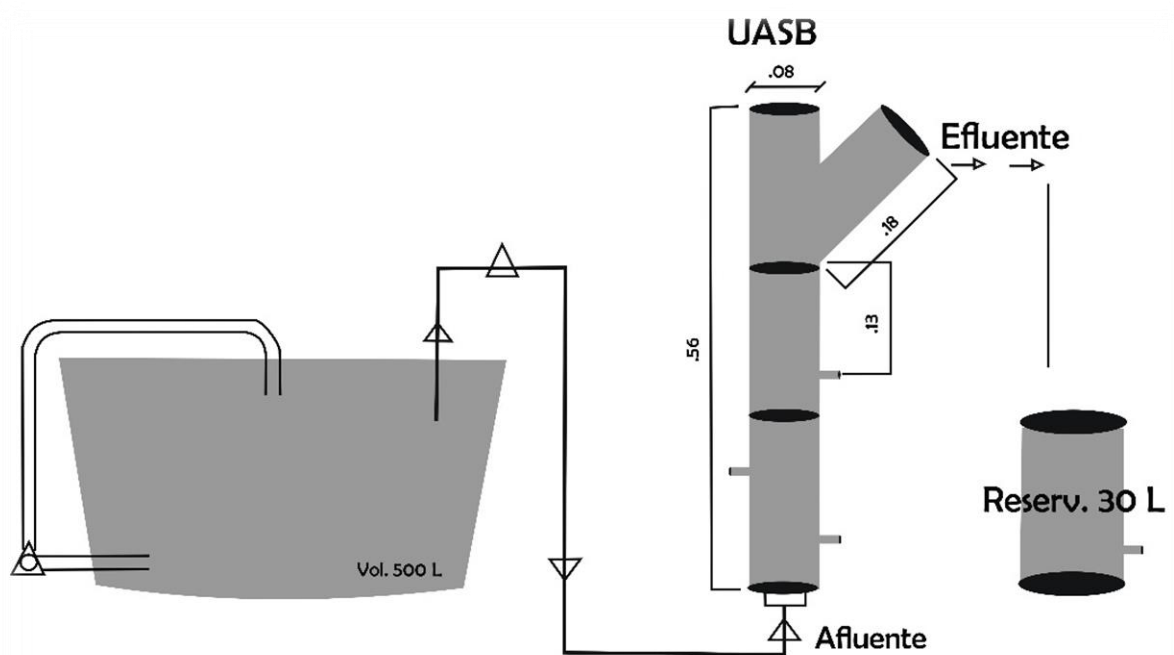
## 4.3 Reator UASB

Em seguida esse afluente foi bombeado para o reator UASB (Figura 6), através de uma bomba peristáltica controlada por meio de temporizador digital, com 20 bateladas de 5 minutos cada. Na Tabela 2 está compreendido e detalhado a programação utilizada. A vazão de operação medida foi de 100 mL/mim.

O reator foi construído em PVC, apresentando medidas com: 8 cm de diâmetro, 56 cm de altura e volume útil de 3,356L (Figura 7). A forma de alimentação foi conduzida por fluxo ascendente, operando em regime de batelada, com tempo de retenção celular de 240 dias e tempo de detenção hidráulica (TDH) de 8 horas, tratando aproximadamente 10L de esgoto por dia.



**Figura 6** - Sistema experimental – Reator UASB.



**Figura 7**- Esquema de funcionamento do reator UASB.

As unidades experimentais utilizadas para o experimento foram:

1 reservatório apoiado de polietileno com capacidade (vol.) de 500L.

1 reator UASB com capacidade de 3,356L, construído em PVC, com uma vazão de 10L/dia de esgoto e tempo de detenção hidráulica de aproximadamente 8h.

1 Reservatório (reserv.) com capacidade de 30L para armazenar o efluente (ef.) do reator UASB.

**Tabela 2** - Programação utilizada no temporizador digital para alimentação de EB no Reator UASB.

<b>Programação (bateladas)</b>	<b>Período de Operação (min)</b>	<b>Início (h)</b>	<b>Término (h)</b>	<b>Intervalo (h)</b>
<b>1</b>	0:05	0:00	0:05	1:12
<b>2</b>	0:05	1:12	1:17	1:12
<b>3</b>	0:05	2:24	2:29	1:12
<b>4</b>	0:05	3:36	3:41	1:12
<b>5</b>	0:05	4:48	4:53	1:12
<b>6</b>	0:05	6:00	6:05	1:12
<b>7</b>	0:05	7:12	7:17	1:12
<b>8</b>	0:05	8:24	8:29	1:12
<b>9</b>	0:05	9:36	9:41	1:12
<b>10</b>	0:05	10:48	10:53	1:12
<b>11</b>	0:05	12:00	12:05	1:12
<b>12</b>	0:05	13:12	13:17	1:12
<b>13</b>	0:05	14:24	14:29	1:12
<b>14</b>	0:05	15:36	15:41	1:12
<b>15</b>	0:05	16:48	16:53	1:12
<b>16</b>	0:05	18:00	18:05	1:12
<b>17</b>	0:05	19:12	19:17	1:12
<b>18</b>	0:05	20:24	20:29	1:12
<b>19</b>	0:05	21:36	21:41	1:12
<b>20</b>	0:05	22:48	22:53	1:12
<b>SOMA</b>	<b>1:40 (100min)</b>			

O dimensionamento do reator UASB obedeceu a recomendações preconizadas pela Norma Brasileira NBR/ABNT 12.209 de 2011 e adequações de projeto conforme Van Haandel e Lettinga, 1994.

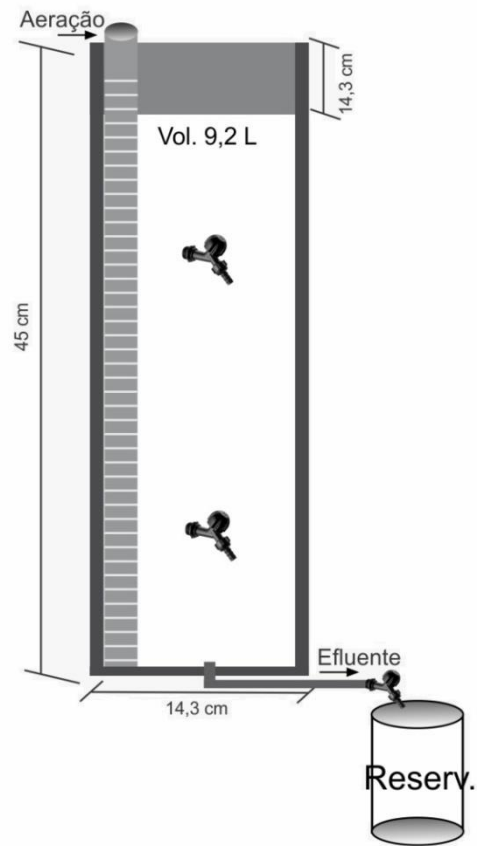
O efluente do tratamento do reator UASB foi armazenado em reservatório de plástico com tampa, com capacidade máxima de 30 litros (Figura 8). Em seguida, o efluente armazenado era levado para ser tratado no Filtro Biológico Percolador (FBP).



**Figura 8-** Reservatório para armazenamento do efluente, com capacidade de 30 litros.

#### **4.4 Filtro Biológico Percolador**

Para realizar a filtração, foi construído um FBP de bancada feito em vidro, com medidas de largura e o comprimento de 14,3 por 14,3 cm, respectivamente, e altura de 45 cm, compreendendo um volume total de 9,2L (Figura 9), denominado de Filtro Biológico Percolador (FBP). O FBP ficou disposto com 3 camadas distintas, sendo duas de brita e uma de areia lavada. Como meio de filtração, foram utilizados: duas camadas de brita número 3, inserida na parte inferior e superior, com cerca de 3 cm de lâmina e uma camada extensa de 31 cm de areia lavada e peneirada em malha número 20 (Tyler Mesh), o equivalente a 0,84 mm (Figura 10). A camada de areia utilizada representou um volume útil aproximado de 6,34L. A areia utilizada representou um volume de ocupação no sistema de 68%, apresentando desta forma um volume de vazios de 32%. O volume caracterizado compreendeu 2,03L.



**Figura 9** - Esquema de funcionamento do FBP.



**Figura 10** - Reator de Bancada – Filtro Biológico Percolador.

## 4.5 Processo de Filtração

O processo de filtração foi realizado manualmente, por fluxo descendente. Foram filtrados 6L do efluente do UASB, sendo divididos em duas vezes ao dia (3L a cada filtração) com um intervalo mínimo de 4 horas entre as duas filtrações. O tempo gasto para a filtração foi determinado durante a fase experimental para a obtenção dos resultados.

O dimensionamento do reator FBP obedeceu a recomendações preconizadas pelas Normas Brasileiras: NBR/ABNT 13.969 de 1997.

## 4.6 Taxa de Aplicação Superficial (TAS)

Para esse sistema, a TAS foi calculada de acordo com a NBR 13969 de 1997, utilizando a equação abaixo. Vale ressaltar que os cálculos e os resultados obtidos serão expostos no tópico de resultados e discussões.

$$TAS = Q/A$$

Onde:

Q = vazão (L/dia)

A = área (m<sup>2</sup>)

## 4.7 Procedimento Analítico

As avaliações e acompanhamento dos sistemas operados foram monitoradas por meio de análises físicas e químicas. Para as análises físicas e químicas foram coletadas amostras do reservatório de armazenamento do esgoto bruto, do reator UASB e Filtro Biológico Percolador.

A Tabela3 mostra as variáveis analisadas e os métodos utilizados.

As determinações químicas efetuadas durante o período experimental seguiram as recomendações do APHA (2012). No entanto, ácidos graxos voláteis e alcalinidade foram determinados com base no método Kapp descrito por Buchauer (1998).

**Tabela 3** - Parâmetros analisados no acompanhamento do desempenho dos reatores.

Variáveis	Métodos Analíticos	Referência
*DQO (mgO <sub>2</sub> /L)	Titulométrico Refluxação Fechada	5220 C. / APHA, (2012)
Ph	Potenciométrico	4500 / APHA, (2012)
Temperatura (°C)	-	2550 / APHA,(2012)
Alcalinidade Total (mgCaCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /L)	Kapp	BUCHAUER (1998)
AGV(mg/L)	Kapp	BUCHAUER (1998)
Nitrato (mgN-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /L)	Salicilato de Sódio	RODIER(1975)
Nitrito (mgN-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> /L)	Colorimétrico Diazotização	4500-NO <sub>2</sub> B. / APHA, (2012)
Amônia (mgN-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /L)	Semi-MicroKjeldahl	4500-NH <sub>3</sub> / APHA,(2012)
Fósforo e Frações (mg/L)	Ácido Ascórbico	4500-P E./ APHA, (2012)
*SST (mg/L)	Gravimétrico	2540 D. / APHA, (2012)
*SSV (mg/L)	Gravimétrico	2540 E. / APHA, (2012)

\*DQO – Demanda Química de Oxigênio; N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> – Nitrogênio Amoniacal; pH – Potencial Hidrogeniônico; SST – Sólidos Suspensos Totais; SSV – Sólidos Suspensos Voláteis; SSF – Sólidos Suspensos Fixos.

#### 4.8 Análise de dados estatísticos

A análise dos resultados obtidos foi realizada de forma descritiva, com auxílio do Software Microsoft Excel (2007), no qual através do mesmo foi tabulado os dados coletados, para que posteriormente fossem gerados os gráficos e tabelas.

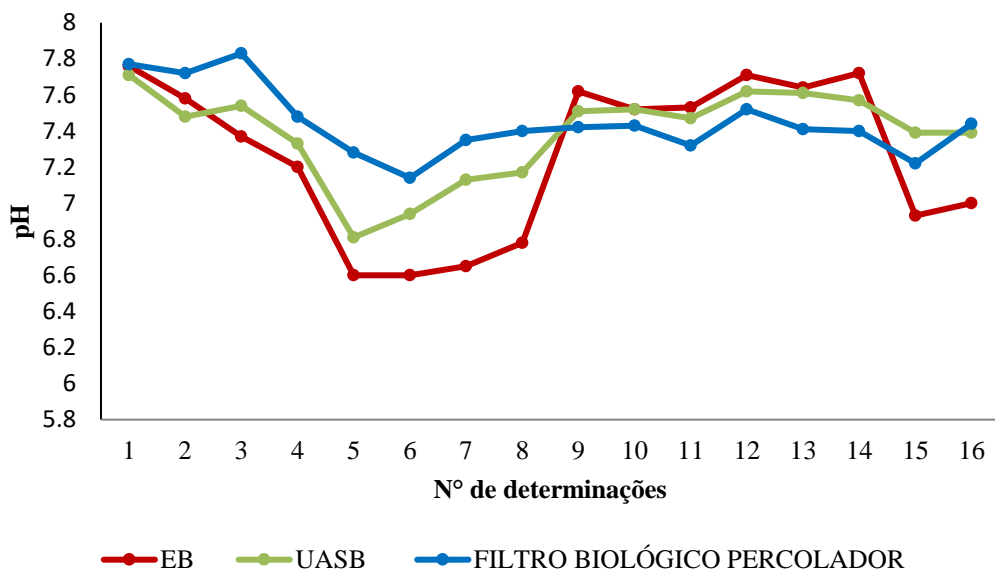
## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Este tópico irá abordar os resultados referentes aos 4 meses de pesquisa ao qual se avaliou os parâmetros como pH, alcalinidade, ácidos graxos voláteis, DQO, amônia, nitrito, nitrato, fosfato, sólidos e suas frações.

Vale ressaltar que nesse período de 4 meses de pesquisa, dois meses se diferenciam pelo fato de serem acrescentadas cargas orgânicas no esgoto bruto (devido a característica de baixa carga orgânica do mesmo), e por esse motivo os resultados sofrem alterações a partir da metade do período experimental.

### 5.1 Potencial hidrogeniônico (pH)

Analisando os resultados de pH nos sistemas, os valores obtidos durante o período de monitoramento foram em média de 7,26 para o esgoto bruto, 7,39 para o reator UASB e 7,45 para o filtro biológico percolador. O comportamento dos valores de pH durante a avaliação experimental está representados na Figura 11.



**Figura 11**-Comportamento do potencial hidrogeniônico – pH no esgoto bruto-EB, reator UASB e filtro biológico percolador-FBP.

Em relação ao reator anaeróbio (UASB), observou-se que a média obtida está de acordo com a literatura, o que pode confirmar a estabilidade durante a operação do reator, favorecendo o desenvolvimento das reações químicas e bioquímicas do processo de digestão

anaeróbia, pois de acordo com Campos *et al.* (2006), a grande maioria das bactérias anaeróbias atuam na faixa de pH entre 6,5 e 7,5.

Em relação ao filtro biológico percolador, pode-se observar que o valor médio obtido foi de 7,45, o que pode comprovar o bom funcionamento do sistema, principalmente quando se fala da etapa de nitrificação, pois segundo Metcalf e Eddy (2003), a faixa de pH considerada ótima para nitrificação está entre 7,5 a 8,0, portanto o sistema está próximo da faixa considerada ótima para esse parâmetro.

Surampalli *et al.* (1997), apud Henrique (2010), afirmam que somente abaixo de 7 e acima de 9,8 é que ocorre a redução de 50% da taxa de nitrificação em relação a sua taxa ótima. De acordo com Almeida (2012), para valores abaixo de 7,0 a taxa de nitrificação decai substancialmente, pois esses valores promovem a formação de ácido nitroso ( $\text{HNO}_2$ ), que é um inibidor dessa etapa.

Dinçer e Kargi (2000), afirmam que a nitrificação pode praticamente cessar somente a partir de valores de pH inferiores a 6,5, pois nessa faixa ocorre a falta da amônia livre e o aumento da concentração de ácido nitroso.

Andrade (2012), em seu estudo sobre tratamento de águas residuárias, obteve valores médios de pH para EB e reator UASB entre 7,0 e 7,2, o que segundo a autora, é uma faixa ideal para o processo de digestão anaeróbia, desta forma, comprova o bom funcionamento do reator UASB do presente trabalho.

Vale ressaltar que de acordo com a resolução do CONAMA nº 357/2005, a faixa de pH permitida para lançamento de efluente é de 5,00 a 9,00, portanto, os sistemas também estão de acordo com a legislação.

## **5.2 Alcalinidade Total**

Com relação aos resultados obtidos para o parâmetro de alcalinidade total, os valores médios encontrados foram de 201,47 ppmCaCO<sub>3</sub> para o esgoto bruto, 208,58 ppmCaCO<sub>3</sub> para o reator UASB, e 170,11 ppmCaCO<sub>3</sub> para o FBP. O comportamento das concentrações de alcalinidade total durante a avaliação experimental está representado na Figura 12.

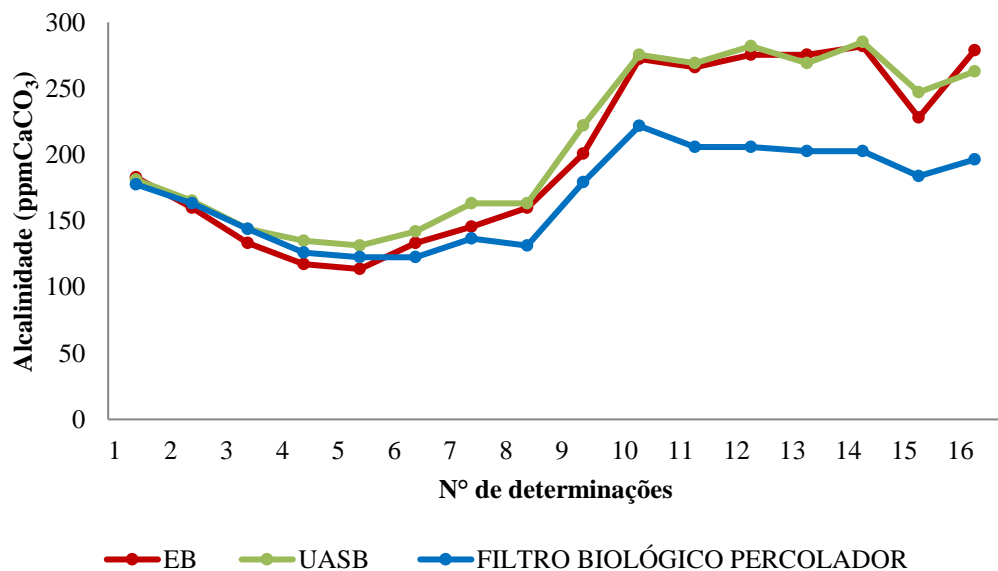
Diante desses valores pode-se comprovar a estabilidade de funcionamento do reator UASB, pois a alcalinidade atuou no tamponamento do pH, auxiliando na eficiência do processo de tratamento do reator. De acordo com Chernicharo (2007), a alcalinidade auxilia na resistência de variações de pH e consiste na capacidade de neutralizar os ácidos formados no processo de tratamento (mais especificamente na fase da acidogênese), e tamponar o pH

caso ocorra a acumulação de AGV nesses sistemas.

Para o filtro biológico percolador obteve-se um resultado médio que indicou um consumo de alcalinidade quando comparado ao efluente do reator UASB, que tornou-se o afluente do FBP, esse consumo, conforme Nascimento (2001), pode estar relacionado com a ocorrência do processo de nitrificação no filtro, pois a alcalinidade é um parâmetro de grande importância para a avaliação da remoção de nitrogênio, uma vez que essa remoção ocorre no processo de nitrificação e a alcalinidade ajuda a tamponar o pH do meio (METCALF; EDDY, 2003).

De acordo com a teoria, Van Haandel e Marais (1999), demonstram que no processo de nitrificação ocorre o consumo de  $7,14 \text{ mgCaCO}_3$  para cada miligrama de amônia oxidada, conforme a equação de reação global ( $\text{NH}_4^+ + 2\text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_3^- + 2\text{H}^+ + \text{H}_2\text{O}$ ). O autor ainda afirma que no processo de nitrificação o consumo de alcalinidade é de  $100 \text{ gCaCO}_3$  por mol de N (14g), o que pode justificar o consumo desse parâmetro ocorrido no sistema.

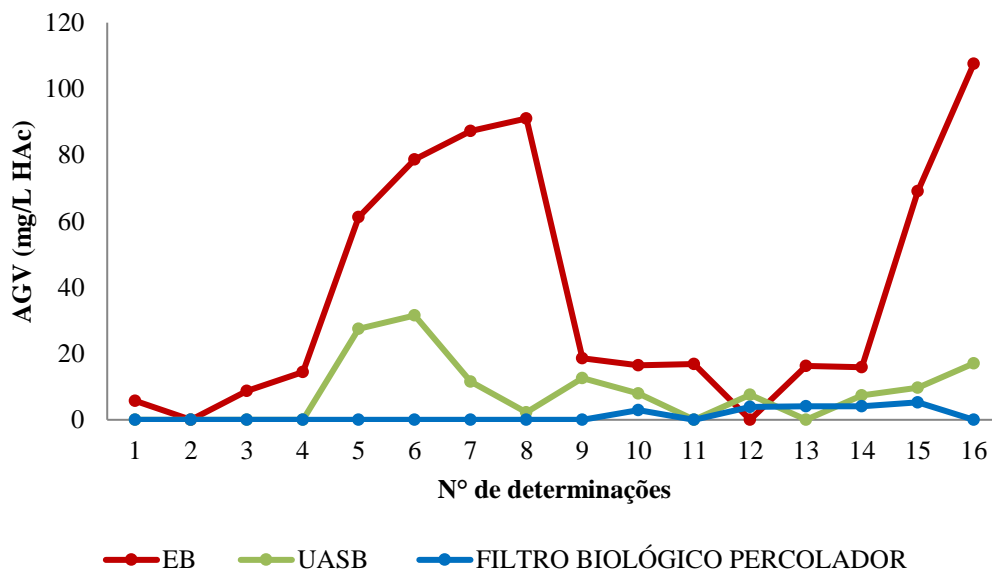
Andrade (2012), em seu estudo, observou valores de alcalinidade para a fase aeróbia (FBP) de  $170 \text{ mgCaCO}_3/\text{L}$ , e justificou a estabilização do processo de nitrificação no sistema, portanto, o FBP do presente estudo se mostra estável quando comparado com o estudo da autora.



**Figura 12** -Comportamento da alcalinidade total no esgoto bruto-EB, reator UASB e filtro biológico percolador-FBP.

### 5.3 Ácidos Graxos Voláteis (AGV)

Para o parâmetro de ácidos graxos voláteis as concentrações médias obtidas foram de 37,99 mgHAc/L para o esgoto bruto, 8,44 mgHAc/L para o reator UASB e 1,27 mgHAc/L para o filtro biológico percolador. O comportamento das concentrações de AGV durante a avaliação experimental está representado na Figura 13.



**Figura 13** - Comportamento dos ácidos graxos voláteis no EB, reator UASB e FBP.

Diante dos valores obtidos, pode-se observar que para reator UASB ocorreu uma redução significativa de ácidos graxos durante o processo, essa redução pode estar relacionada com a característica do esgoto bruto, por ser um afluente de baixa carga orgânica biodegradável (águas cinzas), assim como também com o consumo de AGV realizados no processo de digestão anaeróbia (acidogênese-acetogênese), chegando ao processo de produção de metano, que segundo Caseiro, Piveli e Além Sobrinho (2006), utilizam os ácidos graxos voláteis intermediários.

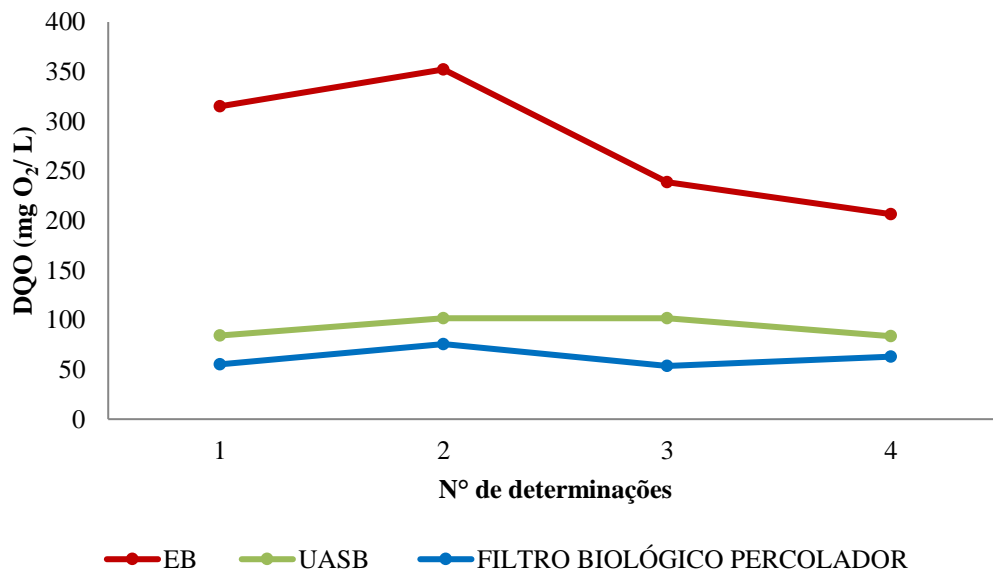
Estudo de Caseiro, Piveli e Além Sobrinho (2006), utilizando reatores anaeróbios apresentou valores de consumo de AGV inferiores a 200 mg/L, assim como o reator testado, portanto está dentro do recomendado.

Em relação ao FBP, observou-se que o valor médio também foi reduzido, isso pode ser resultado do consumo das bactérias que assimilam carbono e que ficam presentes no meio suporte (biofilme), que nesse caso obtiveram uma taxa de consumo de 85% em relação ao

efluente UASB, o que indica a relação direta no processo de nitrificação.

## 5.4 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

Com relação à remoção de matéria orgânica, obteve-se valores médios de 278 mgO<sub>2</sub>/L no esgoto bruto, 93 mgO<sub>2</sub>/L para o reator UASB e 62 mgO<sub>2</sub>/L para o FBP. O comportamento das concentrações de DQO durante a avaliação experimental está representado na Figura 14.



**Figura 14**-Comportamento de DQO no EB, Reator UASB e FBP.

Para os valores obtidos no reator UASB, notou-se uma eficiência de remoção de 66,55%, portanto o reator comprovou o bom funcionamento do processo de digestão anaeróbia, mantendo-se dentro da faixa de eficiência recomendada na literatura para o tratamento anaeróbio de esgotos domésticos, que segundo Van Haandel e Lettinga (1994), está entre 65 a 75%.

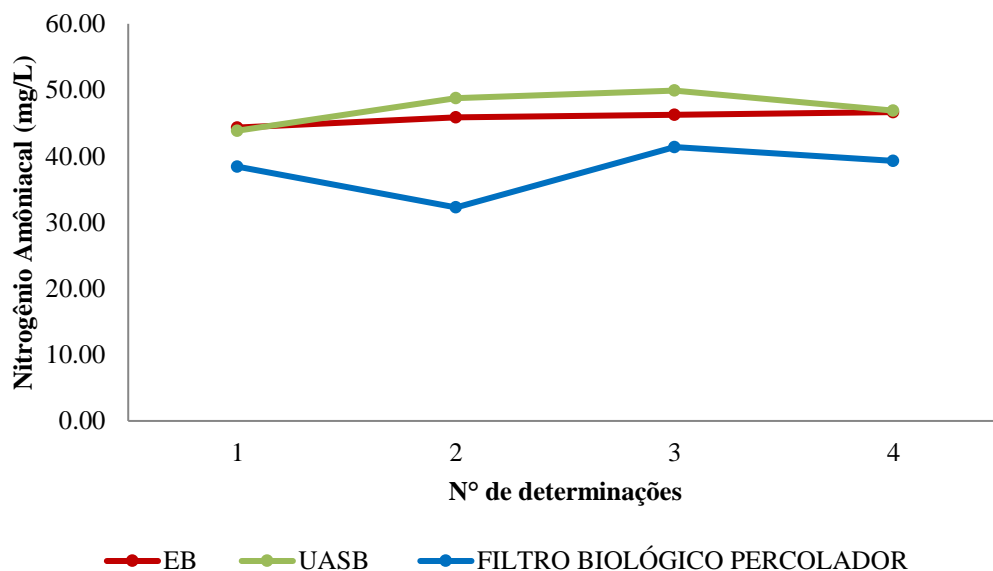
Em relação ao FBP, quando comparado ao reator UASB, a eficiência de remoção obtida foi de 34%, isso se dá devido ao processo de oxidação, onde as bactérias necessitam consumir oxigênio dissolvido – OD, pois de acordo com Metcalf e Eddy (2003), para que haja o consumo de OD essas bactérias necessitam consumir matéria orgânica, mais especificamente, a cada 1 grama de OD consumido, 1 grama de DQO é oxidada no meio, o que pode justificar o consumo dessa matéria orgânica no filtro biológico percolador.

Almeida, Oliveira e Chernicharo (2011), em seu estudo sobre filtros biológicos percoladores como pós-reatores UASB, obtiveram resultados de concentrações médias de

DQO abaixo de 100 mgO<sub>2</sub>/L, assim como os reatores em estudo, o que comprova que os resultados obtidos estão de acordo com a literatura.

### 5.5 Nitrogênio Amôniacal (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>)

Em relação à concentração de íon amônio, os resultados médios obtidos foram de 45,78 mg/L para o esgoto bruto, 47,36 mg/L para o reator UASB e 37,83 mg/L para o filtro biológico percolador. O comportamento das concentrações de nitrogênio amoniacal durante a avaliação experimental está representado na Figura 15.



**Figura 15** -Comportamento de nitrogênio amôniacal no EB, Reator UASB e FBP.

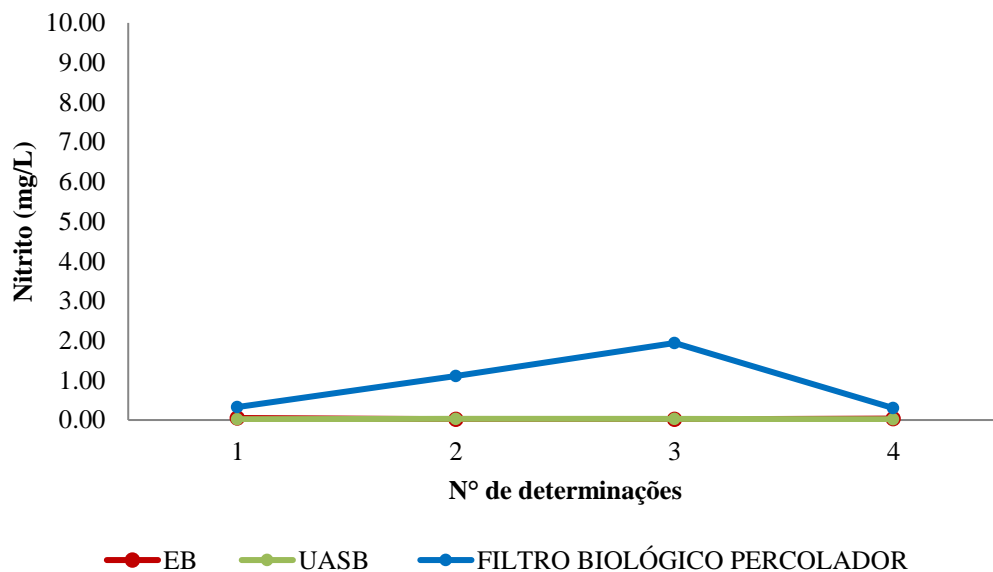
Em relação ao reator UASB, os valores obtidos mostraram que de acordo com Von Sperling (2005), as proteínas que se encontraram presentes no esgoto bruto, passaram pela ação de enzimas bacterianas, sendo quebradas por hidrólise no processo de digestão anaeróbia, liberando os aminoácidos, sendo que durante a decomposição desses aminoácidos, ocorre à liberação de grupos amina, esse processo é denominado de amonificação, o que resulta na produção de nitrogênio reduzido sob duas formas: amônia não ionizada (NH<sub>3</sub>) e amônia ionizada ou íon amônio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), justificando o aumento desse parâmetro no reator. Gerardi (2006), afirma que para valores de pH inferiores a 9, que é o caso do reator UASB, a maior parte do nitrogênio reduzido está na forma de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>.

Para o FBP, percebeu-se a presença de amônia, devido ao seu afluente que é resultante

do reator UASB (que produz amônia), porém, observou-se a redução desse parâmetro quando comparado ao reator UASB, e isso se dá devido ao processo de nitrificação, pois de acordo com Mac Conell (2014), nesse processo existe um grupo de bactérias distintas (*Ammonium Oxidizing Bacteria*– AOB), que são chamadas de bactérias oxidadoras de amônia, estas bactérias são aeróbias e *quimiolitoautotróficas*, ou seja, obtém energia para realizarem a atividade celular, nesse caso, a partir da oxidação da amônia, o que justifica a redução desse parâmetro no filtro biológico percolador.

## 5.6 Nitrito ( $\text{NO}_2^-$ )

Para o parâmetro de íons nitrito, os resultados médios obtidos foram de 0,03 mg/L para o esgoto bruto, 0,02 mg/L para o reator UASB e 0,92 mg/L para o filtro biológico percolador. O comportamento das concentrações de nitrito durante a avaliação experimental está representado na Figura 16.



**Figura 16** -Comportamento de nitrito no EB, reator UASB e FBP.

No reator UASB, observou-se uma concentração quase nula de nitrito no processo, isso se dá pelo fato de ser um sistema anaeróbio, onde as bactérias presentes não realizam a oxidação, portanto, não há oxidação do nitrogênio amoniacal a nitrito, essa etapa só ocorre em ambientes aeróbios, que ocorre na etapa de nitrificação.

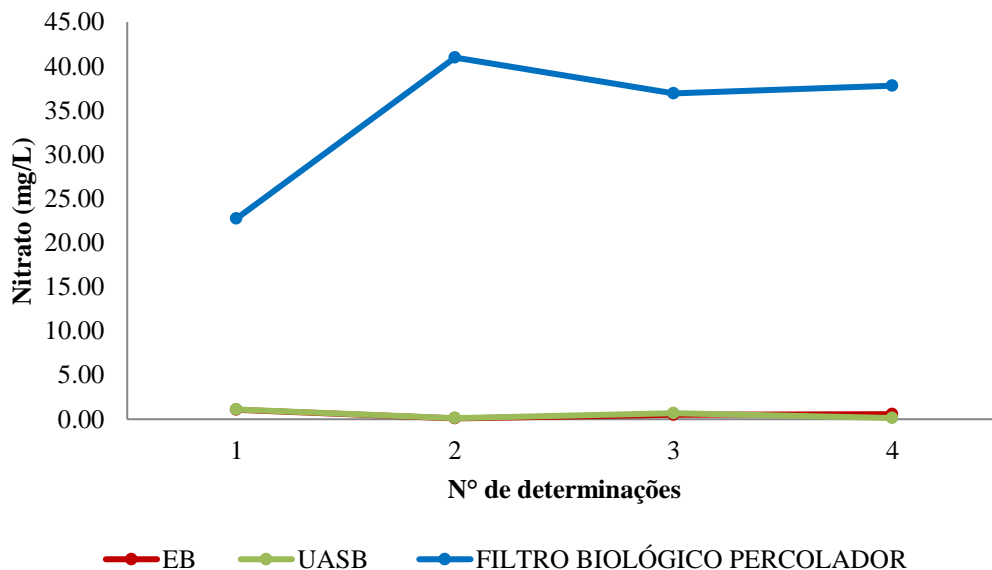
Em relação ao FBP, observou-se que em relação aos demais valores obtidos, houve um aumento considerável desse parâmetro, o que pode ser justificado pelo processo de nitrificação, mais especificamente pela primeira etapa desse processo, denominada de

nitritação, onde de acordo com Bitton (2005), a oxidação de amônia a nitrito se dá por atuação das bactérias autotróficas do gênero *Nitrosomonas*, (que corresponde a maioria das bactérias que atuam nessa etapa).

De acordo com a resolução do CONAMA nº 357/2005, a concentração máxima de nitrito permitida para lançamento de efluente é de 1,0 mg/L, portanto, o sistema produziu efluente dentro dos valores permitidos pela legislação.

### 5.7 Nitrato ( $\text{NO}_3^-$ )

Em relação ao nitrato, os resultados médios obtidos foram de 0,55 mg/L para o esgoto bruto, 0,51 mg/L para o reator UASB e 34,61 mg/L para o filtro biológico percolador. O comportamento das concentrações de nitrato durante a avaliação experimental está representado na Figura 17.



**Figura 17-**Comportamento de nitrato no EB, reator UASB e FBP.

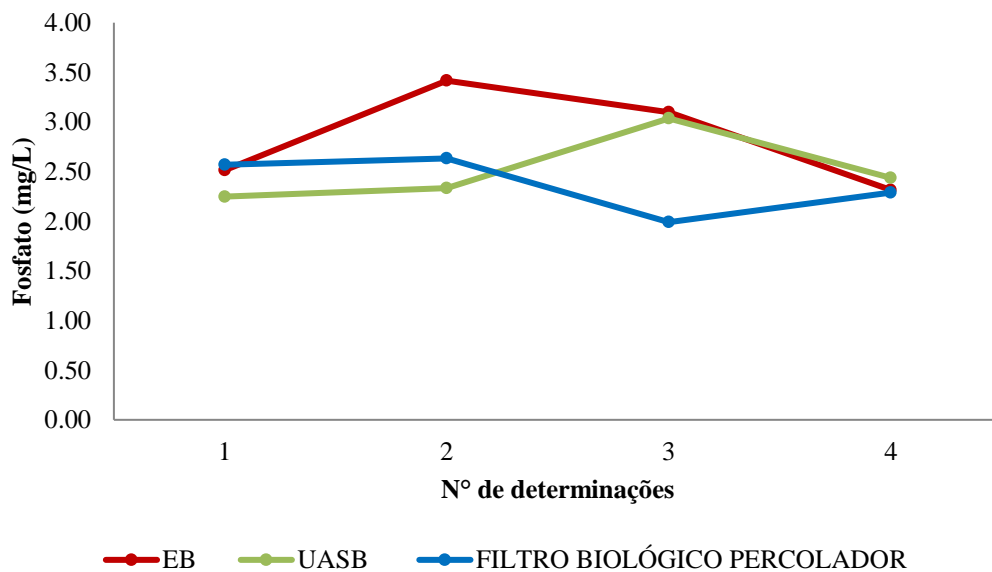
Em relação o reator UASB, como explicado no item anterior, percebeu-se um valor quase nulo de nitrato no processo, isso se dá pelo fato de ser um sistema anaeróbio, onde não há atuação de bactérias nitrificantes.

Para o FBP, observou-se um aumento significativo em relação ao reator UASB, esse aumento é justificado, devido a presença do processo de nitrificação (nitritação + nitrificação). Segundo Bitton (2005), a nitratação ocorre com a oxidação do nitrito a nitrato

pela ação das bactérias do gênero *Nitrobacter* (que corresponde a maioria das bactérias presentes nessa etapa). Vale ressaltar que o FBP obteve concentração média de nitrato acima do recomendado pela resolução CONAMA 357/2005, que estabelece um limite de 10 mg/L de  $\text{NO}_3^-$ . Como o FBP tem a função principal de nitrificação e oxidação da matéria orgânica, é de se esperar efluentes adequados para reuso agrícola, pois neste processo não há possibilidade de desnitrificação.

### 5.8 Fosfato ( $\text{PO}_4^{3-}$ )

Para o parâmetro de fosfato, os resultados médios obtidos foram de 2,84 mg/L para o esgoto bruto, 2,51 mg/L para o reator UASB e 2,37 mg/L para o filtro biológico percolador. O comportamento das concentrações de fosfato durante a avaliação experimental está representado na Figura 18.



**Figura 18** -Comportamento de fosfato no EB, reator UASB e FBP.

Quanto aos resultados de fosfato no reator UASB, quando comparado ao EB, pode-se observar uma redução desse parâmetro, que pode ser justificada pela incorporação do fósforo pelas células microbianas que de acordo com Chernicharo (2007), ocorre no processo de digestão anaeróbia onde a maior parte dos microrganismos é capaz de utilizar o ortofosfato na assimilação deste constituinte pelas células em crescimento, portanto, a remoção de fósforo ocorreu apenas pela incorporação celular nesse sistema.

Para o FBP, os resultados demonstram uma leve redução da concentração de fosfatos

quando comparados aos valores do reator UASB, porém não representa uma remoção considerável desse parâmetro. Anderson, Siegrist e Otis (1985), afirmam que a redução de fósforo pode atingir percentuais de até 50% em filtros novos, mas essa redução tende a cair com o envelhecimento do filtro.

## 5.9 Sólidos e Frações

Na Tabela 4 estão expostos os valores médios obtidos para os parâmetros de sólidos totais, sólidos totais voláteis, sólidos suspensos totais e sólidos suspensos voláteis do esgoto bruto e dos efluentes do reator UASB e filtro biológico percolador.

**Tabela 4** - Valores de sólidos do esgoto bruto e dos efluentes do reator UASB e FBP.

	<b>EB</b>	<b>UASB</b>	<b>FBP</b>
<b>SÓLIDOS TOTAIS - ST (mg/L)</b>			
<b>Média</b>	707,33	642,67	723,33
<b>Desvio Padrão</b>	78,03	71,45	95,44
<b>Máximo</b>	784	790	790
<b>Mínimo</b>	628	656	614
<b>SÓLIDOS TOTAIS VOLÁTEIS - STV (mg/L)</b>			
<b>Média</b>	302,67	210,00	309,33
<b>Desvio Padrão</b>	118,56	52,46	96,80
<b>Máximo</b>	414	266	390
<b>Mínimo</b>	178	162	202
<b>SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS - SST (mg/L)</b>			
<b>Média</b>	78,00	12,00	17,33
<b>Desvio padrão</b>	40,15	12,17	23,44
<b>Máximo</b>	120	26	44
<b>Mínimo</b>	40	4	0
<b>SÓLIDOS SUSPENSOS VOLÁTEIS - SSV (mg/L)</b>			
<b>Média</b>	57,33	10,67	8,67
<b>Desvio padrão</b>	40,41	13,32	9,02
<b>Máximo</b>	94	26	18
<b>Mínimo</b>	14	2	0

Em relação aos sólidos totais, as concentrações médias obtidas foram de 707,33 mg/L no esgoto bruto, 642,67 mg/L no efluente do reator UASB, e de 723,33 mg/L no efluente do FBP, observando uma eficiência de remoção de 9,2% no reator UASB em relação ao EB. Para o parâmetro de sólidos totais voláteis, o sistema anaeróbio (UASB) apresentou concentração média de 210 mg/L, destacando assim uma eficiência de remoção de aproximadamente 31% em relação ao EB. Já o reator aeróbio (FBP) apresentou concentração média de 309,33 mg/L, o que pode-se observar um aumento de sólidos no sistema, que pode ser justificado devido as partículas que ficam retidas e a cada filtração vão se acumulando, além de ser um filtro com meio suporte de areia (que solta partículas, por ser um sólido mineral).

Agra (2009), em seu estudo encontrou eficiência média de remoção de ST e STV de 25% e 61%, respectivamente, o que pode ter ocorrido por uma entrada de carga orgânica relativamente mais alta, em relação à entrada do afluente do presente estudo.

Para os parâmetros de SST e SSV, observou-se uma eficiência de remoção de 85% de SST e de 81,4% de SSV no reator UASB, em relação ao EB, o que demonstra uma ótima eficiência quando comparado com estudo de Andrade (2012), que obteve eficiência de 73% para os dois parâmetros (SST e SSV).

## **5. 10 Taxa de aplicação superficial no FBP**

A respeito da taxa de aplicação superficial no FBP, os cálculos e os resultados obtidos serão expostos abaixo.

$$TAS = Q/A$$

$$TAS = 6 / 0,020449$$

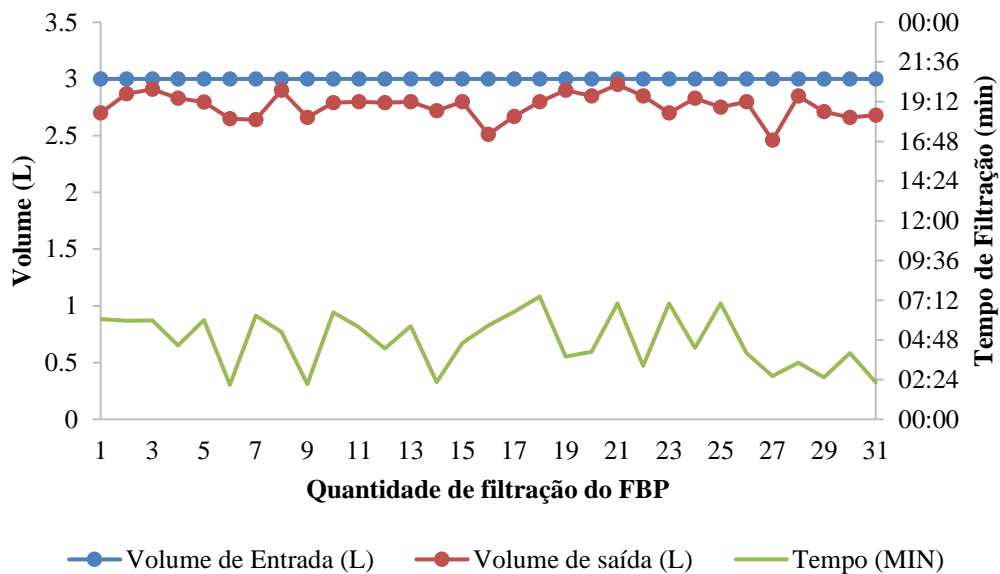
$$TAS = 293,41 \text{ L/m}^2.\text{dia}$$

Segundo a norma NBR 13.369 de 1997, a TAS para efluentes anaeróbios deve ser de 100L/m<sup>2</sup>.d, já para efluentes aeróbios o recomendado é de no máximo 200L/m<sup>2</sup>.d. De acordo com o resultado obtido, pode-se verificar que o sistema operou com aplicação de carga superficial acima do recomendado na referida norma (quase 300%). Trabalhar com uma taxa de aplicação elevada, proporcionou produzir maior quantidade de efluentes tratados, buscando desta forma otimizar o processo de nitrificação.

## 5. 11 Processo de filtração no FBP

O processo de filtração no FBP se resume em um volume de entrada de efluente de 3L, com intervalo mínimo de 4 horas entre as filtrações, duas vezes por dia, sendo que os resultados médios obtidos para esse processo de filtração, foram de 2,76L de volume de efluente filtrado com um tempo médio de 4,77 minutos (04:46), resultando em uma vazão de percolação de 0,58L por minuto.

No processo de filtração foi verificado um volume de retenção de fluxo do filtrado, com valor médio de 0,24L. Esse volume representa o material que sofrerá maior oxidação do sistema, pois ao permanecer no filtro, ele fica susceptível a atuação das bactérias nitrificadoras, justificando assim uma maior concentração de nitratos. O comportamento dos valores obtidos durante o processo de filtração experimental está representado na Figura 19.



**Figura 19-** Processo de filtração no FBP.

## 6 CONCLUSÃO

O desenvolvimento e operacionalização do reator UASB obedeceu a recomendações preconizadas pela Norma Brasileira NBR/ABNT 12.209 de 2011 e adequações de projeto conforme Van Haandel e Lettinga (1994), bem como, o FBP obedeceu a recomendações preconizadas pelas Normas Brasileiras: NBR/ABNT 13.969 de 1997.

O tratamento de águas residuárias utilizando reator UASB seguido de filtro biológico percolador, de acordo com o presente estudo, mostrou-se satisfatório, pois de acordo com os resultados obtidos nesta pesquisa, o reator UASB removeu matéria orgânica e sólidos em suspensão conforme os padrões de tratamento consolidados. O filtro biológico percolador removeu matéria orgânica e nitrogênio amoniacal. Contudo, o efluente final carece de melhorias para otimizar a remoção de sólidos.

O filtro biológico percolador obteve um bom desempenho no processo de nitrificação, produzindo efluentes com qualidade de reuso relacionado ao parâmetro nitrato. Com relação ao parâmetro nitrito, o efluente final mostrou-se dentro do valor limite recomendados nos padrões de lançamento (CONAMA 357/2005).

A taxa de aplicação superficial aplicada proporcionou produzir maior quantidade de efluentes com nitrificação elevada, visto que, o sistema operou com aplicação de carga superficial volumétrica acima do recomendado na norma ABNT 13.969 de 1997 (quase 300%).

Desta forma, os sistemas podem ser justificados como uma alternativa promissora para o processo de tratamento de águas residuárias, pois atingiram os objetivos propostos no presente estudo além de resultarem em unidades de tratamento compactas e de baixo custo de implantação e de operação.

## RECOMENDAÇÕES

Com o objetivo de proporcionar auxílio para futuras pesquisas sobre reatores anaeróbios de fluxo ascendente, seguidos de filtro biológico percolador, recomenda-se:

- Verificar a possibilidade de um afluente com maior carga orgânica para o reator anaeróbio;
- Analisar diferentes meios suportes para o FBP, assim como também a variação das granulometrias;
- Fazer estudos sobre o volume vertical de substrato aplicado ao processo de filtração em FBP;
- Realizar análises microbiológicas do biofilme para verificar quais microrganismos estão presentes no processo de decomposição da matéria orgânica;
- Implementar uma unidade de desinfecção como pós-tratamento do efluente do FBP, visando a remoção de microrganismos patogênicos para a produção de um efluente com melhor qualidade sanitária.

## REFERÊNCIAS

- AGRA C. A. *Tratamento de águas residuárias domésticas em reatores de biomassa dispersa e biomassa aderida*. 2009. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba/ Universidade Estadual da Paraíba, 2009.
- ALÉM SOBRINHO. Filtros biológicos de alta taxa. In: *Série Apuntes Técnicos*. AIDIS Argentina, Buenos Aires. 1997. p.30-98.
- ALÉM SOBRINHO, P.; JORDÃO, E. P. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios - uma análise crítica.p.491-513. In: CHERNICHARO, C. A. L. (coordenador) *Pós Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios*. Belo Horizonte: Projeto PROSAB, 2001.
- ALLEN, L., CHRISTIAN-SMITH, J., & PALANIAPPAN, M. (2010). *Overview of greywater reuse: The potential of greywater systems to aid sustainable watermanagement*. Informally published manuscript, Pacific Institute, Oakland, California. 2010.
- ALMEIDA, P. G. S. OLIVEIRA, C. S; CHERNICHARO, C. A. L. *Operação de filtros biológicos percoladores pós-reatores UASB sem a etapa de decantação secundária*. Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental. v. 16 n.3, jul/set 2011, p. 271-280.
- ALMEIDA, P., G. S. *Remoção de matéria orgânica e nitrogênio em filtros biológicos percoladores aplicados ao pós-tratamento de efluentes de reatores UASB*. Tese de doutorado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2012.
- ANDERSON, D. L.; SIEGRIST, R. L.; OTIS, R. J. *Technology assessment of intermittent sand filters*. USEPA - Municipal Environ. Res. Lab. Cincinnati, OH. 1985.
- ANDRADE, C. C. D. A. *Tratamento de Águas Residuárias de origem doméstica em Sistema Compacto* 2012. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Centro de Ciências e Tecnologia. Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande-PB, 2012.
- ANDRADE NETO, C.; CAMPOS, C. Introdução. In: *Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo*. FORESTI, E.; FLORENCIO, L.; HAANDEL, A.; ZAIAT, M.; CAVALCANTI, P. Rio de Janeiro: ABES, 1999. 443 p.
- APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 22th. Washington: Public Health Association, 2012.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. ABNT: NBR 13.969 - *Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação*. Rio de Janeiro, 1997.
- BITTON G. *Wastewater Microbiology*, 3 ed. Wiley-Liss Publishers. New York, 746p. 2005.

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

CAMPOS, C. M. M; CARMO, F. R. D; BOTELHOS, C. G; COSTA, C. C. D. *Desenvolvimento e operação de reator anaeróbico de manta de lodo (UASB) no tratamento dos efluentes da suinocultura em escala laboratorial.* Ciência Agrotecnologia, Lavras, v. 30, n. 1, p. 140-147, jan/fev., 2006.

CASEIRO, A. H; PIVELI, R. P; ALÉM SOBRINHO, P. *Reator UASB tratando esgoto sanitário e digerindo lodo Aeróbico excedente.* XXX Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria Y Ambiental. Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria Y Ambiental – AIDIS. Punta del Este – Uruguay, 2006.

CHERNICHARO, C. A. L. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias.* v. 5: reatores anaeróbios. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – Universidade Federal de Minas Gerais, 2007.

CHERNICHARO, C. A. L. *Reatores Anaeróbios.* Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, v. 5, 1997. 245 p.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. *Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.* Alterado pela Resolução CONAMA 397/2008.

\_\_\_\_\_. *Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA.* 9 p.

CONSTANTINE, T. *An Overview of Ammonia and Nitrogen Removal in Wastewater Treatment.* CH2M HILL. Canadá, 2008.

COSTA, E. D. S; FILHO, O. B; GIORDANO, G. *Reatores anaeróbios de manta de lodo (UASB): Uma abordagem concisa.* Coletânea em Saneamento Ambiental. Série temática tecnologias ambientais. Volume 5, 1 ed. Rio de Janeiro – RJ, 2014.

COSTA, J. F. *Remoção de Poluentes em um sistema de alagados construídos atuando como pós-tratamento de efluente de reator UASB e de filtro biológico percolador.* Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2013.

CUI, F.; LEE, S.; KIM, M. *Removal of organics and nutrients from food wastewater using combined thermophilic two-phase anaerobic digestion and shortcut biological nitrogen removal.* Water Research. v. 45, 2011, p. 5279-5286.

DERKS, Y. M. *Uso da respirometria para avaliar a influência de fatores operacionais e ambientais sobre a cinética de nitrificação.* 100 f. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande – PB, 2007.

DINÇER, A.R.; KARGI, F. *Kinetics of Sequential Nitrification and Denitrification Process*. *Enzyme and Microbial Technology*, n. 27, 2000, p 37-42.

FENELON, F.; R. *Avaliação de dois sistemas de tratamento e reúso de águas cinzas em uma residência no bairro de Ratonas*. Florianópolis/SC. Universidade Federal de Santa Catarina. Curso de Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental. Florianópolis –SC, Julho de 2008.

FERREIRA, A. F. *Uso da respirometria na avaliação da influência do pH na capacidade ativa das bactérias nitrificantes*. 2002. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Campina Grande-UFCG, Campina Grande-PB. 2002.

FLORENCIO, L.; AISSE, M.; BASTOS, R.; PIVELI, R. *Utilização de esgotos sanitários – marcos conceituais e regulatórios*. In: Tratamento e utilização de esgotos sanitários. FLORENCIO, L.; BASTOS, R.; AISSE, M. Recife: ABES, 2006. 427 p.

FORESTI, E. *Anaerobic treatment of domestic sewage: established Technologies and perspectives*. *Water Science and Technology*, 45(10):181-186, 2002.

GRADY, L.; DAIGGER, G. T.; LIM, H. C. *Biological wastewater treatment: theory and applications*. Marcel Dekker, New York, 1999.

GRAY, N. F. *Biology of wastewater treatment*. London: Imperial College Press, 1420p. 2004.

GERARDI, M. H. *Wastewaterbactéria*. Estados Unidos, 2006. 255 p.

HENRIQUE, I. N. *Tratamento de águas residuárias domésticas através de sistema conjugado anaeróbio/aeróbio: alternativa tecnológica para minimização de impactos ambientais*. Campina Grande, 2010. Tese (Doutorado em Recursos Naturais) -Universidade Federal de Campina Grande, Paraíba, 2010.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. *Tratamento de Esgotos Domésticos*. 7.ed. Rio de Janeiro: SEGRAC, 2014.

JUNIOR MARTINS, R. MARTINS, M. V. L. *Dimensionamento de Filtro de Areia para Tratamento de Água Cinza do Bloco Novo do IRNI*. *Revista Brasileira de Energias Renováveis*, v.5,n.3. 2016.p. 356-363.

KUNZLER, K. R. *Desempenho de reatores anaeróbios com meio suporte de bambu sob diferentes cargas orgânicas em duas relações comprimento: diâmetro no tratamento de efluente de fecularia*. Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação e Engenharia Agrícola. Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Cascavel, Paraná, 2010.

LETTINGA, G., HULSHOF POL, L. W. ZEEMAN, G. *Biological Wastewater Treatment. Part I: Anaerobic wastewater treatment*. Lecture Notes. Wageningen Agricultural University. Jan. 1996.

LI, F., WICHMANN, K., OTTERPOH, R. *Review of the technological approaches for grey water treatment and reuses*. *Science of the Total Environment*. 2009, p. 3439–3449.

LIMA, A. B. B. V. *Pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio em sistema sequencial constituído de ozonização em processos biológico aeróbio*. 2006. Dissertação (Departamento de Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. São Carlos, 2006.

LOUZADA, A. G. *Avaliação da atividade metanogênica específica de lodos com condicionamento hidrolítico provenientes do sistema UASB + BF's*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal do Espírito Santo, Centro Tecnológico, Vitória, 2006, 148 p.

MAC CONELL, E. F. A. *Caracterização Da Comunidade Bacteriana De Filtros Biológicos Percoladores Tratando Efluente Anaeróbio*. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2014, p. 143.

METCALF & EDDY, Inc. *Wastewater engineering: treatment and reuse*. 4th ed. rev. New York: McGraw-Hill, 2003. 1758 p.

MIRON, Y., ZEEMAN, G., VAN LIER, J. B., LETTINGA, G. *The role of sludge retention time in the hydrolysis and acidification of lipids, carbohydrates and proteins during digestion of primary sludge in CSTR system*. *Water Research*. v. 34, 2000. p. 1705-1713.

MONTE, H., M. ALBURQUEQUE, A. *Reutilização de águas residuárias*. Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos. Instituto Superior de Engenharia de Lisboa, 2010.

MOTA, F. S. B; VON SPERLING, M (coordenadores). *Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção*. Editora ABES. Rio de Janeiro: Projeto PROSAB 2. 2009. p. 428.

MEYSTRE, J. A. *Partida de um reator UASB, em escala piloto, para tratamento de efluente doméstico: estudo de caso para a região da Serra da Mantiqueira*. Dissertação (Mestrado em Engenharia da Energia) - Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2007, 128 p.

NASCIMENTO, M.; C.; P. *Filtro Biológico Percolador de Pequena Altura de Meio Suporte Aplicado ao Pós-Tratamento de Efluente de Reator UASB*. 2001. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2001.

OLIVEIRA, R. D. *Geração de energia elétrica a partir do biogás produzido pela fermentação anaeróbia de dejetos em abatedouro e as possibilidades no mercado de carbono*. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Elétrica) – Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos, 2009, 79 p.

PARKIN, G. F.; OWEN, W. F. *Fundamentals of anaerobic digestion of wastewater sludge*. *Journal of Environmental Engineering*, v. 112, n. 5. 1986. p. 867-920.

PEREIRA, E. L.; CAMPOS, C. M. M.; MONTERANI, F. *Efeitos do pH, acidez e alcalinidade na microbiota de um reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) tratando efluentes de suinocultura*. *Revista Ambiente & Água- An interdisciplinary Journal of Applied Science*, Taubaté, v. 4, n. 3. 2009. p. 157-168.

PHILIPPI, A. J. MALHEIROS, T. F. *Saneamento, saúde e ambiente: fundamentos para um desenvolvimento sustentável*. Universidade de São Paulo, Faculdade de Saúde Pública. II Coleção, Baueri – SP, 2005.

PONTES, P.; P. *Reatores uasb aplicados ao tratamento combinado de esgotos sanitários e lodo excedente de filtro biológico percolador*. 2003. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2003.

RIBEIRO, C. J. *Avaliação de uma estação compacta de tratamento de esgoto sanitário composta por reator uasb -biofiltro aerado submerso*. 2016. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Bauru, 2016. 157 f.

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

SALOMON, K. R. *Avaliação técnico-econômica e ambiental da utilização do biogás proveniente da biodigestão da vinhaça em tecnologias para geração de eletricidade*. 2007. Tese (Doutorado em Engenharia Mecânica) - Universidade Federal de Itajubá, Instituto de Engenharia Mecânica, Itajubá, 2007. 219 f.

SANTOS, V. D; MARQUES, J. J. *Desenvolvimento de um simulador de um reator anaeróbio de contato para tratamento de efluentes líquidos orgânicos*. Revista Eletrônica da FANESE. vol. 4, nº 1. Aracaju – SE, 2015.

SANTOS, K. D. *Remoção biológica de nitrogênio em águas residuárias através de reator anaeróbio*. 2007. Dissertação. (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) - Universidade Federal da Paraíba, Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, UEPB, 2007.

VAN HAANDEL, A. MARAIS, G. *O comportamento do sistema de lodo ativado*. Campina Grande. 1999, 488 p.

VAN HAANDEL, A. C. & LETTINGA, G., (1994). *Tratamento Anaeróbio de Esgotos*. Um manual para regiões de clima quente.

VON SPERLING, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias*; 3. ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG. v. 1, 452p. 2005.

WEBER, M. I. *Avaliação da eficiência de um reator anaeróbio de leito fluidizado para o tratamento de resíduos líquidos da indústria de refrigerantes*. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR, 2006.