

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ CURSO DE  
GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

**ANA PAULA COSSO SILVA ARAÚJO**

**TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO SINTÉTICO POR  
SISTEMA COMBINADO CONSTITUÍDO PELO REATOR UASB E  
BIOFILTRO AERADO SUBMERSO**

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

LONDRINA - PR

2014

ANA PAULA COSSO SILVA ARAÚJO

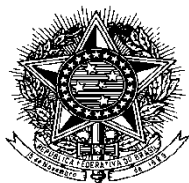
**TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO SINTÉTICO POR  
SISTEMA COMBINADO CONSTITUÍDO PELO REATOR UASB E  
BIOFILTRO AERADO SUBMERSO**

Trabalho de Conclusão do Curso de Graduação, apresentado à disciplina de Trabalho de Conclusão de Curso 2, do Curso de Graduação em Engenharia Ambiental, da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR, campus Londrina, como requisito parcial para a obtenção do título de Bacharel em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. MSc. Bruno de Oliveira Freitas

LONDRINA - PR

2014



Ministério da Educação  
Universidade Tecnológica Federal do Paraná  
Campus Londrina  
Coordenação de Engenharia Ambiental



## TERMO DE APROVAÇÃO

TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO SINTÉTICO POR SISTEMA  
COMBINADO CONSTITUÍDO PELO REATOR UASB E PELO BIOFILTRO  
AERADO SUBMERSO

Por

Ana Paula Cosso Silva Araújo

Monografia apresentada no dia 14 de Agosto de 2014 ao Curso Superior de Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Londrina. O candidato foi arguido pela Banca Examinadora composta pelos professores abaixo discriminados com suas respectivas assinaturas. Após deliberação, a Banca Examinadora considerou o trabalho \_\_\_\_\_ (aprovado, aprovado com restrições ou reprovado).

\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Ricardo Nagamine Costanzi  
(UTFPR)

\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Ajadir Fazolo  
(UTFPR)

\_\_\_\_\_  
Prof. MSc . Bruno de Oliveira Freitas  
(UTFPR)  
Orientador

\_\_\_\_\_  
Profa. Dra. Joseane Debora Peruço Theodoro  
Responsável pelo TCC do Curso de Eng. Ambiental

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente gostaria de agradecer aquele que sempre está presente em minha vida, aquele que me presenteou com uma família maravilhosa, amigos que sei que posso confiar e oportunidades que agarrei firmemente e aproveitei ao máximo, obrigada Deus por sempre guiar meus caminhos.

Gostaria de agradecer ao meu orientador Prof. MSc. Bruno de Oliveira Freitas por ter aceitado me orientar neste trabalho. Quero também te agradecer por todo auxílio, conhecimento, paciência, dedicação, amizade e por ter contribuído para o meu crescimento profissional.

Quero agradecer aos professores que participaram da banca deste trabalho, o Prof. Dr. Ricardo Nagamine Costanzi e o Prof. Dr. Ajadir Fazolo, obrigada por toda a contribuição para a realização do meu trabalho.

A família é o maior bem que podemos ter, ela nos fortalece e nos consola nos momentos que mais precisamos. Gostaria de agradecer a minha família, principalmente a minha mãe Leonice e ao meu pai Laércio por todo amor, carinho e dedicação que me deram durante todos esses anos. Sem o apoio de vocês nunca teria realizado os meus sonhos. Ao meu irmão Raphael também tenho muito a agradecer, mesmo por todas as brigas vivenciadas quando crianças, hoje sei o quanto posso contar com seu carinho e amizade. Aos meus avôs Luzia e Antônio também tenho muito a agradecer por todo carinho e amor que dedicaram aos seus netos.

Ter um amigo e ser amigo de alguém é uma das coisas mais belas que podemos cultivar em nossas vidas. Eles fazem parte de uma família que escolhemos ao longo da vida, compartilhando de nossas alegrias e tristezas. Ao longo dos anos cultivei várias amizades, das quais quero levar comigo para sempre. Gostaria de agradecer a esta “família” por todo carinho, amor, auxílio e por todos os momentos de alegria que compartilhamos juntos.

Em especial gostaria de agradecer a uma grande amiga Liliana Puzzi e família por todo apoio, amizade e carinho. Também gostaria de agradecer a três amigas que estiveram comigo durante grande parte da realização deste trabalho: Carolyne Bueno Machado, Marcella Garcia Baldin e Monielen Betio, obrigada meninas pela parceria, amizade e pelos momentos incríveis que

vivenciamos juntas. Gostaria também de agradecer pela amizade, força e carinho de duas amigas que considero muito, Larissa Paulista e Mariane Libório, obrigada meninas por todo auxílio, pelos conselhos e pela força que me deram. Vocês são exemplos de determinação, garra, esforço e superação.

Quero agradecer também aqueles que de alguma forma me auxiliaram na realização deste trabalho e aos grandes amigos (as) que cultivei ao longo desses cinco anos: Adriano Scalco, Bruna Raña, Francine Andrade, Gabriela Gomes, Gabriela Silva, Jaqueline Imbriani, Jessica Lara, Larissa Melo, Larissa Pivetta, Marcela Soriani, Pedro Henrique Presumido, Rafaela Squizzato e Roberta Ribeiro, só tenho a agradecer pelos momentos incríveis que vivemos juntos.

## RESUMO

ARAÚJO, A. P. C. S. **Tratamento de esgoto sanitário sintético por sistema combinado constituído pelo reator UASB e biofiltro aerado submerso.** 2014. 81 f. Trabalho de conclusão de curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Londrina. 2014.

O tratamento do esgoto está diretamente relacionado a aspectos ambientais, pois uma vez lançado em corpos hídricos sem um tratamento prévio adequado, este pode ocasionar grandes impactos ambientais. Desta forma é necessária a implantação de sistemas de tratamento que atendam a legislação ambiental acerca dos parâmetros de lançamento. O tipo de tratamento usualmente utilizado é o biológico, sendo o reator UASB largamente utilizado nas ETEs. O efluente obtido não atinge os limites permitidos pelos requisitos legais, principalmente com relação ao nitrogênio. Desta forma é necessária a implantação de um pós-tratamento. O BFAS tem sido utilizado para esta finalidade. Este trabalho teve como objetivo a construção de um reator combinado UASB/BFAS, unindo os aspectos positivos do tratamento anaeróbio com os do aeróbio para a construção de uma ETE compacta e que atenda aos parâmetros estabelecidos pelos requisitos legais. Além disso, neste trabalho avaliou-se a eficiência de um material suporte não convencional para o BFAS e a atividade metanogênica específica do lodo utilizado como inóculo no reator UASB. O monitoramento do sistema experimental foi dividido em três etapas. 1° etapa: funcionamento apenas do reator UASB. 2° etapa: início do funcionamento do BFAS, introdução do material suporte e do sistema de aeração (início do funcionamento do reator combinado). 3° etapa: início da recirculação do esgoto aeróbio do BFAS no compartimento anaeróbio e funcionamento do decantador. A terceira etapa do monitoramento obteve os melhores resultados para o esgoto final, apresentando uma eficiência de 81% na remoção de ST e 89% na remoção de SST, com relação a matéria orgânica, este removeu 93% da DQO total e 92% da DQO filtrada. Foram observados os processos de nitrificação e desnitrificação, com uma eficiência de 66% na remoção de nitrogênio total. O material utilizado se mostrou uma alternativa como meio suporte para BFAS no tratamento de esgoto sanitário. Com relação a AME, o lodo anaeróbio apresentou uma alta produtividade, 1,6 gDQO<sub>CH4</sub>/gSSV.dia. Através deste trabalho, verificou-se que o reator combinado precedido de um decantador secundário foi eficiente tanto na remoção de sólidos quanto na remoção de matéria orgânica e nitrogenada. Onde a alta produtividade do lodo anaeróbio contribuiu de certa forma para o desempenho do sistema.

**Palavras-chave:** Nitrificação. Desnitrificação. Biomassa.AME.

## ABSTRACT

ARAÚJO, A. P. C. S. **Treatment of synthetic wastewater by combined system consisting of the UASB reactor and submerged aerated biofilter.** 2014. 81 f. Completion of coursework (Bachelor of Environmental Engineering) Federal Technological University of Paraná. Londrina. 2014.

The sewage treatment is directly related to environmental aspects, because once thrown into water bodies without adequate pre-treatment, this can cause major environmental impacts. Thus the implementation of treatment systems that meet environmental legislation about the parameters of release is required. The type of treatment is commonly used biological UASB reactor being widely used in the ETEs. The effluent obtained does not reach the limits allowed by statutory requirements, particularly with respect to nitrogen. Thus the implementation of a post-treatment is required. The BFAS has been used for this purpose. This work aimed at the construction of a combined UASB/BFAS, uniting the positive aspects of anaerobic treatment with aerobic to build a compact and meets the parameters established by legal requirements ETE. Furthermore, this study evaluated the effectiveness of a support material for the unconventional BFAS and the specific methanogenic activity of the sludge used as inoculum in UASB reactor. The monitoring of the experimental system was divided into three stages. 1st step: operation of the UASB reactor. 2nd step: start of operation of BFAS, introduction of material support and aeration system (beginning of operation of the combined reactor). 3rd step: start recirculation of aerobic sewage BFAS anaerobic compartment and functioning of the decanter. The third step in monitoring achieved the best results for the final drain, with an efficiency of 81.07% for the removal of ST and 89.08% removal of TSS with respect to organic matter, that removed 93% of the DQO and 92% of DQO filtered. The processes of nitrification and denitrification, with an efficiency of 66% total nitrogen removal were observed. The material proved to be an alternative as a means to support BFAS in wastewater treatment. With respect to AME, the anaerobic sludge showed high productivity, 1.6  $\text{gDQO}_{\text{CH}_4}/\text{gSSV}\cdot\text{dia}$ . Through this work, it was found that the combined reactor preceded by a secondary clarifier was effective in removal of both solid as well as in the removal of organic and nitrogenous matter. Where high productivity of anaerobic sludge contributed somewhat to system performance.

**Keywords:** Nitrification.Denitrification.Biomass. AME.

## LISTA DE FIGURA

Figura 1 - Rotas metabólicas e grupos de microrganismos envolvidos na digestão anaeróbia.....	17
Figura 2 - Configuração de um reator UASB.....	20
Figura 3 - Esquema de um biofilme.....	28
Figura 4 - Esquema da estratificação de um biofilme.....	31
Figura 5 - Configuração do reator combinado seguido de um decantador.....	32
Figura 6 - Reator combinado anaeróbio/aeróbio. A) Câmara de alimentação (esgoto bruto). B) Saída do efluente anaeróbio (UASB). C) Mangueira da saída do efluente aeróbio (BFAS). D) Decantador. E) Mangueira da saída do efluente final (decantador). F) Descarte de lodo. ....	33
Figura 7 - Painel de controle e automação composto por um time. ....	34
Figura 8 - A) Sistema de aeração introduzido dentro do BFAS. B) Compressor utilizado para aeração. C) Medidor de vazão de ar.....	35
Figura 9 – Medidor de temperatura .....	35
Figura 10 - Técnica utilizada para observar a produção de gás no reator UASB .....	36
Figura 11 - Materiais utilizados como meio suporte .....	36
Figura 12 - Inoculo utilizado no reator .....	37
Figura 13 - A) Reator utilizado para determinar a atividade metanogênica do lodo. B) Frasco contendo água. C) Proveta onde o volume de biogás produzido foi medido.....	43
Figura 14 – Aparato para o ensaio da atividade metanogênica específica do lodo. ....	44
Figura 15 - Variação da concentração de sólidos do lodo anaeróbio.....	46
Figura 16 - Variação da concentração de ST.....	48
Figura 17 - Variação da concentração de SV.....	48
Figura 18 - Variação da concentração de SST.....	49
Figura 19 - Variação da concentração de SSV. ....	49
Figura 20 - Variação da concentração da DQO total.....	53
Figura 21 - Variação da concentração de DQO filtrada.....	54
Figura 22 - Variação da alcalinidade total ao longo do tratamento.....	57



Figura 23 - Variação do pH .....	59
Figura 24 - Variação da temperatura.....	61
Figura 25 - Variação da concentração de OD no reator combinado .....	62
Figura 26 - Variação da concentração de nitrogênio amoniacal.....	63
Figura 27 - Variação da concentração de nitrito.....	64
Figura 28 - Variação da concentração de nitrato.....	65
Figura 29 - Variação da concentração de nitrogênio NTK.....	66
Figura 30 - Variação da concentração de nitrogênio total no esgoto bruto e após o tratamento no sistema combinado com posterior recirculação do esgoto aeróbio .....	67
Figura 31 - Variação da concentração de biomassa aderida no meio suporte.	70
Figura 32 - Curva da produção cumulativa de metano do lodo anaeróbio durante o teste da AME.....	71
Figura 33 - Curva da AME.....	71

## LISTA DE TABELA

Tabela 1 - Valores típicos dos parâmetros encontrados no esgoto sanitário (mg/L).....	16
Tabela 2 - Dimensões de projeto do reator combinado.....	33
Tabela 3 - Composição do substrato sintético simulando esgoto sintético .....	37
Tabela 4 - Composição do substrato sintético para produção de 1 litro de esgoto com uma DQO de 500 mgO <sub>2</sub> /L.....	38
Tabela 5 - Concentração das soluções de sais minerais usadas na composição do esgoto sanitário sintético .....	38
Tabela 6 - Composição média do esgoto sintético.....	39
Tabela 7 - Parâmetros e métodos utilizados e a freqüência das análises.....	40
Tabela 8 - Pontos de amostragem para análise.....	41
Tabela 9 - Relação de macro-nutrientes, alcalinizantes utilizados para o teste de AME .....	43
Tabela 10 - Variação da concentração média de sólidos.....	47
Tabela 11 - Concentração média da DQO .....	52
Tabela 12 - Concentração média da alcalinidade .....	56
Tabela 13 - Valores médios de pH.....	58
Tabela 14 - Concentração média de nitrito e nitrato.....	65
Tabela 15 - Balanço da concentração de nitrogênio (mgN/L) .....	67

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO.....</b>	<b>12</b>
<b>2 OBJETIVOS.....</b>	<b>14</b>
2.1 OBJETIVO GERAL.....	14
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	14
<b>3 REFERENCIAL TEÓRICO.....</b>	<b>15</b>
3.1 ESGOTO SANITÁRIO.....	15
3.2 TRATAMENTO DE ESGOTO VIA PROCESSO ANAERÓBIO .....	16
3.2.1 Atividade Metanogênica Específica.....	18
3.3 REATOR UASB.....	19
3.4 TRATAMENTO DE ESGOTO VIA PROCESSO AERÓBIO .....	22
3.4.1 Conversão da Matéria Orgânica.....	22
3.4.2 Conversão da Matéria Nitrogenada (Nitrogênio Amoniacal) .....	23
3.4.2.1 <i>Fatores que influenciam no processo de nitrificação</i> .....	24
3.5 BIOFILTRO AERADO SUBMERSO .....	25
3.5.1 Meio Suporte do Biofiltro Aerado Submerso .....	26
3.5.2 Formação do Biofilme em Reatores de Crescimento Aderido.....	27
3.6 REATOR COMBINADO UASB E BFAS.....	28
3.7 REMOÇÃO DO NITROGÊNIO.....	29
<b>4 MATERIAIS E MÉTODOS.....</b>	<b>32</b>
4.1 DESCRIÇÃO DO SISTEMA EXPERIMENTAL .....	32
4.1.1 Montagem do Sistema.....	32
4.1.2 Material Suporte Para o BFAS .....	36
4.1.3 Inoculo e Esgoto Sanitário Sintético.....	37
4.2 MONITORAMENTO .....	39
4.2.1 Análise Físico-Química.....	39
4.2.2 Análise da Biomassa Aderida no Meio Suporte .....	41
4.2.3 Atividade Metanogênica Específica do Lodo Anaeróbio .....	42
<b>5 RESULTADOS.....</b>	<b>46</b>
5.1 ANÁLISE DE SÓLIDOS .....	46
5.2 ANÁLISE DA DQO .....	51

5.3 ALCALINIDADE E pH .....	55
5.4 TEMPERATURA .....	60
5.5 OXIGÊNIO DISSOLVIDO.....	61
5.6 ANÁLISE DE NITROGÊNIO.....	62
5.7 BIOMASSA ADERIDA NO MEIO SUPORTE.....	69
5.8 ATIVIDADE METANOGENICA ESPECÍFICA (AME) .....	70
<b>6 CONCLUSÃO.....</b>	<b>73</b>
<b>7 RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS.....</b>	<b>74</b>
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>75</b>

## 1 INTRODUÇÃO

O desenvolvimento urbano, associado ao crescimento populacional proporciona o aumento da geração de esgoto sanitário nos centros urbanos. Uma das problemáticas que cerca esta questão está relacionada à aplicação de sistema de saneamento básico eficiente e que realize a coleta e o tratamento adequado do esgoto sanitário. Segundo a Pesquisa Nacional do Saneamento Básico realizada em 2008 pelo IBGE (IBGE, 2008) cerca de 55,2% dos municípios brasileiros possuíam sistema de esgotamento sanitário, enquanto que apenas 28,5% dos municípios realizavam o tratamento do esgoto.

O despejo indevido do esgoto sanitário sem tratamento nos corpos hídricos pode causar alguns impactos negativos ao meio ambiente, tais como o mau odor, aspecto visual desagradável e a diminuição da concentração de oxigênio dissolvido na água, afetando assim, os organismos aquáticos (ALMEIDA et al., 2010). Além disso, a contaminação da água pode ameaçar a saúde pública devido à presença de organismos patogênicos que causam doenças de veiculação hídrica (NUVOLARI, 2003).

Devido aos aspectos negativos ocasionados pela falta de tratamento do esgoto sanitário, fica evidente que a implantação de um sistema de tratamento adequado é importante para a qualidade do meio ambiente e para a saúde pública.

O processo de tratamento de esgoto usualmente utilizado é o biológico, sendo o reator UASB é largamente utilizado (OLIVEIRA, 2012), em que a biodegradação da matéria orgânica ocorre através dos organismos anaeróbios. O efluente não atinge os limites permitidos pelos requisitos legais com relação aos parâmetros como DBO e nutrientes (nitrogênio amoniacal e fósforo). Diante desta deficiência, a aplicação de um pós-tratamento é necessária, sendo o biofiltro aerado submerso (BFAS) um dos sistemas utilizados para a estabilização da matéria orgânica carbonácea e nitrogenada de esgotos.

A união destes sistemas em um reator combinado promoveria a construção de uma estação de tratamento compacta. A ocorrência do processo de nitrificação poderia ser favorecida na zona aeróbia do reator, enquanto que o processo de desnitrificação pode ocorrer ao recircular o esgoto na zona anaeróbia/anóxica. Uma maior estabilização da matéria orgânica também seria favorecida dentro do sistema. Desta forma, este reator iria proporcionar uma melhor qualidade do esgoto tratado enquadrando este nos parâmetros estabelecidos pela legislação ambiental.

## 2 OBJETIVOS

### 2.1 OBJETIVO GERAL

Este trabalho teve como objetivo avaliar um reator combinado constituído pelo reator UASB e biofiltro aerado submerso, visando remover matéria orgânica e nitrogênio no tratamento de esgoto sanitário sintético.

### 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar e quantificar os processos de nitrificação e desnitrificação.
- Quantificar a remoção da matéria orgânica na fase anaeróbia e na fase aeróbia.
- Avaliar o uso de um material suporte não convencional no biofiltro aerado submerso, por meio da quantificação da biomassa aderida.
- Quantificar a atividade metanogênica do lodo utilizado como inóculo.

### 3 REFERENCIAL TEÓRICO

#### 3.1 ESGOTO SANITÁRIO

De acordo com a NBR 9.648 (ABNT, 1986) esgoto sanitário é o despejo líquido constituído de esgoto doméstico e industrial, água de infiltração e a contribuição pluvial parasitária.

O esgoto sanitário é composto basicamente por 99,9% de água e 0,1% de sólidos, constituídos por compostos orgânicos, inorgânicos, partículas em suspensão, dissolvidas e por microrganismos (VON SPERLING, 1996). A composição do esgoto varia de acordo com uso ao qual a água será submetida, com a variação do clima, situação sócio-econômica e com os hábitos da população (ANDRADE NETO; CAMPOS, 1999; VON SPERLING, 2005). De acordo com a FUNASA (2004) as características do esgoto sanitário são divididas em físicas, químicas e biológicas. As principais características físicas são material particulado, temperatura, odor, cor e turbidez. A característica química está relacionada à presença de matéria orgânica e inorgânica, enquanto que a biológica está relacionada com a presença de microrganismos. A tabela 1 apresenta algumas características típicas do esgoto sanitário bruto.

Uma parcela dos sólidos suspensos (75%) e dissolvidos (40%) presentes no esgoto sanitário são de origem orgânica. Constituídos principalmente pela combinação dos elementos carbono, oxigênio, nitrogênio, fósforo, enxofre e ferro, produzindo assim compostos orgânicos como as proteínas, carboidratos, graxas, óleos e uréia. Dentre estes compostos produzidos, as proteínas representam de 40 a 65%, os carboidratos de 25 a 50% e as graxas e óleos 10% (DALTRO FILHO, 2004).

Alguns dos parâmetros utilizados para analisar a carga orgânica do esgoto são DQO (demanda química de oxigênio), nitrogênio total e orgânico, amônia livre, nitrito, nitrato, fósforo total, orgânico e inorgânico.



Tabela 1 - Valores típicos dos parâmetros encontrados no esgoto sanitário (mg/L)

<b>Parâmetros</b>	<b>Esgoto forte</b>	<b>Esgoto médio</b>	<b>Esgoto fraco</b>
ST	1.160	730	370
SST	360	230	120
SSV	280	175	90
DBO <sub>5,20</sub>	400	200	100
DQO	800	400	200
O.D.	0	0	0
Nitrogênio total	85	40	20
Nitrogênio orgânico	35	20	10
Amônia livre	50	20	10
N-NO <sub>2</sub>	0,10	0,05	0
N-NO <sub>3</sub>	0,40	0,20	0,10
Fósforo total	20	10	5
Fósforo orgânico	7	4	2
Fósforo inorgânico	13	6	3

Fonte: Jordão e Pessoa (2005).

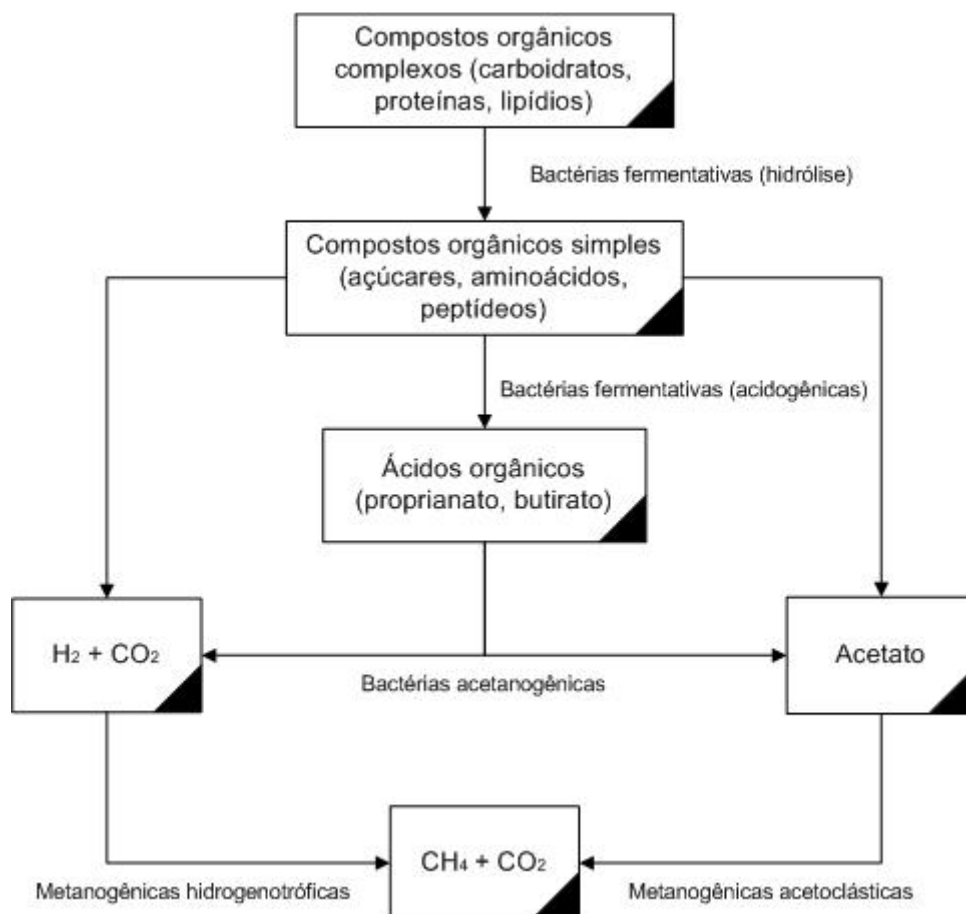
### 3.2 TRATAMENTO DE ESGOTO VIA PROCESSO ANAERÓBIO

O tratamento de esgoto sanitário a partir de processos biológicos é caracterizado por reproduzir os processos naturais de estabilização e autodepuração de um corpo hídrico, após o lançamento de esgoto, em que matéria orgânica é convertida em materiais mineralizados inertes (VON SPERLING, 1996).

Os microrganismos comumente utilizados no tratamento biológico são os fungos, bactérias, vermes e protozoários, além das algas. Dentre estes as bactérias são os mais importantes na estabilização da matéria orgânica (VON SPERLING, 1996). Os três grupos fisiológicos de microrganismos presentes no processo de digestão anaeróbia são as bactérias fermentativas ou acidogênicas, bactérias sintróficas ou acetogênicas e os microrganismos metanogênicos (CHERNICHARO, 1997).

No processo de oxidação da matéria orgânica em um sistema anaeróbio, ocorrem determinados processos metabólicos como a fermentação e a respiração. Na fermentação, a oxidação do material orgânico ocorre na

ausência de um receptor final de elétrons, enquanto que na respiração os aceptores finais são os compostos inorgânicos como nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), sulfato ( $\text{SO}_4^-$ ) ou dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) (CHERNICHARO, 1997). Ainda segundo Chernicharo (1997) a digestão anaeróbia possui as seguintes etapas (Figura 1):



**Figura 1 - Rotas metabólicas e grupos de microrganismos envolvidos na digestão anaeróbia.**

Fonte: Chernicharo (1997).

- Hidrólise: as bactérias fermentativas hidrolíticas convertem os compostos complexos (polímeros) em materiais dissolvidos de menor peso molecular através da ação de exoenzimas
- Acidogênese: os compostos solúveis oriundos da hidrólise são metabolizados no interior das células através do metabolismo fermentativo produzindo compostos simples, como os ácidos

orgânicos, alcoóis (etanol), cetonas (acetona), dióxido de carbono e hidrogênio.

- Acetogênese: as bactérias sintróficas acetogênicas oxidam os compostos orgânicos produzidos na etapa da acidogênese em substratos apropriados para os microrganismos metanogênicos (acetato, hidrogênio e dióxido de carbono).
- Metanogênese: o metano é produzido pelas metanogênicas acetoclásticas, através da redução do ácido acético ou pelas bactérias metanogênicas hidrogenotróficas, através da redução do dióxido de carbono.

### 3.2.1 Atividade Metanogênica Específica

A eficiência do tratamento anaeróbio, especialmente os de alta taxa, depende da manutenção de uma biomassa adaptada e com elevada atividade microbiológica e resistente a choques dentro dos reatores. Através da atividade metanogênica específica (AME) do lodo anaeróbio é possível avaliar a atividade microbiológica anaeróbica. Avaliando a capacidade máxima de produção de metano pelos microrganismos anaeróbios, este teste é realizado em condições controladas em laboratório, para viabilizar a atividade bioquímica máxima na conversão de substratos orgânicos à metano (CHERNICHARO, 1997).

A AME pode ser aplicada para (CHERNICHARO, 1997):

- Quantificar a atividade populacional de arqueas metanogênicas;
- Avaliar o comportamento de biomassa sob o efeito de compostos potencialmente inibidores;
- Determinar a toxicidade relativa de compostos químicos presentes em efluentes líquidos e sólidos;
- Estabelecer o grau de degradabilidade de diversos substratos, notadamente de rejeitos industriais;

- Monitorar as mudanças de atividade do lodo, devido a uma possível acumulação de material inerte, após longos períodos de operação do reator;
- Determinar a massa mínima de lodo anaeróbio a ser mantida no reator, para a remoção de determinada carga orgânica aplicada, possibilitando a adoção do descarte de lodo;
- Para avaliar parâmetros cinéticos.

Não existe um procedimento padrão para a determinação da AME, dificultando desta forma uma comparação dos resultados absolutos obtidos a partir de cada metodologia aplicada atualmente (AQUINO et al., 2007).

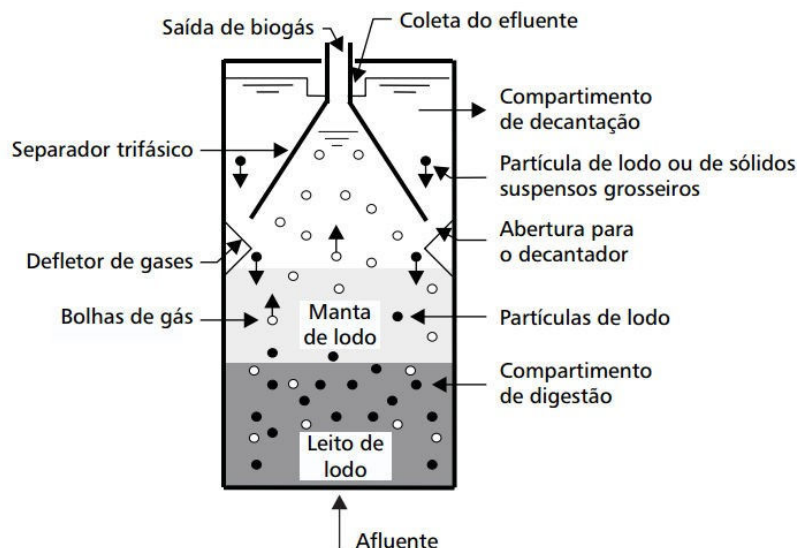
### 3.3 REATOR UASB

O reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB) é uma unidade de tratamento biológico empregados nas estações de tratamentos (OLIVEIRA, 2012).

Segundo Chernicharo (1997) o reator UASB funciona com fluxo ascendente de esgoto através de um leito de lodo denso e de elevada atividade microbiana. O esgoto a ser tratado entra em uma câmara central divisora de vazão pela parte inferior do reator, este irá permanecer em contato com o leito de lodo permitindo assim a ocorrência das reações bioquímicas e conseqüentemente a biodegradação dos compostos orgânicos. O biogás é um dos compostos produzidos durante a atividade biológica, este é constituído pelos gases metano ( $\text{CH}_4$ ), sulfídrico ( $\text{H}_2\text{S}$ ), gás carbônico ( $\text{CO}_2$ ), nitrogênio ( $\text{N}_2$ ) dentre outros.

O esgoto deixa o sistema através de um decantador interno localizado acima do separador trifásico, que promove a coleta do biogás produzido e a retenção e retorno do lodo para a câmara de digestão. Como resultado, os reatores UASB apresentam elevado tempo de residência celular (idade do lodo), sendo superior ao tempo de detenção hidráulica, o que caracteriza o sistemas anaeróbios de alta taxa. A idade do lodo nos reatores UASB é

usualmente superior a 30 dias (CHERNICHARO, 1997). A figura 2 apresenta a configuração de um reator UASB.



**Figura 2 - Configuração de um reator UASB**  
**Fonte: Chernicharo; Haandel; et al., (1999).**

Segundo Chernicharo (1997) os princípios que regem a operação deste sistema são:

- As características do fluxo ascendente devem garantir um maior contato entre a biomassa e o substrato;
- Evitar curtos-circuitos para que o tempo de retenção seja o suficiente para que haja a degradação da matéria orgânica;
- O sistema de separação trifásico (líquido, sólido e gasoso) deve ser projetado adequadamente, para que possa haver a separação correta dos três estados;
- A manta de lodo deve ser bem adaptada, apresentando uma alta atividade biológica dos microrganismos metanogênicos.

O reator UASB tem sido muito utilizado para o tratamento de esgoto sanitário devido a alguns fatores positivos, como o seu baixo custo de implantação e operação, reduzido consumo de energia e eficiência na remoção de matéria orgânica carbonácea (VON SPERLING, 2005). Além disso, possui

baixa produção de sólidos, cerca de 2 a 8 vezes inferior que nos processos aeróbios, tolerância a elevadas cargas orgânicas, baixo tempo de detenção hidráulica, produção de metano, possibilidade de preservação da biomassa, baixo consumo de nutriente e pode ser aplicado em pequena e grande escala (CHERNICHARO, 1997).

Alguns fatores acabam interferindo na eficiência dos reatores UASB, tais como a presença de material particulado no esgoto bruto, o que dificulta a digestão anaeróbia (TEIXEIRA et al., 2009), remoção insatisfatória de nutrientes e de organismos patogênicos, produção de um esgoto com aspecto indesejável e com qualidade que não atende aos padrões estabelecidos pela legislação, possibilidade de distúrbios devido a choques de carga orgânica e hidráulica, presença de compostos tóxicos como a amônia, possibilidade da geração de maus odores, problemas de corrosão e baixa atividade de degradação da matéria orgânica no início do processo (CHERNICHARO, 1997).

Segundo Jordão e Pessoa (2005) para minimizar tais efeitos que limitam a eficiência do reator UASB, deve-se levar em conta no desenvolvimento de projetos:

- A remoção de sólidos grosseiros e flutuantes através de um sistema de gradeamento;
- Remoção da areia na fase preliminar do tratamento, para que não ocorra o acúmulo deste material no interior do digestor e posterior entupimento dos orifícios de distribuição de esgoto;
- A distribuição adequada do esgoto;
- Remoção da espuma, podendo promover a sua reintrodução no sistema para que esta possa ser degradada, evitando desta forma a perda de matéria graxa no efluente.

Mesmo levando-se em conta tais requisitos no desenvolvimento de projetos voltados a operacionalização do reator UASB, é necessária a realização de um pós-tratamento deste esgoto. O biofiltro aerado submerso (BFAS) é aplicado na remoção da carga orgânica residual, de determinados nutrientes como nitrogênio (nitrogênio amoniacal) e fósforo e microrganismos patogênicos (OLIVEIRA, 2012).

### 3.4 TRATAMENTO DE ESGOTO VIA PROCESSO AERÓBIO

O tratamento de esgoto via processo aeróbio, envolve a participação de diversos microrganismos, as bactérias se destacam devido à utilização de um agente oxidativo que produz alta quantidade de energia. No processo aeróbio a remoção da matéria orgânica e da matéria nitrogenada ocorre a partir do processo denominado catabolismo oxidativo (VON SPERLING, 1996).

#### 3.4.1 Conversão da Matéria Orgânica

A equação (1) geral e simplificada da respiração aeróbia para a degradação da matéria orgânica (glicose) é expressa a seguir, onde a fórmula molecular da glicose está representando a matéria orgânica (VON SPERLING, 1996; MADIGAN et al., 1996):



Segundo Branco (1976) o tratamento aeróbio do esgoto sanitário está relacionado com a estabilização da matéria orgânica e a conversão destes a compostos inertes, como gás carbônico e água; utilização do oxigênio; produção de gás carbônico e liberação de energia.

Os responsáveis pela estabilização da matéria orgânica são os microrganismos decompositores como as bactérias heterotróficas aeróbias e facultativas (VON SPERLING, 1996).

Os mecanismos observados na degradação da matéria orgânica são divididos em duas etapas, catabolismo e anabolismo.

O catabolismo consiste na ocorrência de reações bioquímicas que liberam energia para os organismos, convertendo compostos mais complexos em mais simples. As reações catabólicas são geralmente reações de hidrólise, e exergônicas, ou seja, produzem mais energia do que consomem. O anabolismo consiste nas reações reguladas por enzimas que requerem

energia, com formação de compostos orgânicos mais complexos a partir de compostos mais simples, sendo importante aos microrganismos para a realização de suas atividades metabólicas de crescimento. Os processos anabólicos geralmente envolvem reações de síntese por desidratação, e consomem mais energia do que produzem (TORTORA et al., 2005; VON SPERLING, 1996).

#### 3.4.2 Conversão da Matéria Nitrogenada (Nitrogênio Amoniacal)

O nitrogênio é um dos nutrientes inorgânicos requerido em maiores concentrações para o desenvolvimento dos microrganismos. As principais fontes de nitrogênio presentes nos esgotos são o amoniacal e o orgânico, formados a partir da degradação da matéria orgânica (CHERNICHARO, 1997).

A amônia, na sua forma livre ( $\text{NH}_3$ ), apresenta toxicidade para os organismos vivos, tendo que a sua remoção é de extrema importância para manutenção da qualidade dos corpos receptores, podendo promover o desequilíbrio ecológico do meio aquático (CHAGAS, 2006), desta forma é necessário reduzir este elemento a compostos que não irão causar danos ambientais ou promover a sua remoção.

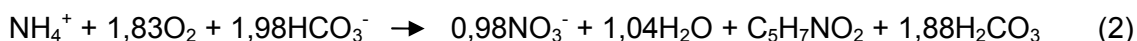
O processo de oxidação do nitrogênio amoniacal ( $\text{N-NH}_3$ ) é denominado nitrificação, este processo ocorre basicamente em duas etapas, a primeira é denominada nitritação, nesta o nitrogênio amoniacal é oxidado a nitrito ( $\text{N-NO}_2^-$ ), na fase seguinte o nitrito é oxidado a nitrato ( $\text{N-NO}_3^-$ ) esta é denominada nitratação (CHERNICHARO, 1997).

Os microrganismos envolvidos neste processo são os autótrofos quimiossintetizantes ou quimioautótrofos, sendo que no processo de nitritação as bactérias responsáveis são predominantemente do gênero *Nitrosomonas* e na etapa de nitratação são as bactérias do gênero *Nitrobacter*. O gás carbônico é a principal fonte de carbono e a energia é obtida por meio da oxidação da amônia (VON SPERLING, 1996).



### 3.4.2.1 Fatores que influenciam no processo de nitrificação

Alguns fatores são essenciais para o desenvolvimento das bactérias nitrificantes, sendo eles a baixa carga orgânica afluyente, oxigênio dissolvido e alcalinidade em carbonato de cálcio ( $\text{CaCO}_3$ ) em quantidade adequada, pois o processo de nitrificação resulta no consumo da alcalinidade e do oxigênio dissolvido, como é possível observar pela equação 1 (HENZE et al., 1997).



Se a alcalinidade do sistema não for adequada para manter o pH dentro da faixa ótima de 7 e 8 para o desenvolvimento das bactérias nitrificantes, o processo será comprometido, sendo necessário desta forma a adição de alcalinizantes. Outros parâmetros como pH, temperatura, competição por espaço no biofilme (contra as bactérias heterótrofas) e carga de nitrogênio afluyente ao sistema podem comprometer o processo de nitrificação (CARVALHO JUNIOR, 2008). Segundo Chagas (2006) para o desenvolvimento dos microrganismos nitrificantes a concentração de oxigênio dissolvido no meio tem que ser superior a 2,0  $\text{mgO}_2/\text{L}$ . Segundo Ferreira (2000) a concentração de oxigênio dissolvido tem uma influência direta na taxa de nitrificação, sendo que a taxa e a velocidade ótima podem ser obtidos quando os níveis de oxigênio estiverem na ordem de 4,0  $\text{mgO}_2/\text{L}$  e desde que exista uma população ótima de bactérias nitrificantes.

O processo de nitrificação ocorre numa larga faixa de temperatura, variando entre 4°C a 45°C, sendo que a temperatura ótima para o desenvolvimento das bactérias do gênero *Nitrossomonas* é de 35°C e para as bactérias do gênero *Nitrobacter* na faixa ótima de 35° a 42°C. No processo de nitrificação o pH pode sofrer um decaimento significativo, desta forma o pH ótimo para o processo deve estar na faixa de 6,5 a 8,0, pois com o decaimento do pH pode ocorrer a inibição do crescimento das bactérias nitrificantes (FERREIRA, 2000).

### 3.5 BIOFILTRO AERADO SUBMERSO

O BFAS é um sistema aeróbio submerso constituído por um tanque contendo um material suporte poroso pelo qual o esgoto e o ar fluem (CHERNICHARO, 1997), em quase todos os processos existentes o material suporte é mantido sob total imersão pelo fluxo hidráulico caracterizando como reatores trifásicos. A utilização de um meio suporte promove a formação de biofilmes que favorecem a retenção de sólidos e o crescimento e desenvolvimento de microrganismos, permitindo assim, a remoção da matéria orgânica e a oxidação do nitrogênio amoniacal (nitrificação) (OLIVEIRA, 2012).

Segundo Chernicharo (1997) este sistema é composto por três fases sendo sólida, líquida e gasosa. A fase sólida é constituída pelo material suporte, onde há o crescimento e desenvolvimento dos microrganismos nos chamados biofilmes. A fase líquida é composta pelo esgoto que flui através do meio poroso e a fase gasosa é constituída pela aeração artificial e pelos gases produzidos pela atividade biológica.

Segundo Gonçalves et al., (2001) o sentido do fluxo hidráulico (ar e água) irá determinar as características operacionais do biofiltro, este influencia na retenção de sólidos suspensos, perda de carga hidráulica, no tipo de lavagem, gastos energéticos e na produção de odores. Desta forma, o sentido do fluxo hidráulico pode ser co-corrente ou contra-corrente. No sentido co-corrente o fluxo de ar e do líquido é ascendente e no contra-corrente o fluxo de líquido é descente e do ar é ascendente. Pelo fato do meio suporte estar imerso o fluxo de ar deve ser ascendente, este só será descendente caso o meio suporte granular não esteja submerso, como no caso dos filtros biológicos percolados.

Segundo Mendonza-Espinoza e Sthephenson (1999), o fluxo hidráulico é um dos principais parâmetros destes reatores, pois, se um dos objetivos do tratamento é a remoção da matéria orgânica e dos compostos nitrogenados, o sistema co-corrente é muito importante, este irá possibilitar um maior contato entre o esgoto e o oxigênio dissolvido favorecendo o crescimento de microrganismos heterotróficos e nitrificantes.

A lavagem do meio suporte é uma etapa obrigatória no processo de tratamento de esgoto com BFAS, este deve ser realizado para controlar a colmatação progressiva do leito devido à retenção de microrganismo e sólidos suspensos (GONÇALVES et al., 2001).

Os BFAS apresentam vários fatores positivos com relação a sua implantação como sistema de pós-tratamento, uma vez que são de fácil implantação, operação e manutenção, possuem um baixo custo e consumo energético (CHAGAS, 2006), compacidade, aspecto modular, resistência a choques de cargas, não é necessário processo de clarificação secundária (PUJOL et al., 1992) e possui resistência à alta temperatura do esgoto (GONÇALVES, 1994). Dentre outras vantagens é possível destacar a geração de estações com baixo impacto ambiental, são passíveis de serem cobertas e desodorizadas com relativa simplicidade (ROGALLA, 1992), além de proporcionar um esgoto dentro dos parâmetros estabelecidos pelos requisitos legais.

### 3.5.1 Meio Suporte do Biofiltro Aerado Submerso

O BFAS tem sido utilizado a mais de 50 anos, os primeiros materiais utilizados como meio suporte se tratavam de pedras, ripas de madeira, material cerâmico e outros materiais inertes (CHAGAS, 2006). Com o avanço de novas tecnologias e estudos acerca deste tipo de reator, tem-se utilizado como meio suporte diversos tipos de materiais como grãos de argila calcinada, xisto expandido (GIUSTINA, 2010), materiais arenosos, pozolana e carvão ativado (CHERNICHARO, 1997), garrafas de Yakult® (CHAGAS, 2006), conchas de ostra (LIU et al, 2010), materiais compostos por poliestireno, polipropileno, poliuretano, PVC e plástico (OLIVEIRA, 2012), tampas e gargalos de garrafa PET, pedra britada nº4 e anéis de Pall (GIUSTINA et al., 2010).

O material suporte é de grande importância, pois, este consistirá na base para a fixação dos microrganismos e conseqüentemente para o desenvolvimento do biofilme (CHAGAS, 2006). Segundo Oliveira (2012) os materiais utilizados como meio suporte devem apresentar algumas

características, tais como uma grande área superficial por unidade de volume, devem ser resistentes, pois devem suportar o próprio peso mais o peso da biomassa, apresentar durabilidade e serem inertes biologicamente e quimicamente. Além disso, devem apresentar alta superfície e rugosidade e um menor custo (CHAGAS, 2006). Devem ainda possuir capacidade de remover altas cargas de DBO por unidade de volume e operar a altas taxas de aplicação hidráulica (GONÇALVES et al., 2001).

### 3.5.2 Formação do Biofilme em Reatores de Crescimento Aderido

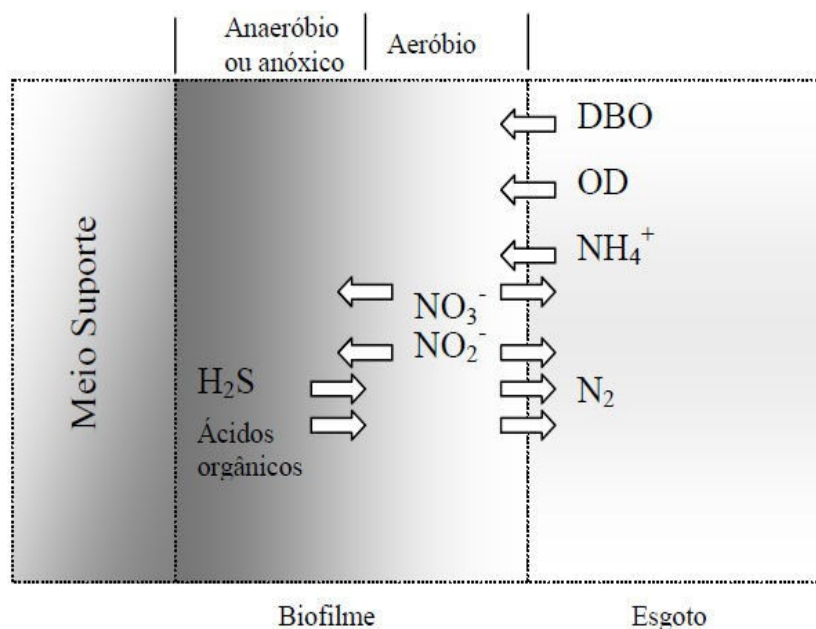
Reatores de crescimento aderido consistem em sistemas que utilizam um material inerte como suporte para aumentar a área superficial, aderência e colonização dos microrganismos responsáveis pelo tratamento do esgoto. Como vantagem tem-se o aumento do tempo de retenção celular. O biofilme é resultado da sucessiva colonização de microrganismos sobre o material suporte, onde a aderência destes é decorrente da produção de polímeros extracelulares, sendo influenciada pela interação célula – célula e pela composição do meio (CARVALHO JUNIOR, 2008).

A formação de um biofilme é muito complexa, estando relacionado à combinação de diversos fatores, tais como o crescimento bacteriano, consumo do substrato, mecanismo de aderência das bactérias no meio suporte, transferência de massa interna e externa de substrato e demais produtos, metabolismo celular, morte dos organismos, perda da tensão de cisalhamento sobre o biofilme, deslocamento do biofilme, estrutura do meio suporte, competição entre os microrganismos e efeitos predatórios (WIJFFELS e TRAMPER, 1995).

No biofilme (Figura 3) ocorrem os processos metabólicos dos microrganismos, onde estes consomem a matéria orgânica, nutriente e outros compostos químicos, produzindo assim diferentes subprodutos metabolizados (OLIVEIRA, 2012).

Os processos metabólicos de conversão da matéria orgânica ocorrem no interior do biofilme, onde o transporte dos substratos é realizado devido ao processo de difusão (GONÇALVES et al., 2001).

Um biofilme pode estar estratificado, onde irá possuir uma camada anaeróbia, anóxica e aeróbia, (Figura 3), esta divisão é decorrente da baixa turbulência dentro do reator, além disso, o aumento da espessura do biofilme tende a dificultar a passagem de oxigênio dissolvido e demais substratos das camadas mais externas para as mais internas do meio suporte e vice e versa (CARVALHO JUNIOR, 2008).



**Figura 3 - Esquema de um biofilme**  
 Fonte: Adaptado por Von Sperling(1996).

### 3.6 REATOR COMBINADO UASB E BFAS

Devido as limitações do tratamento do esgoto sanitário através da digestão anaeróbia, é necessária a implantação de pós-tratamento, de forma a adequar o esgoto tratado aos requisitos da legislação ambiental e propiciar a proteção dos corpos d'água receptores. O principal objetivo do pós-tratamento é completar a remoção da matéria orgânica carbonácea, de nutrientes

(nitrogênio e fósforo) e de organismos patogênicos (vírus, bactérias, protozoários e helmintos) (CHERNICHARO, 1997).

Nas configurações atuais das estações de tratamento de esgoto, os reatores UASB e BFAS são construídos em sistemas separados, (GONÇALVES et al., 1997).

O pós-tratamento utilizando o BFAS pode ser implantado utilizando uma nova configuração, onde os reatores UASB e o BFAS, sejam construídos na mesma unidade, ou seja, na mesma estrutura (GONÇALVES et al., 2001).

A união destes sistemas, em um reator combinado, promoveria uma melhor qualidade do esgoto final. Além da remoção dos sólidos em suspensão, da  $DBO_{5,20}$  e da DQO, poderia ocorrer o processo de desnitrificação através da recirculação do esgoto aeróbio no sistema através da recirculação do efluente nitrificado (GOLÇAVES et al., 1994).

A construção de uma ETE compacta poderia promover aspectos positivos com relação à redução do espaço de construção do reator, redução do consumo de energia e na produção de lodo, quando comparada a estações de tratamento convencionais (COLETTI et al., 1997), o que acarretaria em ganhos econômicos. A junção das vantagens do reator UASB e do BFAS promoveriam o enquadramento do esgoto com relação à concentração de matéria orgânica e do nitrogênio, desde que as condições para o desenvolvimento dos microrganismos sejam atendidas, impedindo assim a contaminação e o desequilíbrio ecológico dos corpos hídricos receptores de esgoto após o tratamento.

### 3.7 REMOÇÃO DO NITROGÊNIO

O processo de desnitrificação consiste na conversão das formas oxidadas de nitrogênio, nitrito e nitrato, em nitrogênio molecular através da consumo da matéria orgânica presente no próprio esgoto sob a forma de DBO. Devido a baixa concentração de oxigênio dissolvido na solução, os microrganismos utilizam como fonte de oxigênio o nitrito e o nitrato para a respiração. Na desnitrificação o nitrato é reduzido a nitrito e este a nitrogênio

gasoso. A condição adequada para a desnitrificação é na ausência de oxigênio dissolvido, mas na presença de nitrato, esta condição é denominada anóxica (FERREIRA et al., 2000).

A remoção do nitrato pode ocorrer através de dois processos biológicos, denominados de redução assimilativa e dissimilativa de nitrato. A redução assimilativa de nitrato está relacionada com a redução do nitrato à amônia para uso na síntese celular (GIUSTINA, 2009).

Na redução dissimilativa de nitrato ou desnitrificação, o nitrato é utilizado como aceptor de elétrons para a oxidação dos compostos orgânicos e inorgânicos doadores de elétrons (METCALF & EDDY, 2003).

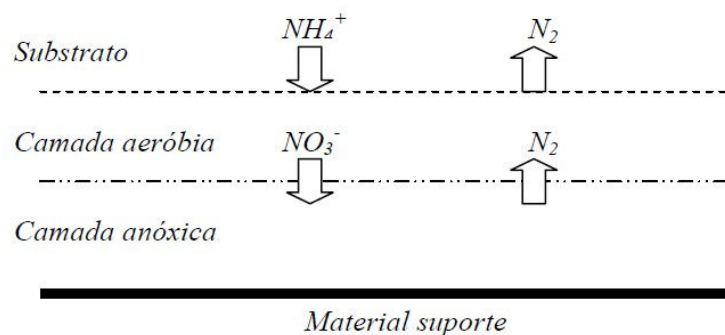
De acordo com Giustina (2009), no processo de remoção do nitrogênio os doadores de elétrons são tipicamente:

- DQO biodegradável solúvel na água residuária afluyente;
- DQO biodegradável solúvel produzida pelo decaimento endógeno;
- Fonte externa de DQO, tal como metanol ou acetato.

O processo de desnitrificação pode ser realizado por uma ampla diversidade de bactérias, muitas destas heterotróficas. A desnitrificação heterotrófica pode ocorrer através da via curta, na qual o nitrito é reduzido diretamente a nitrogênio gasoso em condições anóxicas. O nitrogênio amoniacal, na forma de íon amônio também pode ser convertido nitrogênio molecular, em condições anóxicas, por um processo denominado ANAMMOX (MULDER, et al., 1995). Segundo Siegrist et al., (1998), a desnitrificação via ANAMMOX possui algumas vantagens sobre as outras vias, tais como alto potencial para tratamento de esgoto com alta carga de nitrogênio amoniacal, redução do consumo de oxigênio dissolvido e ausência da necessidade de adição externa de fonte de carbono.

Segundo alguns autores como Li et al., (2008) e Third et al., (2005), o processo de desnitrificação pode ocorrer simultaneamente a nitrificação, na estrutura do biofilme. Para a ocorrência desse processo, é necessário proporcionar ao reator condições necessárias para a ocorrência simultaneamente, através das camadas estratificadas de um biofilme (Figura 4).

Para que este processo ocorra com eficiência, é necessária fonte de carbono, para a desnitrificação, mas em quantidade e biodisponibilidade suficientes, concentração de oxigênio dissolvido em concentração inferior a 2 mg/L e as camadas do biofilme devem ser mais espessas (THIRD et al., 2005).



**Figura 4 - Esquema da estratificação de um biofilme**  
**Fonte: Carvalho Junior (2008).**

A associação de um BFAS com um sistema anaeróbio, UASB, como pós-tratamento, poderia promover a nitrificação na fase aeróbia e a desnitrificação na fase anóxica. A fase aeróbia seria favorecida pela baixa carga de matéria orgânica, pois, grande parte foi removida no processo anaeróbio, favorecendo assim o crescimento dos microrganismos autótrofos nitrificantes no sistema aeróbio. A recirculação do esgoto do BFAS para o reator UASB pode promover o processo de desnitrificação, sem a necessidade de uma fonte externa de carbono, para isso, o efluente recirculado deve conter uma fonte de carbono em quantidade e qualidade suficientes para o desenvolvimento das bactérias desnitrificantes (CARVALHO JUNIOR, 2008).



## 4 MATERIAIS E MÉTODOS

### 4.1 DESCRIÇÃO DO SISTEMA EXPERIMENTAL

#### 4.1.1 Montagem do Sistema

O sistema combinado foi construído em escala piloto no Laboratório de Saneamento da Universidade Tecnológica Federal do Paraná - campus Londrina. Este consistiu em um reator circular de PVC, fluxo ascendente e escoamento contínuo, com a combinação das fases anaeróbia (UASB) e aeróbia (BFAS) e recirculação do efluente nitrificado. A figura 5 apresenta o esboço do reator combinado e a tabela 2 as dimensões de projeto.

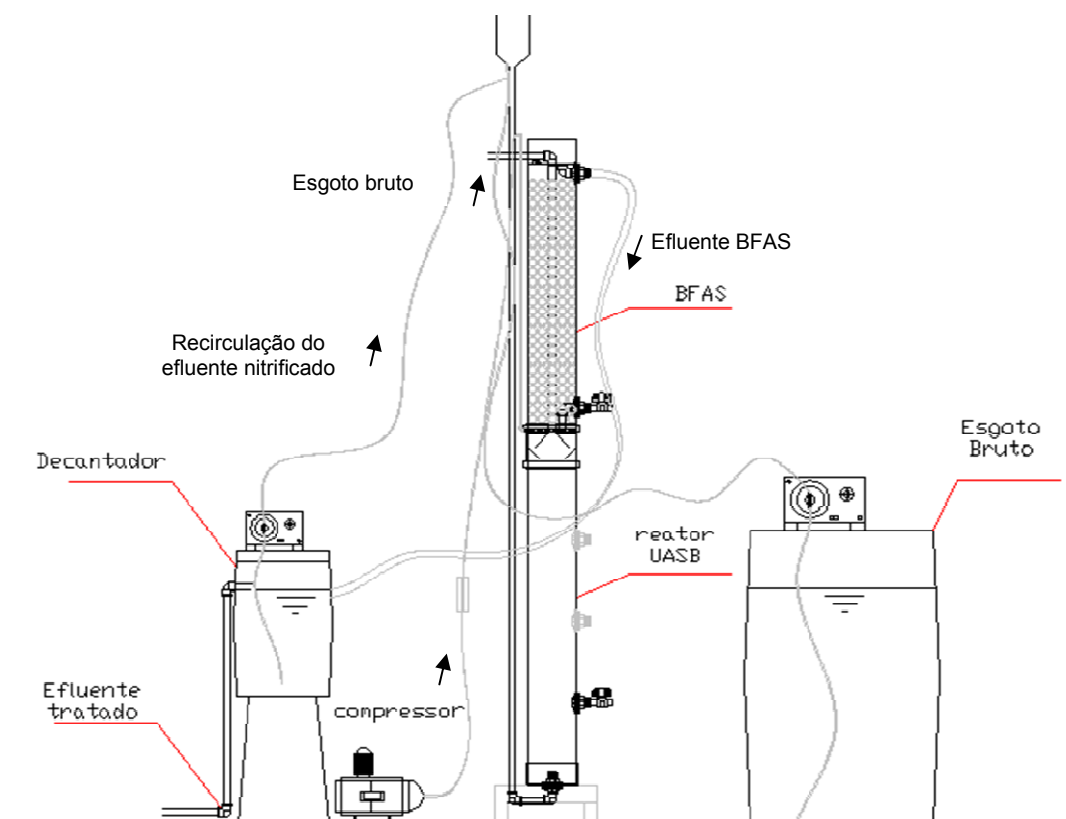


Figura 5 - Configuração do reator combinado seguido de um decantador.

Tabela 2 - Dimensões de projeto do reator combinado

	UASB	BFAS
Altura (m)	1,0	0,82
Diâmetro (m)	0,15	0,15
Volume (L)	18	14
TDH (h)	7,9	6,4

O reator combinado era constituído por três partes, sendo estas a câmara de alimentação e distribuição de esgoto, o leito reacional e um decantador (Figura 6).

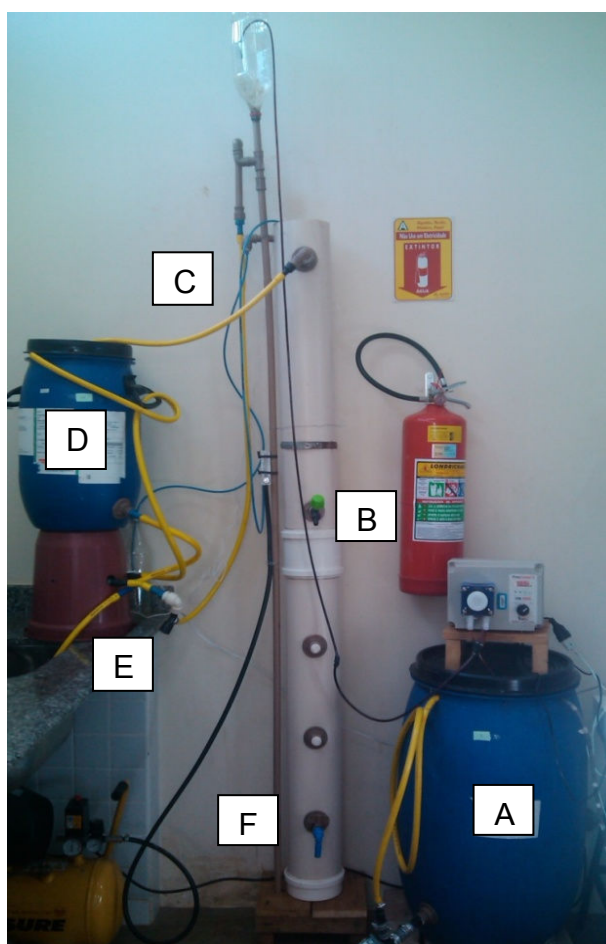


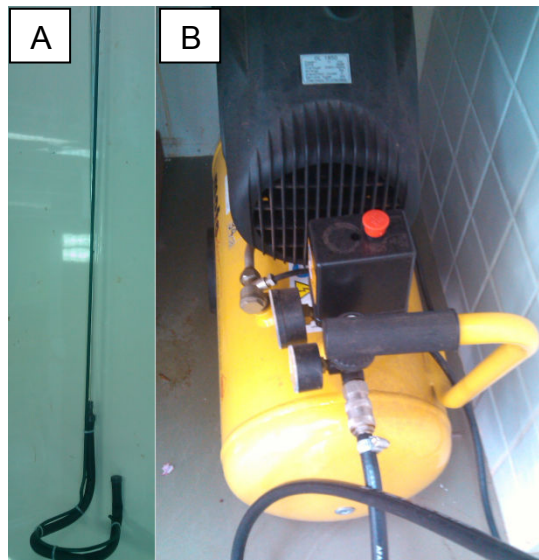
Figura 6 - Reator combinado. A) Câmara de alimentação (esgoto bruto). B) Saída do efluente anaeróbico (UASB). C) Mangueira da saída do efluente aeróbico (BFAS). D) Decantador. E) Mangueira da saída do efluente final (decantador). F) Descarte de lodo.

A alimentação e a recirculação do esgoto nitrificado foi realizada por meio de uma bomba dosadora (Modelo: DM 5000). O tempo de alimentação, fase anaeróbia+aeróbia+nitrificação, e recirculação, fase anóxica+aeróbia+desnitrificação, do esgoto dentro do sistema era controlado mediante a utilização de um painel de controle e automação composto por um timer (Figura 7). A vazão de alimentação do esgoto bruto foi de 52,56 L/dia e a vazão de recirculação do efluente aeróbio foi de 61,2 L/dia. Quando o sistema era alimentado somente com esgoto bruto o período de alimentação ocorria a cada 15 minutos, com o início da recirculação do esgoto nitrificado este período aumentou para 1 hora, onde ao se iniciar a alimentação do reator com esgoto bruto, a recirculação do efluente nitrificado era interrompida.



**Figura 7 - Painel de controle e automação composto por um time.**

A aeração do BFAS foi realizada mediante a utilização de um compressor (Modelo: OL 1850) e um difusor de ar (Figura 8), a vazão de ar introduzido no sistema foi de 1 L/min, sendo este controlado por um rotâmetro. A temperatura foi medida no compartimento aeróbio do reator (Figura 9). A produção de gás foi observada mediante a utilização de uma garrafa PET com água (Figura 10).



**Figura 8 - A) Sistema de aeração introduzido dentro do BFAS. B) Compressor utilizado para aeração.**



**Figura 9 – Medidor de temperatura**



**Figura 10 - Técnica utilizada para observar a produção de gás no reator UASB**

#### 4.1.2 Material Suporte Para o BFAS

O material suporte utilizado no BFAS era constituído de espuma de poliuretano com 2 cm de largura, 7,5 cm de comprimento e 1 cm de espessura, envolta por anel de polipropileno perfurado, bob de cabelo, com 3 cm de diâmetro e 2 cm de altura (Figura 11) (NAKAGAWA, 2013). Ao todo foram introduzidos dentro do reator 10 litros de meio suporte.



**Figura 11 - Materiais utilizados como meio suporte**

#### 4.1.3 Inoculo e Esgoto Sanitário Sintético

O inoculo (lodo do reator UASB) foi coletado na estação de tratamento de esgoto na cidade de Londrina – PR.. Foram introduzidos no reator 15 litros de lodo (Figura 12).



**Figura 12 - Inoculo utilizado no reator**

A composição básica do esgoto sintético foi desenvolvida por Torres (1992), conforme a tabela 3.

**Tabela 3 - Composição do substrato sintético simulando esgoto sintético**

<b>Fração orgânica</b>	<b>Porcentagem da DQO (%)</b>
Proteínas	50
Carboidrato	40
Lipídeos	10

**Fonte: Torres (1992).**

Os compostos utilizados são apresentados na tabela 4 e 5.

Tabela 4 - Composição do substrato sintético para produção de 1 litro de esgoto com uma DQO de 500 mgO<sub>2</sub>/L.

<b>Compostos orgânicos</b>	<b>Concentração</b>
Extrato de soja	0,312 g/L
Sacarose	0,07 g/L
Amido comercial	0,114 g/L
Óleo de soja	0,051 ml/L
Detergente	0,114 g/L
Bicarbonato de sódio	0,2 g/L
Solução de sais minerais	5,0 ml/L

**Fonte: Adaptado de Torres (1992).**

Tabela 5 - Concentração das soluções de sais minerais usadas na composição do esgoto sanitário sintético

<b>Sais minerais</b>	<b>Concentração g/L</b>
NaCl	0,25
MgCl <sub>2</sub> .6H <sub>2</sub> O	0,007
CaCl <sub>2</sub> .2H <sub>2</sub> O	0,0045
KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	0,0264
Água destilada	1 L

**Fonte: Torres (1992).**

Foi utilizado cloreto de amônio (NH<sub>4</sub>Cl) como fonte de nitrogênio, resultando na concentração entre 10 e 20 mg/L de nitrogênio na forma amoniacal. O esgoto sintético era preparado todos os dias e armazenado em uma bombona plástica para promover a alimentação do reator.

A tabela 6 apresenta a composição média do esgoto sanitário sintético segundo Pescador (2001), baseado em Torres e Rodriguez (1996).

Tabela 6 - Composição média do esgoto sintético

<b>Parâmetro</b>	<b>Concentração</b>
Nitrogênio total	42,5 mg/L como nitrogênio
Nitrogênio orgânico	16,5 mg/L como nitrogênio
Amônia	25,1 mg/L como nitrogênio
Nitrogênio oxidado	0,5 mg/L como nitrogênio
Ortofosfato	6,4 mg/L como fósforo
Alcalinidade total	200 mg/L como CaCO <sub>3</sub>
pH	7,5
DQO	400 mg/L

**Fonte: Pescador (2001).**

## 4.2 MONITORAMENTO

O monitoramento do reator combinado foi dividido em três etapas. A primeira etapa foi caracterizada pelo funcionamento somente do reator UASB, onde toda a estrutura do reator combinado funcionou como um sistema anaeróbio. O funcionamento desta etapa iniciou no dia 28 de março de 2014 até dia 01 de maio de 2014 (35 dias).

Na segunda etapa teve início o funcionamento do BFAS, com a introdução do material suporte e do sistema de aeração. Esta etapa foi monitorada a partir do dia 02 de maio de 2014 até 29 de maio de 2014 (28 dias). A etapa três foi caracterizada pelo início da recirculação do efluente aeróbio nitrificado para o compartimento anaeróbio e o início do funcionamento do decantador. Esta etapa iniciou no dia 30 de maio de 2014 sendo monitorada até 18 de julho de 2014 (50 dias).

### 4.2.1 Análise Físico-Química



A tabela 7 apresenta os parâmetros monitorados no sistema experimental.

Tabela 7 - Parâmetros e métodos utilizados e a frequência das análises

Parâmetro	Método analítico	Frequência	Referência
Alcalinidade (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	2320 B – Método titulométrico	1 X semana	<i>Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1999)</i>
Temperatura (°C)	2550 B - Termômetro	3 X semana	
pH	4500 H <sup>+</sup> B - Método eletrométrico	1 X semana	
OD (mgO <sub>2</sub> /L)	4500 O G – Método do eletrodo com membrana	3 X semana	
DQO bruta (mg/L)	5220 D - Espectrofotométrico	1 X semana	
DQO filtrada (mg/L)	5220 D - Espectrofotométrico	1 X semana	
ST (mg/L)	2540 B – Sólidos totais seco a 103-105°C	1 X semana	
STV (mg/L)	2540 E – Sólidos fixos e voláteis inflamados a 550°C	1 X semana	
SST (mg/L)	2540 D – Sólidos suspensos totais seco a 103-105°C	1 X semana	
SSV (mg/L)	2540 E – Sólidos fixos e voláteis inflamados a 550°C	1 X semana	
N-NTK (mg/L)	4500 N <sub>org</sub> B - Titulométrico	1 X semana	
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)	4500 D - Titulométrico	1 X semana	
N-NO <sub>2</sub> (mg/L)	4500 B – Método colorímetro	1 X semana	
N-NO <sub>3</sub> (mg/L)	Adaptado. 4500 B Método Espectrofotométrico	1 X semana	

Para o monitoramento do nitrato (N-NO<sub>3</sub>) as amostras foram centrifugadas (Modelo: 0222T284) durante 5 minutos. Após, foi realizada a leitura da absorbância da amostra sobrenadante no espectrofotômetro (Modelo DR 5000) utilizando uma cubeta de quartzo de 10 mm. A leitura da absorbância

foi feita em dois comprimentos de onda: 220 nm (nitrato e matéria orgânica) e 275 nm (matéria orgânica), sendo que a absorvância do comprimento de onda de 275 nm não poderia ser superior a 10% da absorvância de 220 nm. A concentração de nitrato foi obtida pela curva de concentração (APHA, 1999).

Todas as análises foram realizadas no Laboratório de Saneamento da UTFPR – campus Londrina. Os pontos amostrais de cada etapa para a análise das amostras estão descritos na tabela 8. Os pontos de coleta para a realização das análises podem ser observados na figura 6.

Tabela 8 - Pontos de amostragem para análise

<b>Etapa</b>	<b>Pontos de amostragem</b>	<b>Parâmetros</b>
I	- Lodo	ST, STV, SST, SSV,
	- Esgoto bruto	alcalinidade, pH, DQO <sub>total</sub> ,
	- Esgoto na saída do reator UASB	DQO <sub>filtrada</sub> .
II	- Lodo	ST, STV, SST, SSV,
	- Esgoto bruto	alcalinidade, pH, DQO <sub>total</sub> ,
	- Esgoto na saída do reator UASB	DQO <sub>filtrada</sub> , OD, N-NH <sub>4</sub> , N-
	- Esgoto na saída do BFAS (esgoto nitrificado)	NO <sub>2</sub> , N-NO <sub>3</sub> , temperatura.
III	- Lodo	ST, STV, SST, SSV,
	- Esgoto bruto	alcalinidade, pH, DQO <sub>total</sub> ,
	- Esgoto na saída do reator UASB	DQO <sub>filtrada</sub> , OD, N-NTK, N-
	- Esgoto na saída do BFAS (esgoto nitrificado)	NH <sub>4</sub> , N-NO <sub>2</sub> , N-NO <sub>3</sub> ,
	- Esgoto na saída do decantador (esgoto final desnitrificado)	temperatura.

#### 4.2.2 Análise da Biomassa Aderida no Meio Suporte

A biomassa aderida no meio suporte foi analisada pela quantidade de sólidos totais voláteis que se aderiram ao meio. A aderência da biomassa está

relacionada com as características do meio suporte, como rugosidade e superfície específica.

Para quantificar a biomassa foram coletados aleatoriamente dois meios suportes, a espuma foi colocada dentro de um tubo falcon de 50 ml contendo água destilada, este foi agitado e colocado em uma centrífuga a 8 rpm por um período de 5 minutos, este procedimento foi repetido até que toda a biomassa fosse retirada da espuma. Para quantificar a biomassa, foi realizada a análise de sólidos totais secos a 103-105°C descrita por APHA (1999) (método 2540 B). Para se obter o peso seco da espuma, esta foi colocada na estufa a 105°C por 24 horas. A relação da quantidade de biomassa aderida à espuma foi obtida pela razão entre o peso da biomassa e o peso da espuma seca.

A biomassa presente no bob de cabelo também foi quantificada, este material foi lavado com água destilada e a biomassa foi quantificada através do mesmo método utilizado na espuma. O bob de cabelo foi mantido na estufa a 60°C para que fosse obtido o seu peso seco. A relação da quantidade de biomassa aderida no bob seguiu a mesma lógica que da espuma.

#### 4.2.3 Atividade Metanogênica Específica do Lodo Anaeróbio

Para a análise da atividade metanogênica coletou-se 300 ml do lodo presente no reator UASB, este foi incubado por um período de 6 dias à 30°C antes que o substrato fosse adicionado. Este procedimento foi sugerido por FDZ – Polanco et al., (2005) para que o metano de origem endógena fosse desconsiderado.

Posteriormente a coleta do lodo, realizou-se uma análise gravimétrica para a determinação da concentração dos sólidos suspensos voláteis (SSV), visto que a concentração ótima de microrganismos para o teste de AME sob agitação segundo Monteggia (1997) está entre 2 e 5 gSSV/L.

A solução de nutrientes ou água de diluição utilizada para o teste da AME está descrita na tabela 9, nesta solução continha macro-nutrientes (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, Mg, Ca) e agentes alcalinizantes (NaHCO<sub>3</sub>, KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>, K<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub>).

Tabela 9 - Relação de macro-nutrientes, alcalinizantes utilizados para o teste de AME

Nutrientes	Concentração (mg/L)
NH <sub>4</sub> Cl	500
NaHCO <sub>3</sub>	1.000
KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	650
K <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub>	150
MgCl <sub>2</sub>	100
CaCl <sub>2</sub> .2H <sub>2</sub> O	100

Fonte: Souza et al., (2005).

O reator para acompanhar a atividade metanogênica foi construído com dois frascos ambar de 1000 ml (Figura 13), o volume de biogás produzido foi medido com o auxílio de uma proveta interligada com um dos frascos por um capilar de silicone.

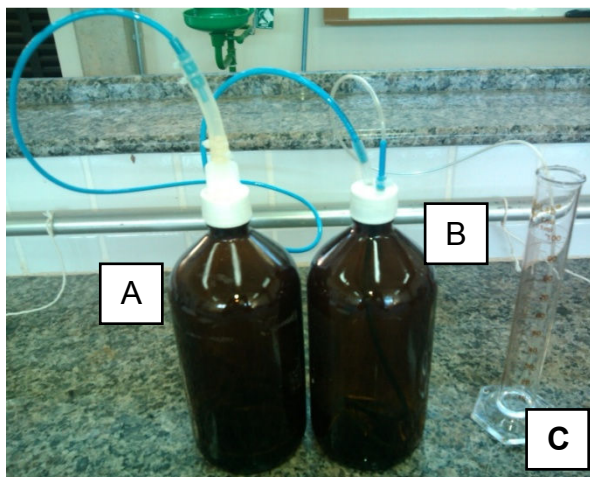


Figura 13 - A) Reator utilizado para determinar a atividade metanogênica do lodo. B) Frasco contendo água. C) Proveta onde o volume de biogás produzido foi medido.

Dentro do reator foi colocado 130 ml de lodo e 620 ml de solução de nutrientes, com a finalidade de se obter uma concentração de 2 gSSV/L, além disso foi adicionado 1,46 ml de ácido acético como fonte de substrato. O reator foi colocado no shaker sob agitação de 100 rpm a uma temperatura de 30°C

por um período de 2 dias, período em que cessou a produção de biogás (Figura 14). Posteriormente ao período de monitoramento foi realizada uma nova análise gravimétrica do lodo para determinar a concentração final de SSV presente na solução.



Figura 14–Aparato para o ensaio da atividade metanogênica específica do lodo.

Para o cálculo da AME utilizou-se a equação geral (equação 3) da produção teórica de metano por DQO removida (CHERNICHARO, 1997).

$$DQO_{CH_4} = V_{CH_4} \cdot K_t \quad (3)$$

Onde  $DQO_{CH_4}$  é massa de DQO removida no reator e convertida em metano (gDQO),  $V_{CH_4}$  é a produção volumétrica de metano (L) obtido através do ensaio de deslocamento de líquido e  $K_t$  é o fator de correção para a temperatura operacional do reator (gDQO/L). Para o cálculo do  $K_t$  utilizou-se a equação 4.

$$K_t = \frac{P \cdot K}{R \cdot (273 + T)} \quad (4)$$

Onde P é a pressão atmosférica (1 atm), K é a DQO correspondente a um mol de  $CH_4$  (64gDQO/mol), R é a constante dos gases (0,08206 atm.L/mol.°K) e T é a temperatura operacional do reator (°C). Como o

resultado da AME é expresso em  $\text{gDQO}_{\text{CH}_4}/\text{gSSV}\cdot\text{dia}$ , é preciso conhecer a massa de lodo inoculada em gramas de SSV para que a conversão possa ser realizada.

## 5 RESULTADOS

### 5.1 ANÁLISE DE SÓLIDOS

Pode-se verificar na figura 15 a variação da concentração de sólidos presentes no lodo anaeróbio ao longo do experimento.

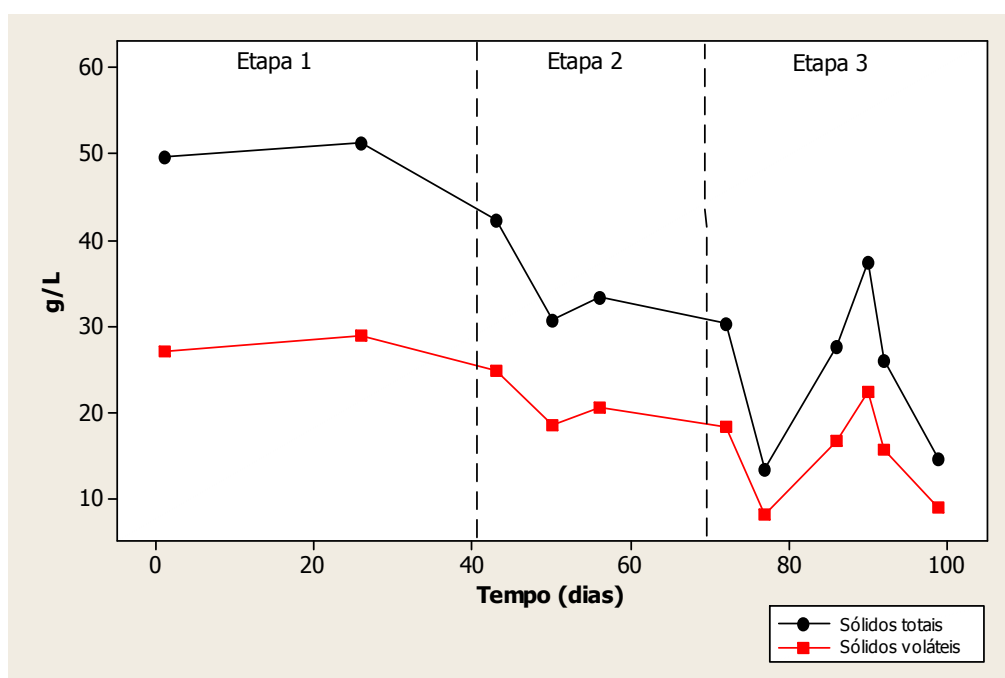


Figura 15 - Variação da concentração de sólidos do lodo anaeróbio.

A concentração média de ST presente no lodo foi de 32 g/L e de STV foi de 19 g/L. Verifica-se na figura 15 que a concentração de sólidos na etapa 1 foi elevada, desta forma, descartou-se cerca de 1 litro de lodo. Como resultado ocorreu a redução da concentração de sólidos na etapa 2.

Observado a figura 15, é possível verificar que na etapa 3 a concentração de sólidos apresentou uma maior variação, entre 13 e 34 g/L para ST e 8 a 21 g/L para SV. Esta variação pode estar relacionada com o

início da recirculação do esgoto aeróbio no compartimento anaeróbio do reator combinado, influenciando no desenvolvimentos dos microrganismos.

Verifica-se na tabela 10 a concentração média de sólidos obtidos durante as três etapas do desenvolvimento do experimento. Enquanto que as figuras 16, 17, 18 e 19, apresentam a variação da concentração média de sólidos ao longo do período de análise.

Tabela 10 - Variação da concentração média de sólidos.

	<b>Etapa</b>	<b>ST (mg/L)</b>	<b>SV (mg/L)</b>	<b>SD (mg/L)</b>	<b>SDV (mg/L)</b>	<b>SST (mg/L)</b>	<b>SSV (mg/L)</b>
<b>I</b>	<b>Esgoto bruto</b>	723	363	493	238	230	125
	<b>Efluente do UASB</b>	421	192	377	170	44	22
<b>II</b>	<b>Esgoto bruto</b>	460	270	280	158	180	112
	<b>Efluente do UASB</b>	520	113	191	42	329	71
	<b>Efluente do BFAS</b>	434	93	338	47	96	46
<b>III</b>	<b>Esgoto bruto</b>	651	492	234	201	417	291
	<b>Efluente do UASB</b>	217	117	111	44	106	73
	<b>Efluente do BFAS</b>	170	103	81	50	89	53
	<b>Efluente final (decantador)</b>	123	67	77	51	46	16



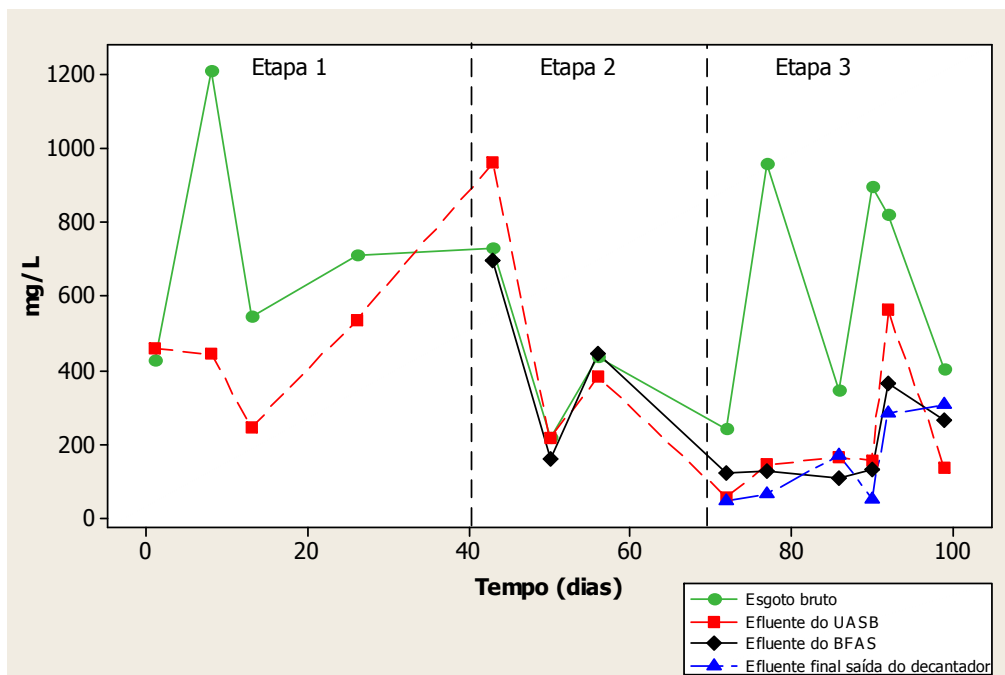


Figura 16 - Variação da concentração de ST.

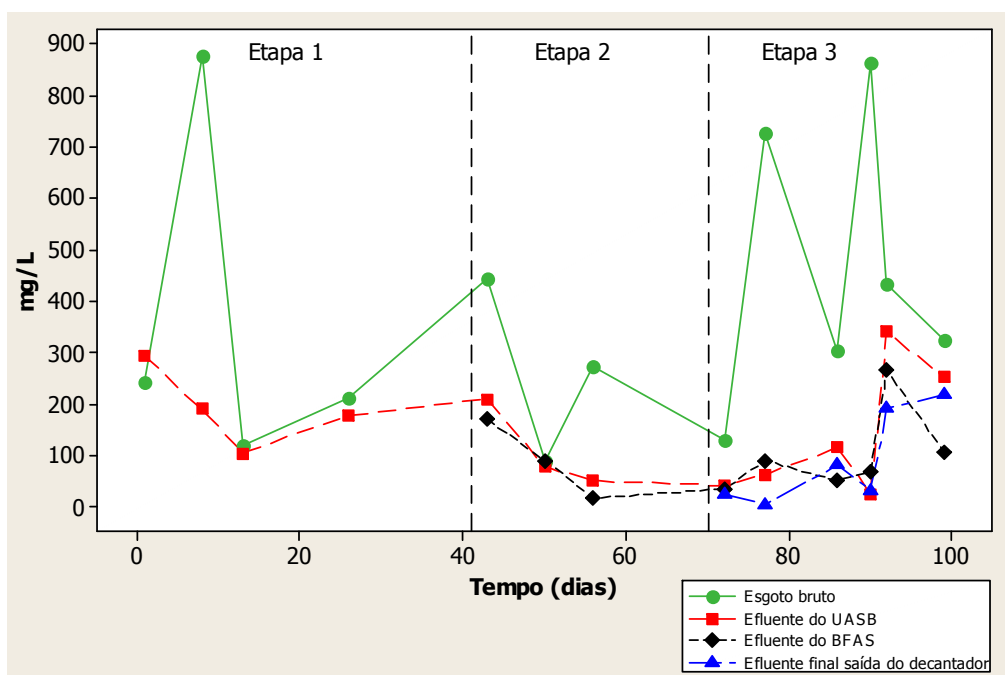


Figura 17 - Variação da concentração de SV.

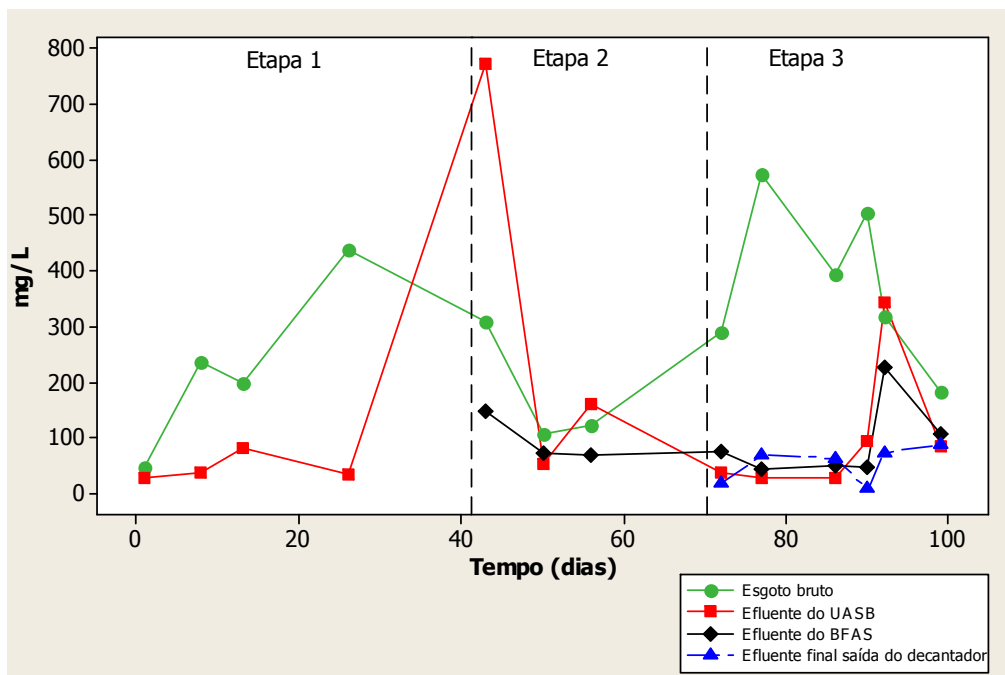


Figura 18 - Variação da concentração de SST.

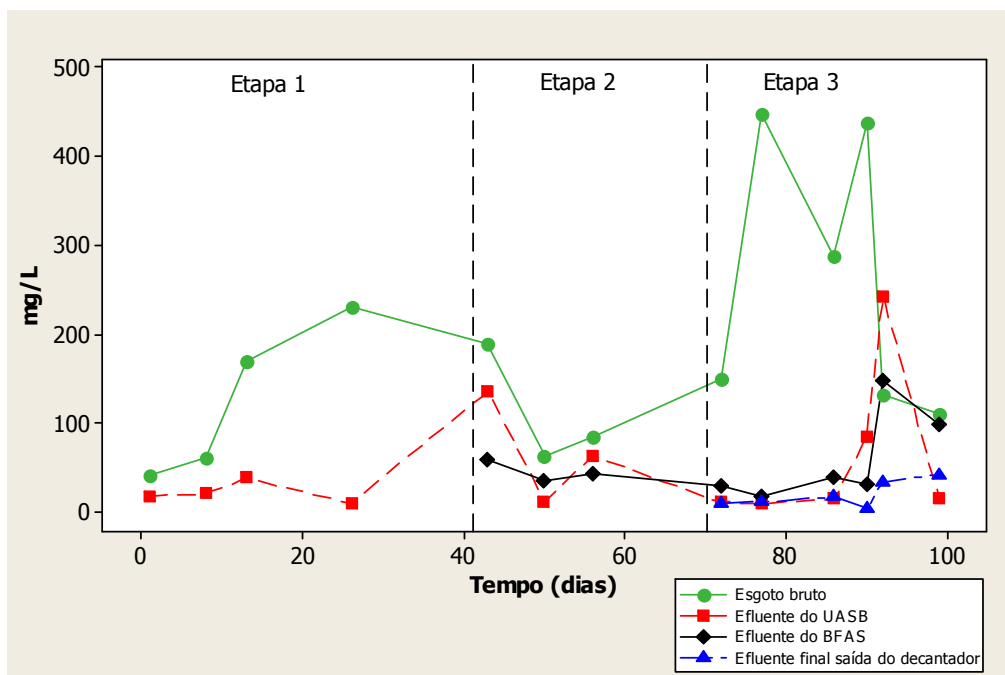


Figura 19 - Variação da concentração de SSV.

Na etapa 1 a concentração média de ST presentes no esgoto bruto foi de 723 mg/L (Tabela 10), o reator UASB removeu cerca de 42% dos sólidos apresentando uma baixa eficiência neste requisito, assim como na remoção de

SV, onde apresentou uma eficiência média de 47%. Com relação à remoção de SST, este apresentou uma eficiência média de 81% e 82% na remoção dos SSV. Sendo assim, o reator UASB apresentou uma alta eficiência na remoção de sólidos suspensos, provavelmente devido à retenção destes na zona de digestão. O reator UASB não apresentou uma eficiência considerável na remoção de SD.

Por esta etapa compreender o início da operação do reator, a baixa eficiência deve estar relacionada a este fato, e também ao processo de aclimação do lodo ao esgoto sintético.

Na etapa 2 a concentração de ST no esgoto bruto foi de 460 mg/L, e a concentração de SST foi de 180 mg/L (Tabela 10). Após o tratamento no compartimento anaeróbio, verificou-se o aumento da concentração de sólidos, principalmente os suspensos. Este fato está relacionado ao desprendimento da biomassa da zona de digestão do UASB, promovendo assim o aumento da concentração de sólidos.

Com a passagem do efluente anaeróbio pelo sistema aeróbio, a concentração de sólidos suspensos reduziu em cerca de 71%, onde estes permaneceram aderidos ao material suporte. Porém, ocorreu o aumento da concentração de SD no efluente. A concentração final de sólidos no efluente do BFAS foi de 434 mg/L de ST e 96 mg/L de SST (Tabela 10), tendo uma eficiência global de 6 % na remoção de ST e 467% na remoção de SST.

A concentração média de ST presentes no esgoto bruto na etapa 3 do experimento foi de 651 mg/L e 417 mg/L de SST (Tabela 10). O reator UASB apresentou uma eficiência média de 67% na remoção de ST e 75% na remoção de SST. Além disso, obteve uma resposta positiva na remoção de SV e SSV, tendo uma eficiência de 76% e 75%, respectivamente.

O BFAS apresentou uma baixa eficiência na remoção de sólidos, removendo 22% de ST, 17% de SST e 27% de SD. Porém, após a implantação de um decantador no final do sistema, este auxiliou na remoção dos sólidos presentes no efluente do sistema biológico, onde foi observado um aumento considerável do desempenho. A eficiência global do sistema combinado mais o decantador na remoção de ST foi de 81% e 89% de SST, obtendo uma concentração final de 123 mg/L e 46 mg/L, respectivamente (Tabela 10).

Segundo Jordão e Pessoa (2005) geralmente, no caso de esgoto doméstico, a concentração máxima de SST após o tratamento com reator UASB pode ser inferior a 80 mg/L. Observando a tabela 10, é possível verificar que na etapa 1 e na etapa 3, a concentração de SST foi inferior a 80 mg/L. Calijuri et al., (2009), avaliaram o desempenho de um reator em escala real com um volume de 48 m<sup>3</sup> para o tratamento de esgoto sanitário, onde obtiveram um esgoto final com uma concentração de 60 mg/L de SST.

Giustina et al., (2010) ao avaliarem um reator UASB com 18,3 m<sup>3</sup> com diferentes TDH (0,77; 1,54 e 2,31 horas) no tratamento de esgoto sanitário, obtiveram eficiências na remoção de SST superiores a 70%, tendo um efluente com concentrações inferiores a 100 mg/L. Quando utilizou como pós-tratamento do efluente do UASB três sistemas de BFAS com diferentes meios suportes (tampas e gargalos de garrafas PET, pedra brita n°4 e anéis de Pall) com diferentes TDH (1,75; 3,5 e 5,25 horas), obtiveram eficiências superiores a 70% na remoção de SST. Neste trabalho, ao se analisar o pós-tratamento com o BFAS, somente a etapa 3 apresentou uma eficiência superior a 70%.

Comparando as três etapas do experimento é possível verificar que a utilização de um sistema combinado (anaeróbio/aeróbio) seguido de um decantador promoveu uma maior eficiência da remoção de sólidos.

Observando a variação da concentração de sólidos do esgoto bruto (Figuras 16 à 19), foi possível observar uma grande variação, com a presença de alguns picos na concentração, este fato pode estar relacionado com a homogeneização do esgoto dentro da bombona de alimentação, influenciando desta forma, no aumento da concentração de sólidos.

## 5.2 ANÁLISE DA DQO

Com a tabela 11 é possível verificar a concentração média da DQO nas três etapas do experimento.

Tabela 11 - Concentração média da DQO

	<b>Etapas</b>	<b>DQO<sub>total</sub> (mg/L)</b>	<b>DQO<sub>filtrada</sub> (mg/L)</b>
<b>I</b>	<b>Esgoto bruto</b>	507	277
	<b>Efluente do UASB</b>	318	286
<b>II</b>	<b>Esgoto bruto</b>	504	286
	<b>Efluente do UASB</b>	148	62
	<b>Efluente do BFAS</b>	115	72
<b>III</b>	<b>Esgoto bruto</b>	755	428
	<b>Efluente do UASB</b>	73	27
	<b>Efluente do BFAS</b>	70	34
	<b>Efluente final (decantador)</b>	51	35

Observando a tabela 11 é possível verificar que na primeira etapa do tratamento, o reator anaeróbio obteve uma eficiência média de 37% na remoção de DQO total e um aumento da concentração da DQO filtrada, mesmo apresentando uma redução da concentração de SD. Não apresentando desta forma uma alta eficiência na remoção da matéria orgânica. Segundo Chernicharo (1997) a manta de lodo deve estar bem adaptada e apresentar uma alta atividade biológica para que o reator opere de maneira satisfatória. Provavelmente a manta de lodo durante a etapa 1 não apresentava estas características, e como resultado obteve-se uma baixa eficiência na remoção da matéria orgânica.

Observando as figuras 20 e 21 é possível verificar que a partir da etapa 2 houve um aumento da eficiência do reator anaeróbio na remoção da DQO, ocorrendo um declínio na concentração da matéria orgânica ao longo do tempo, onde a eficiência média na remoção da DQO total atingiu 71% e da DQO filtrada 78%, indicando desta forma, que a manta de lodo encontra-se provavelmente adaptada e com uma alta atividade biológica.

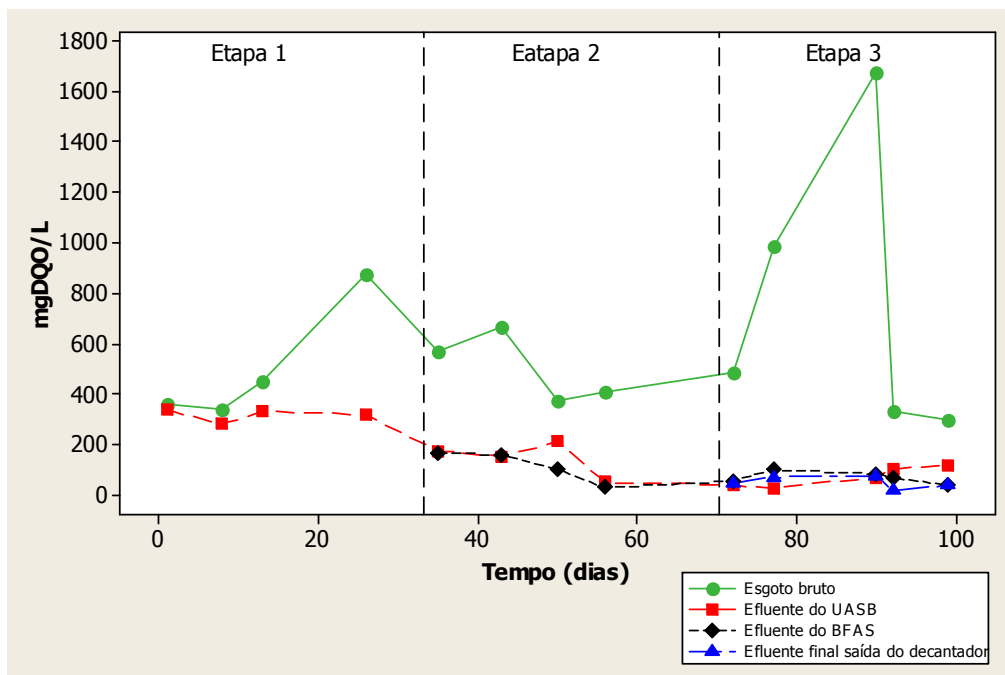


Figura 20 - Variação da concentração da DQO total.

Com o início do funcionamento do BFAS na etapa 2, a concentração média da DQO total passou de 148 mg/L, obtida no efluente do UASB, para 115 mg/L, efluente do BFAS (Tabela 11) obtendo uma eficiência de 22%, porém, a eficiência global do sistema combinado na remoção da DQO total foi de 77%. Observando a figura 20 é possível verificar que não há uma variação significativa na concentração de DQO total entre o efluente do reator UASB e do efluente do BFAS, ambos os valores são muito próximos.

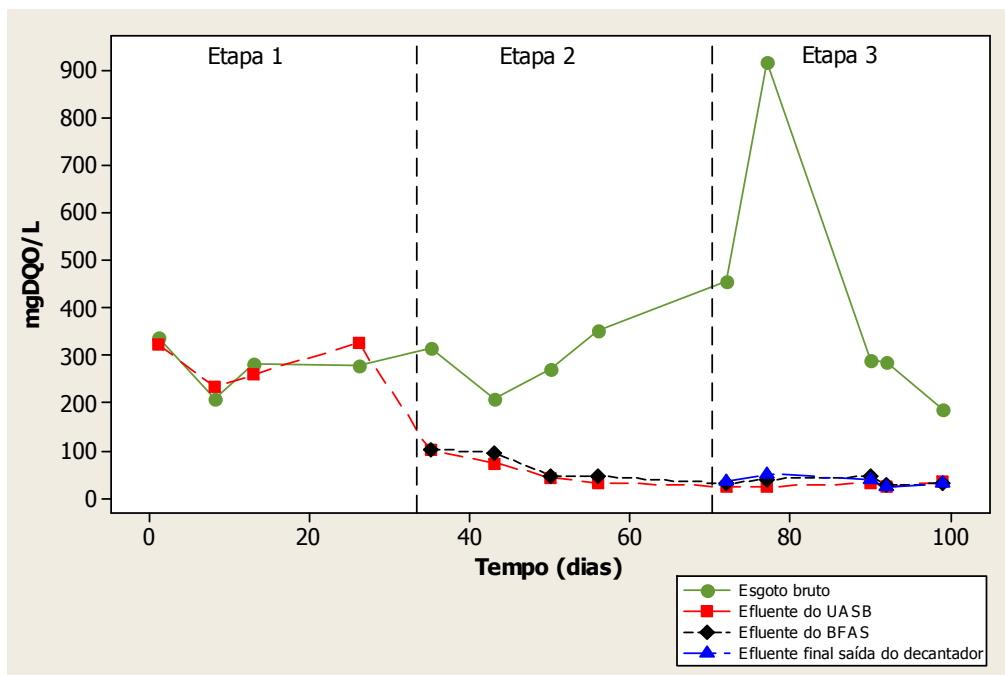


Figura 21 - Variação da concentração de DQO filtrada.

Com relação à DQO filtrada, esta passou de 62 mg/L, efluente do UASB, para 72 mg/L, efluente do BFAS (Tabela 11), mesmo ocorrendo uma pequena redução na concentração de SD. Observando a figura 21, também não foi verificada uma variação significativa entre os valores do efluente do reator UASB e do efluente do BFAS com relação a DQO filtrada, porém o reator UASB obteve valores mais expressivos na remoção da matéria orgânica solúvel do que o BFAS, isto, decorrente ao aumento da concentração de SD no efluente do BFAS.

Na etapa 3, a eficiência do reator UASB na remoção da DQO total foi de 90% e 94% na remoção da DQO filtrada. A alta eficiência do reator UASB deve estar relacionada a aclimação do lodo ao esgoto sintético e ao início do processo de recirculação do efluente aeróbio, pois como a vazão de recirculação é maior que a vazão de alimentação, isso promoveu uma melhor mistura, o que otimiza o contato entre a biomassa e o alimento.

O BFAS obteve uma eficiência média de 4% na remoção da DQO total e a eficiência do sistema combinado foi de 91%. A concentração média da DQO filtrada no efluente do BFAS apresentou um pequeno aumento, porém observando a figura 21, verifica-se que ao longo desta etapa a concentração da

DQO filtrada no efluente do BFAS foi semelhante ao do efluente do sistema anaeróbio.

Com a utilização de um decantador nesta etapa do experimento, verificou-se uma pequena redução da concentração da DQO total obtida do BFAS, cerca de 27%, isto devido a remoção da DQO na forma de matéria orgânica suspensa, obtendo assim, um efluente final com cerca de 51 mg/L de DQO total e 35 mg/L de DQO filtrada. A eficiência total obtida através do sistema combinado associado a um decantador foi de 93% na remoção de DQO total e 92% na remoção da DQO filtrada.

Comparando as etapas do experimento, verificou-se que o reator UASB tanto na etapa 2 quanto na etapa 3 apresentou uma eficiência superior a 70%, estando acima da eficiência descrita por Jordão e Pessôa (2005) para reatores UASB, que seria da ordem de 65%. Outros autores também obtiveram uma eficiência do reator UASB superior a 65%, como é o caso de Calijuri et al., (2009) que obteve uma eficiência da ordem de 69 a 75% e Giustina et al., (2010), com 75,2%. Ao aplicar o BFAS como pós-tratamento do reator UASB, Giustina et al., (2010) obtiveram uma eficiência para o BFAS entre 20 e 82%, tendo uma eficiência do sistema combinado acima de 70%. Neste trabalho o BFAS não apresentou uma eficiência significativa, tendo uma eficiência na ordem de 3 e 23%, etapa 3 e 2, respectivamente, porém a eficiência do sistema combinado em ambas as etapas foram superiores a 70%.

A variação da DQO no esgoto bruto apresentou uma variação, atingindo picos elevados, assim como, na análise de sólidos, este fato está relacionado ao processo de homogeneização do esgoto antes da coleta, o que culminou no aumento considerável da concentração de sólidos e consequentemente da matéria orgânica.

### 5.3 ALCALINIDADE E pH

A tabela 12 apresenta a alcalinidade média obtida em cada etapa do experimento.



Tabela 12 - Concentração média da alcalinidade

	<b>Etapas</b>	<b>Alcalinidade (mgCaCO<sub>3</sub>/L)</b>
<b>I</b>	<b>Esgoto bruto</b>	159
	<b>Efluente do UASB</b>	195
<b>II</b>	<b>Esgoto bruto</b>	138
	<b>Efluente do UASB</b>	132
	<b>Efluente do BFAS</b>	153
<b>III</b>	<b>Esgoto bruto</b>	129
	<b>Efluente do UASB</b>	84
	<b>Efluente do BFAS</b>	63
	<b>Efluente final (decantador)</b>	96

Na etapa 1 do tratamento, a concentração média da alcalinidade presente no esgoto bruto era de 159 mgCaCO<sub>3</sub>/L enquanto que após o tratamento com o reator UASB esta concentração sofreu um aumento, tendo em média uma concentração de 195 mgCaCO<sub>3</sub>/L. Este aumento foi observado ao longo desta etapa, como é possível verificar através da figura 22.

O aumento da alcalinidade está associado ao processo de oxidação dos ácidos orgânicos pelas bactérias acetogênicas durante a digestão anaeróbia, reduzindo assim a concentração de ácidos e aumentando a alcalinidade.

Com o início do funcionamento do BFAS (etapa 2), a concentração média da alcalinidade do esgoto bruto foi de 138 mgCaCO<sub>3</sub>/L, o efluente do sistema anaeróbio apresentou uma concentração média de 132 mgCaCO<sub>3</sub>/L, estando abaixo da concentração média do esgoto bruto, porém observando a figura 22, é possível verificar que nas duas primeiras análises desta etapa, a alcalinidade do efluente do reator anaeróbio foi superior ao valor obtido no esgoto bruto, indicando a ocorrência da oxidação dos ácidos orgânicos. Após a passagem pelo sistema aeróbio, a concentração média da alcalinidade passou a ser 153 mgCaCO<sub>3</sub>/L, ocorrendo um pequeno aumento, porém ao se observar a figura 22, verifica-se que os valores da alcalinidade no efluente do reator UASB e no efluente do BFAS são muito próximos nas primeiras duas análises realizadas. Teoricamente a alcalinidade do sistema aeróbio deveria sofrer uma

redução devido ao início do processo de nitrificação, caso o sistema ofereça condições adequadas para o desenvolvimento das bactérias nitrificantes.

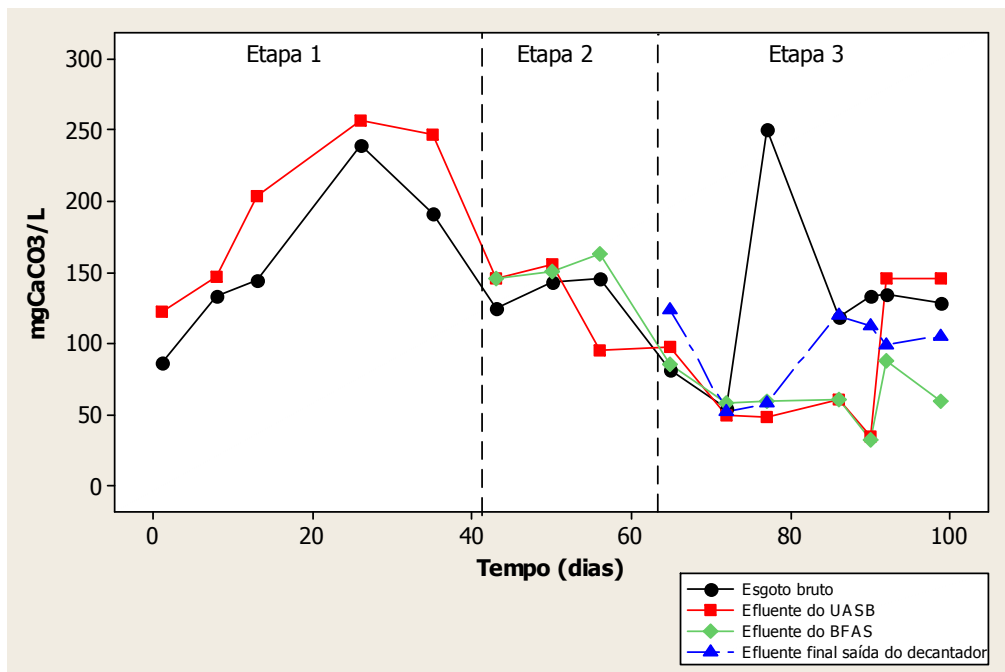


Figura 22 - Variação da alcalinidade total ao longo do tratamento.

Na terceira etapa o esgoto bruto apresentou uma alcalinidade média de 129 mgCaCO<sub>3</sub>/L, enquanto que o efluente do reator UASB obteve em média 84 mgCaCO<sub>3</sub>/L, variando entre 40 e 150 mgCaCO<sub>3</sub>/L. Pela figura 22 é possível verificar que o efluente do reator anaeróbio apresentou valores de alcalinidade inferiores a do esgoto bruto, a redução da alcalinidade deve estar relacionada a ocorrência da recirculação do esgoto aeróbio no compartimento anaeróbio, pois observando os valores de alcalinidade do efluente do reator UASB nas duas primeiras etapas do tratamento, os valores obtidos foram superiores ao do esgoto bruto. Com a recirculação do esgoto aeróbio (nitrificado) no compartimento anaeróbio, o processo de desnitrificação é favorecido, desta forma há produção de alcalinidade e elevação do pH, porém, a elevação da alcalinidade não foi observada nesta etapa.

A alcalinidade média no efluente do BFAS foi de 63 mgCaCO<sub>3</sub>/L, variando entre 30 e 90 mgCaCO<sub>3</sub>/L. Observando a figura 22, é possível

verificar que os valores da alcalinidade no efluente do sistema aeróbio foram em sua maioria muito próximos dos valores encontrados no efluente do reator anaeróbio, tendo em média uma pequena redução, o que indica a ocorrência da nitrificação.

O efluente final obtido na saída do decantador apresentou uma alcalinidade média de 96 mgCaCO<sub>3</sub>/L, sendo superior ao valor encontrado no BFAS, isto é decorrente ao processo de desnitrificação. A alcalinidade do efluente final variou entre 50 e 125 mgCaCO<sub>3</sub>/L (Figura 22).

Com relação ao pH a tabela 13 apresenta os valores médios obtidos em cada etapa do experimento.

Tabela 13 - Valores médios de pH

	<b>Etapas</b>	<b>pH</b>
<b>I</b>	<b>Esgoto bruto</b>	7,35
	<b>Efluente do UASB</b>	7,52
<b>II</b>	<b>Esgoto bruto</b>	7,07
	<b>Efluente do UASB</b>	7,89
	<b>Efluente do BFAS</b>	7,67
<b>III</b>	<b>Esgoto bruto</b>	6,98
	<b>Efluente do UASB</b>	7,3
	<b>Efluente do BFAS</b>	7,48
	<b>Efluente final (decantador)</b>	7,65

Durante a etapa 1, o pH médio do esgoto bruto estava entorno de 7,35, enquanto que o efluente do sistema anaeróbio apresentou um pH de 7,52. Houve um pequeno aumento em consequência do aumento da alcalinidade do sistema, como esperado, devido a diminuição da concentração dos ácidos orgânicos. Através da figura 23 é possível verificar a variação do pH ao longo do tempo. Com relação a etapa 1, o pH do esgoto anaeróbio apresentou uma pequena variação, estando entre 7 e 8 e com valores próximos ao encontrado no esgoto bruto.

O esgoto bruto na etapa 2 apresentou um pH médio de 7,07, o efluente anaeróbio obteve um pH médio de 7,89 e o efluente aeróbio 7,69. Como

esperado, o pH do efluente anaeróbico apresentou um pequeno aumento enquanto que o pH do efluente aeróbico apresentou uma redução devido ao consumo da alcalinidade pelo processo de nitrificação, além disso, o pH do efluente do BFAS sofreu uma pequena variação ao longo do tempo, estando entre 7,5 e 7,8 (figura 23), estando dentro da faixa ótima para o desenvolvimento das bactérias nitrificantes, entre 6,5 e 8 (FERREIRA, 2000; CHAGAS, 2006).

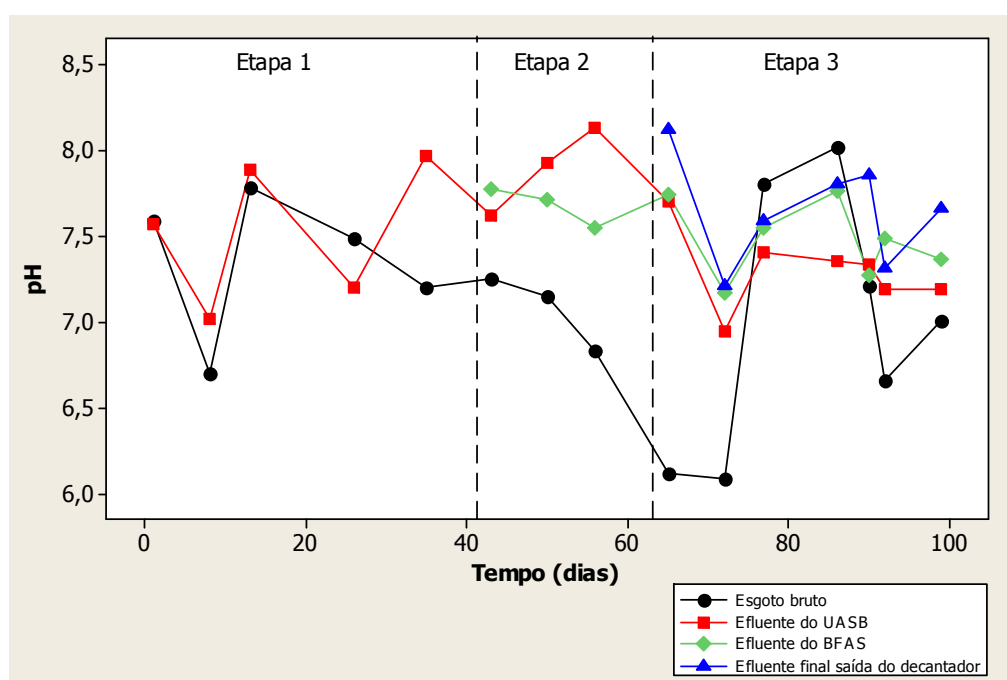


Figura 23 - Variação do pH

Na etapa 3, o pH médio do efluente do reator UASB foi de 7,3, estando acima do pH do esgoto bruto. Como nesta etapa do tratamento ocorreu a recirculação do esgoto nitrificado no compartimento anaeróbico, ocorreram assim os processos de desnitrificação e da digestão anaeróbia, tendo ao mesmo tempo a produção de alcalinidade e a redução do ácido carbônico, promovendo o aumento do pH (FERREIRA, 2000). Observando a figura 23, é possível verificar que o efluente proveniente do sistema anaeróbico apresentou uma pequena variação, estando entre 7 e 8 ao longo desta etapa do

tratamento. Segundo Isoldi et al., (2005) esta é a faixa ótima para o desenvolvimento das bactérias desnitrificantes.

O efluente proveniente do BFAS na etapa 3 não apresentou um pH menor que o efluente do reator UASB, onde variou entre 6,9 e 8. Este fato deve estar relacionado à recirculação do efluente aeróbio, pois, na etapa 2 fica evidente que a diminuição do pH foi decorrente ao processo de nitrificação, porém na etapa 3 a nitrificação não ficou evidente devido ao aumento do pH ocasionado pela recirculação do efluente aeróbio, porém a nitrificação continuou ocorrendo.

O efluente final apresentou um pH médio de 7,65, onde variou entre 7,2 e 8,2 apresentando valores acima do obtido no efluente do BFAS (Figura 23).

#### 5.4 TEMPERATURA

Verifica-se através da figura 24 a variação da temperatura do compartimento aeróbio do sistema combinado. A temperatura média de operação foi de 25,9°C, variando entre 14 e 38°C. Segundo Ferreira (2000), o processo de nitrificação pode ocorrer em uma ampla faixa de temperatura, de 4 a 45°C, sendo que a temperatura ótima para as bactérias do gênero *Nitrossomonas* é igual a 35°C e de 35 a 42°C para as bactérias do gênero *Nitrobacter*. A faixa de temperatura que o BFAS operou está dentro da faixa estabelecida por Ferreira (2008), porém, a temperatura de operação não está dentro da faixa ótima para o desenvolvimento das bactérias dos gêneros *Nitrossomonas* e *Nitrobacter*, mas este fato não interferiu na ocorrência da nitrificação.

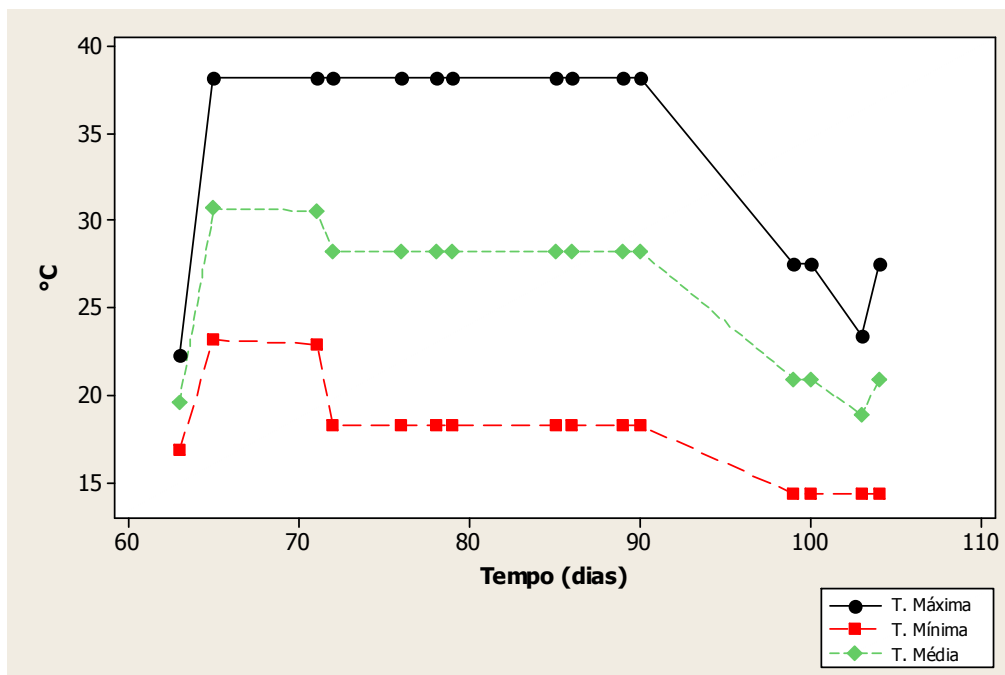


Figura 24 - Variação da temperatura

## 5.5 OXIGÊNIO DISSOLVIDO

Verifica-se pela figura 25 a variação da concentração de OD no sistema combinado. Por sofrer certa influência do sistema de aeração, a concentração de OD no efluente do reator UASB também foi monitorada. A concentração de OD no efluente do reator anaeróbio variou entre 1,7 a 7,3 mgO<sub>2</sub>/L, apresentando uma grande variação, tendo em média 5,49 mgO<sub>2</sub>/L. A presença de OD no final da zona anaeróbia ocorreu devido a difusão de OD da zona aeróbia para a anaeróbia.

A variação da concentração de OD no efluente do BFAS foi de 2,8 a 8 mgO<sub>2</sub>/L, tendo em média 6,16 mgO<sub>2</sub>/L.

Segundo Chagas (2006) para que as bactérias nitrificantes consigam se desenvolver a concentração de OD presente no sistema tem que ser superior a 2 mgO<sub>2</sub>/L e como observado na figura 25, a concentração de OD no BFAS esteve sempre acima deste valor.

De acordo com Ferreira (2000) o processo de desnitrificação é inibido quando a concentração de OD no sistema é maior que 1,0 mgO<sub>2</sub>/L, a

concentração média de OD no reator UASB próximo a zona de aeração do BFAS foi superior a 1,0 mgO<sub>2</sub>/L, porém o sistema de aeração do BFAS não interferiu em toda a coluna do sistema anaeróbio, permitindo assim que o processo de desnitrificação pudesse ocorrer.

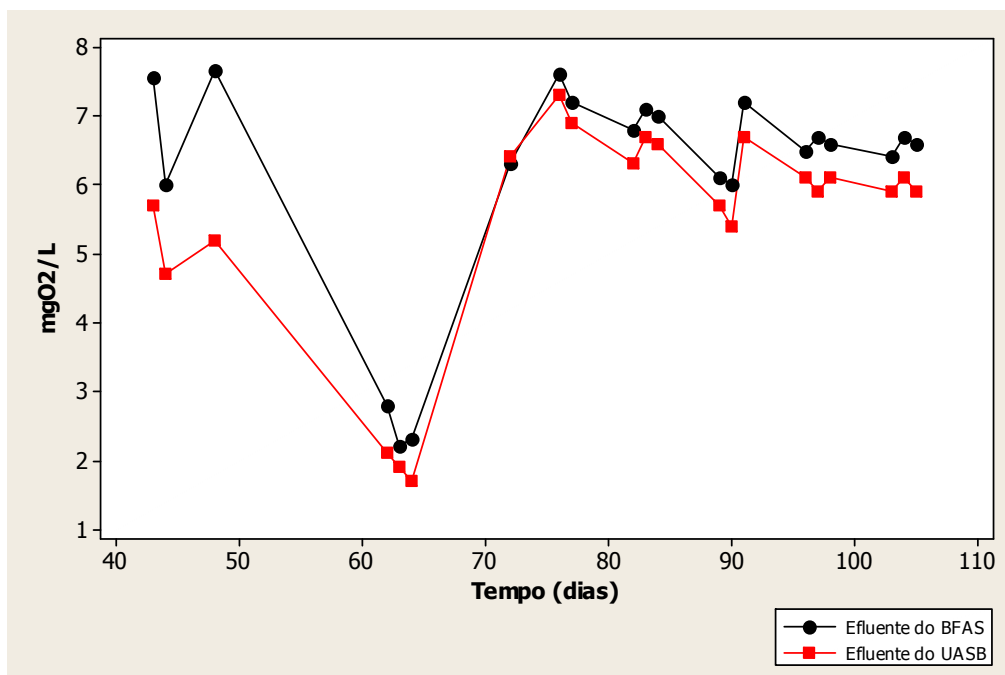


Figura 25 - Variação da concentração de OD no reator combinado

## 5.6 ANÁLISE DE NITROGÊNIO

A variação da concentração do nitrogênio amoniacal pode ser observada na figura 26. O monitoramento começou a ser realizado a partir do 47º dia do experimento, ou seja, 11 dias após o início do funcionamento do BFAS.

Até o 64º dia do tratamento (etapa 2), a concentração de nitrogênio amoniacal foi monitorada no esgoto bruto e no efluente final do BFAS. A partir do 65º dia, o nitrogênio amoniacal foi monitorado no esgoto bruto e no efluente final na saída do decantador (etapa 3).

A concentração média de nitrogênio amoniacal no esgoto bruto durante a etapa 2 foi de 20 mgN-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/L enquanto que no efluente do BFAS a concentração média foi reduzida a 15 mgN-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/L, apresentando uma eficiência média de conversão de 22%. Durante esta etapa, a concentração de nitrogênio amoniacal no esgoto bruto variou entre 17 e 22 mgN-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/L e a concentração do efluente do BFAS variou entre 13 e 18 mgN-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/L (Figura 26).

Na etapa 3 a concentração média de nitrogênio amoniacal no esgoto bruto foi de 16 mgN-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/L e o efluente na saída do decantador apresentou uma concentração média de 5 mgN-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/L, apresentando uma eficiência média de conversão de 72%. A concentração de nitrogênio amoniacal do esgoto bruto variou entre 6 e 25 mgN-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/L enquanto que no efluente final na saída do decantador variou entre 0,8 e 18 mgN-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/L (Figura 26).

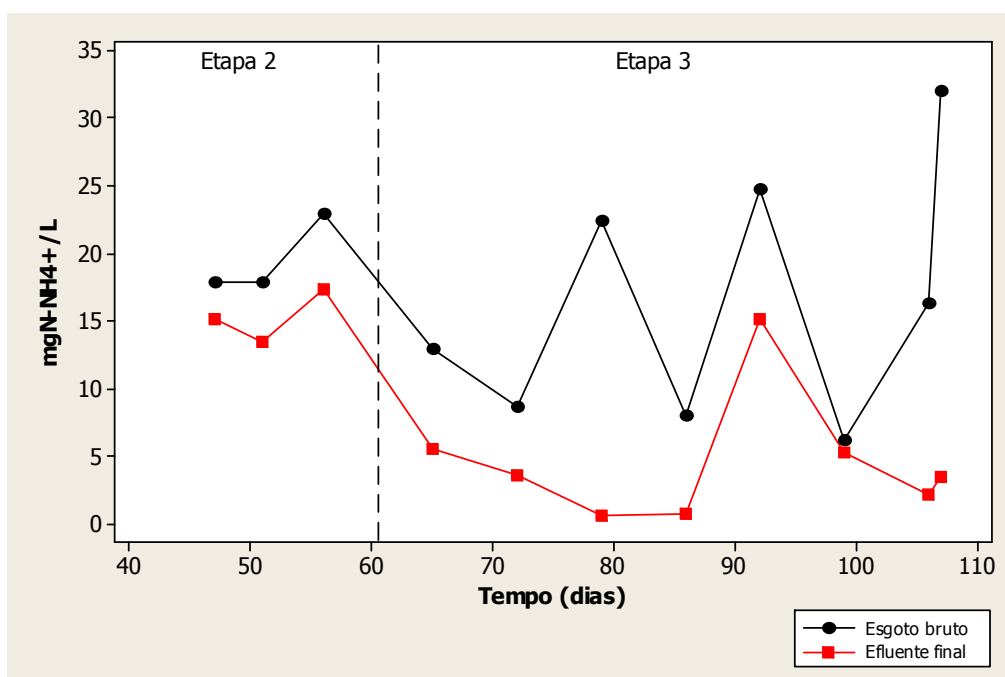


Figura 26 - Variação da concentração de nitrogênio amoniacal

Com a recirculação do efluente nitrificado, houve um aumento da eficiência do sistema com relação ao processo de nitrificação, onde o nitrogênio amoniacal residual presente no esgoto recirculado pode ser oxidado a nitrito e posteriormente a nitrato.



A redução da concentração de nitrogênio amoniacal é um indicio da ocorrência do processo de nitrificação, ou seja, a oxidação do nitrogênio amoniacal em nitrito e nitrato.

Verifica-se através das figuras 27 e 28 a variação da concentração de nitrito e nitrato no sistema combinado. O monitoramento da concentração de nitrito foi iniciado uma semana após o início do funcionamento do BFAS, mais precisamente no 43° dia de operação do experimento. Com relação ao monitoramento do nitrato este começou a ser realizado no 70° dia de operação, 11 dias após o início da recirculação do efluente aeróbio no compartimento anaeróbio do reator combinado.

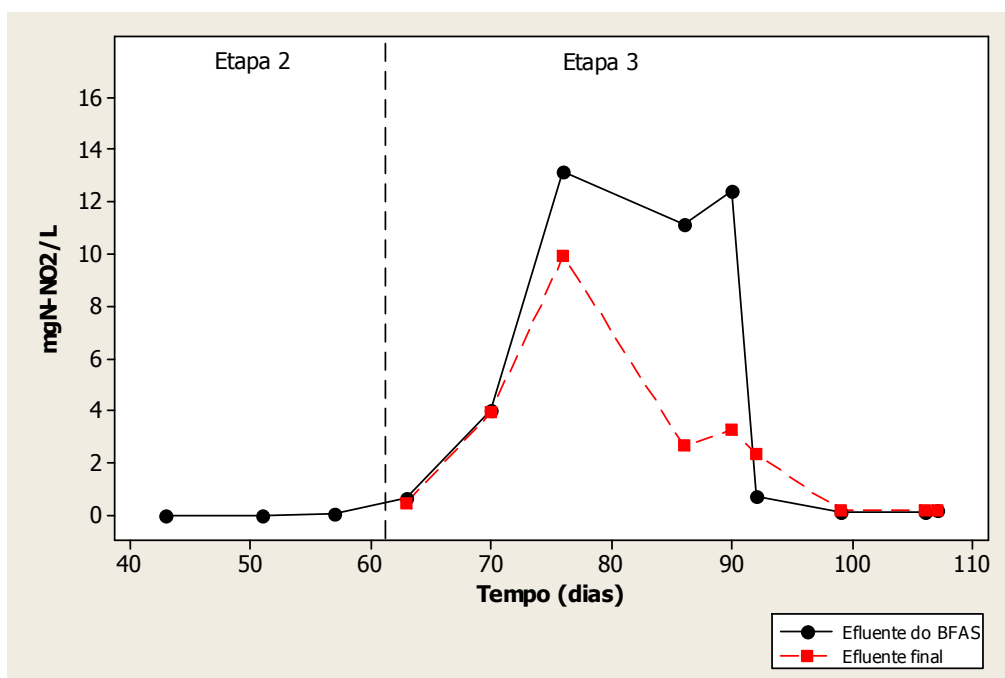


Figura 27 - Variação da concentração de nitrito

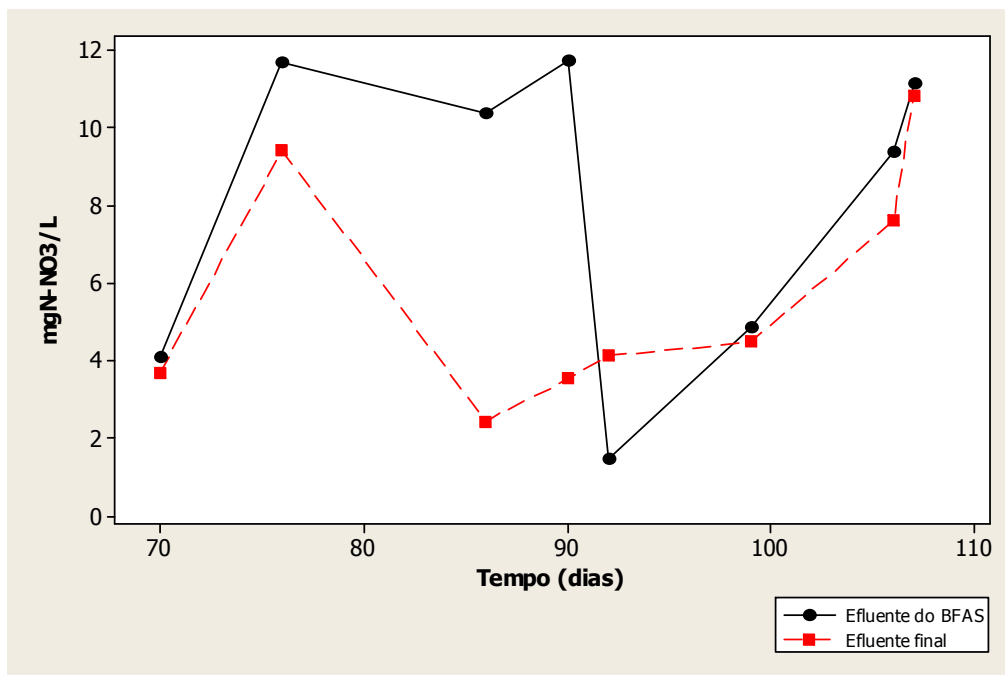


Figura 28 - Variação da concentração de nitrato

A partir da tabela 14 é possível verificar a concentração média de nitrito e nitrato presente no efluente.

Tabela 14 - Concentração média de nitrito e nitrato

Etapas	Nitrito (mgN-NO <sub>2</sub> /L)		Nitrato (mgN-NO <sub>3</sub> /L)	
	BFAS	Efluente final	BFAS	Efluente final
II	0,02	-	-	-
III	4,72	2,57	8	5,78

Na etapa 2 apenas o nitrito foi determinado, sendo este medido na saída do BFAS para verificar se o processo de nitrificação estava ocorrendo. A concentração de nitrito durante esta etapa foi muito baixa, variando de 0,002 a 0,05 mgN-NO<sub>2</sub>/L (Figura 27), apresentando em média uma concentração de 0,02 mgN-NO<sub>2</sub>/L.

A partir da etapa 3, a concentração de nitrito foi acompanhada no efluente do BFAS e no efluente final na saída do decantador (etapa final do tratamento). No efluente do BFAS, a concentração de nitrito variou entre 0,1 e

14 mgN-NO<sub>2</sub>/L, apresentando uma concentração média de 4,72 mgN-NO<sub>2</sub>/L, enquanto que no efluente final a concentração de nitrito variou entre 0,1 e 10 mgN-NO<sub>2</sub>/L (Figura 27), tendo em média uma concentração de 2,57 mgN-NO<sub>2</sub>/L. A eficiência média na conversão de nitrito a nitrato foi de 45%.

Acerca da concentração de nitrato, este foi determinado apenas na etapa 3 do tratamento, sendo monitorado no efluente do BFAS e no efluente após o decantador. A concentração de nitrato no efluente do BFAS variou entre 1,4 e 12 mgN-NO<sub>3</sub>/L (Figura 28), tendo uma concentração média de 8,09 mgN-NO<sub>3</sub>/L. O efluente na saída do decantador apresentou uma variação de 2 a 11 mgN-NO<sub>3</sub>/L, tendo em média uma concentração de 5,78 mgN-NO<sub>3</sub>/L (Figura 28). O sistema apresentou uma eficiência da ordem de 29%.

Com relação a redução de nitrogênio NTK, a figura 29 apresenta a variação da concentração ao longo da etapa 3 do tratamento. O monitoramento começou a ser realizado 89º dia de operação, sendo monitorado o esgoto bruto e o efluente na saída do decantador.

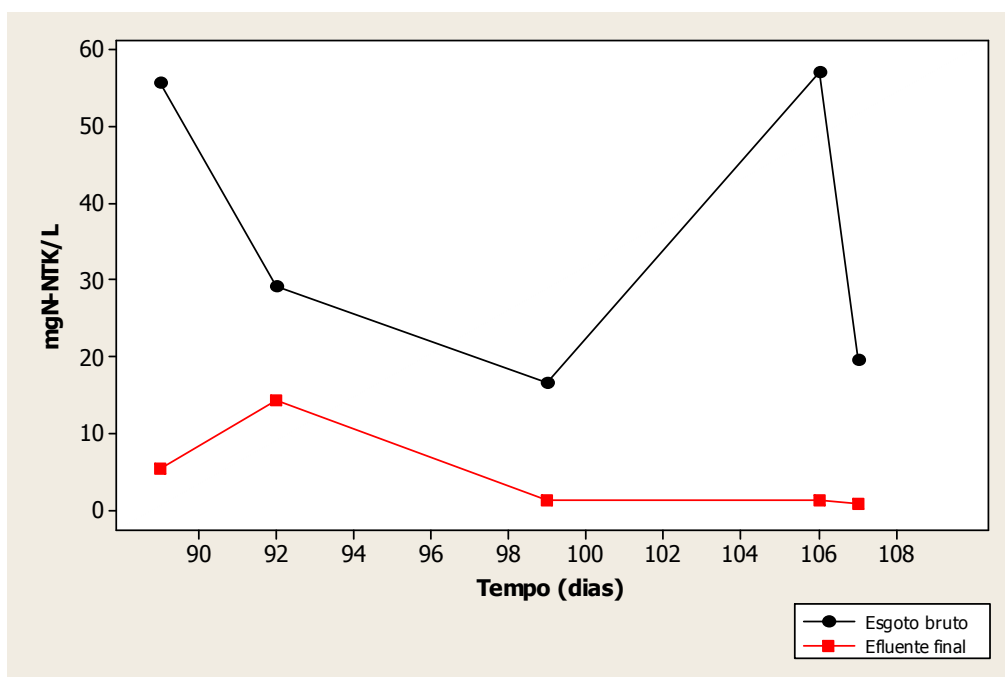


Figura 29 - Variação da concentração de nitrogênio NTK

A concentração média de nitrogênio NTK presente no esgoto bruto foi de 36 mgN-NTK/L, apresentando uma variação de 16 a 58 mgN-NTK/L. O efluente no final do decantador apresentou uma concentração média de 4,65 mgN-NTK/L, variando de 0,8 a 15 mgN-NTK/L (Figura 29). O sistema combinado apresentou uma eficiência média de 87% na conversão de nitrogênio NTK.

Com a figura 30 é possível verificar a variação da concentração de nitrogênio total e através da tabela 15 verifica-se o balanço de nitrogênio na entrada do sistema e no final.

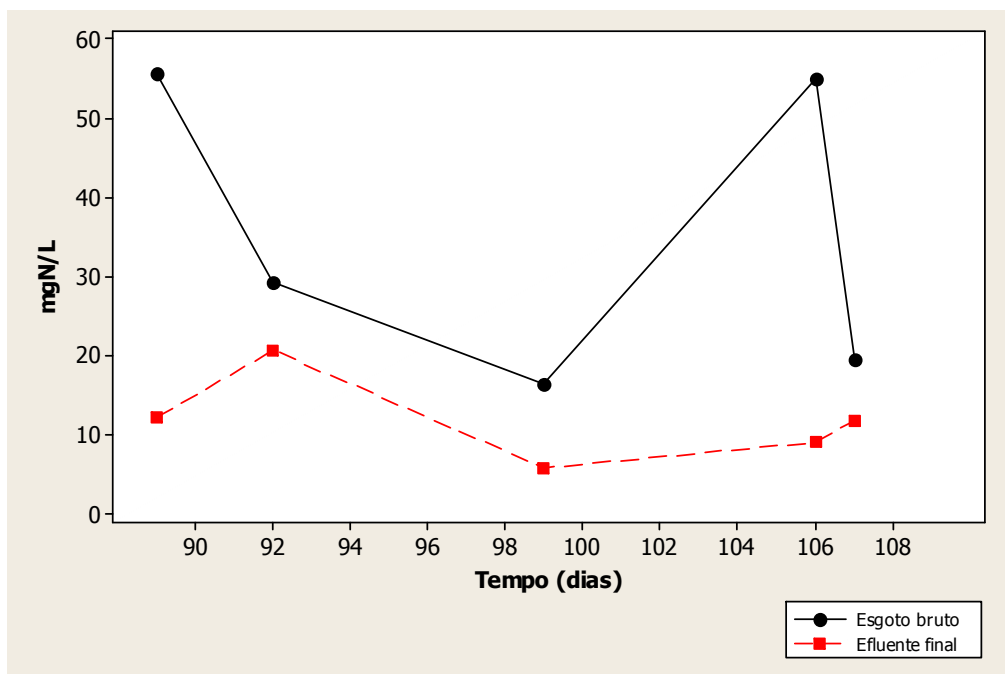


Figura 30 - Variação da concentração de nitrogênio total no esgoto bruto e após o tratamento no sistema combinado com posterior recirculação do esgoto aeróbio

Tabela 15 - Balanço da concentração de nitrogênio (mgN/L)

Tempo (dias)	Esgoto bruto	Efluente final
89	55,72	12,26
92	29,26	20,72
99	16,52	5,9
106	57,12	9,17
107	19,6	11,86

A concentração média de nitrogênio total no esgoto bruto foi de 36 mgN/L, onde a concentração variou de 16 a 58 mgN/L (Figura 30), sendo igual a concentração de nitrogênio NTK, considerando que no esgoto bruto não há nitrito nem nitrato. O efluente final da saída do decantador apresentou uma concentração média de 12 mgN/L, onde variou de 5 a 21 mgN/L.

A partir da tabela 15 é possível verificar que o balanço de nitrogênio não fechou, indicando assim a redução da concentração de nitrogênio e consequentemente a ocorrência do processo de desnitrificação. Desta forma, o sistema combinado com posterior recirculação do efluente aeróbio apresentou uma eficiência média de redução da concentração de nitrogênio total de 66%.

Alguns autores avaliaram a eficiência de sistemas combinados visando a remoção do nitrogênio, como é o caso de Hirakawa et al., (2002) que avaliaram o desempenho do reator UASB e do BFAS na remoção de nitrogênio amoniacal, utilizaram um reator UASB com um volume 0,604 m<sup>3</sup> e TDH de 4,5 e 8 horas. Em seus resultados, a concentração de nitrogênio amoniacal no esgoto bruto variou de 7 a 20 mgN-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/L, enquanto que no efluente do reator UASB a concentração variou entre 10 e 20 mgN-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/L e por fim no efluente do BFAS, a concentração esteve entre 1 e 15 mgN-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/L, tendo o BFAS apresentado uma alta eficiência na oxidação do nitrogênio amoniacal.

Isoldi et al., (2005) ao avaliarem o processo de nitrificação e desnitrificação em um sistema combinado composto pelo reator UASB seguido de um reator aeróbio, com posterior recirculação do efluente nitrificado na zona de decantação do UASB, visando o tratamento do efluente nitrificado da parboilização do arroz. Como resultados obtiveram uma eficiência média de conversão do nitrogênio amoniacal de 89,6%, enquanto que na conversão de nitrito e nitrato obtiveram uma eficiência média da ordem de 51% e 87%, respectivamente. E com relação ao nitrogênio NTK obtiveram uma eficiência média de 83%.

Apenas os valores obtidos com relação a desnitrificação pela redução do nitrito e nitrato apresentaram uma baixa eficiência quando comparado ao resultado obtido por Isoldi et al., (2005), isto ocorreu possivelmente devido a alta concentração de OD presente no reator UASB.

De acordo com o inciso II do art. 16 da Resolução CONAMA n° 430 de 13 de maio de 2011, a concentração máxima permitida de nitrogênio amoniacal

total no efluente para este ser lançado no corpo hídrico é de 20 mg/L, a partir do tratamento com o reator combinado, verificou-se que a concentração final de nitrogênio ficou abaixo do valor estabelecido pela Resolução, desta forma o efluente obtido está dentro dos padrões de lançamento.

## 5.7 BIOMASSA ADERIDA NO MEIO SUPORTE

A figura 31 apresenta a variação da concentração de biomassa aderida no meio suporte. Esta análise começou a ser realizada no 43° dia de análise do experimento, mais precisamente uma semana após o início do funcionamento do BFAS.

A concentração de biomassa aderida na espuma de poliuretano variou entre 0,03 a 0,19 g de biomassa/g de material suporte, tendo uma concentração média de 0,091 g de biomassa/g de material suporte enquanto que no anel de polipropileno a biomassa aderida variou entre 0,0003 a 0,013 g de biomassa/g de material suporte, com uma concentração média de 0,007 g de biomassa/g de material suporte (Figura 31). A concentração média total de biomassa aderida no conjunto do meio suporte (espuma e anel) foi de 0,098 g de biomassa/g de material suporte.

O material utilizado se mostrou uma alternativa a ser empregada como meio suporte para BFAS no tratamento de esgoto sanitário, onde possibilitou a aderência da biomassa, portanto, a ocorrência do processo de nitrificação através da formação de biofilme.

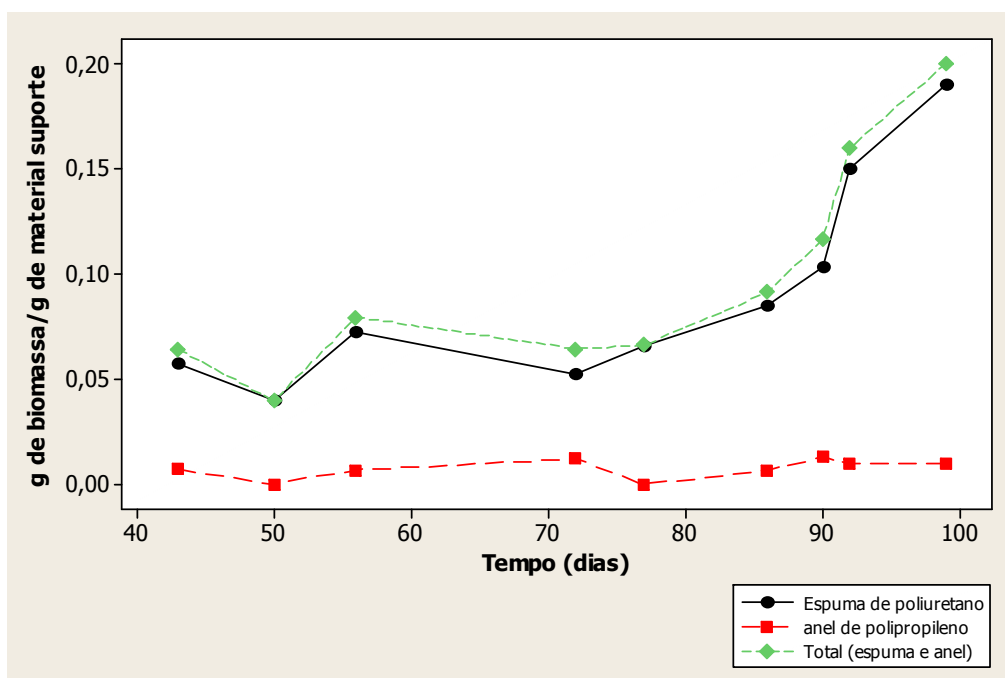


Figura 31 - Variação da concentração de biomassa aderida no meio suporte

## 5.8 ATIVIDADE METANOGÊNICA ESPECÍFICA (AME)

A figura 32 apresenta a curva representativa da produção cumulativa de metano gerado pelo lodo anaeróbico do reator UASB e a figura 33 apresenta a curva da atividade metanogênica específica.

O valor da AME é igual ao coeficiente angular da reta (Figura 33), neste caso foi de  $1,6 \text{ gDQO}_{\text{CH}_4}/\text{gSSV} \cdot \text{dia}$ . A produção acumulada de metano foi de  $0,084 \text{ gDQO}_{\text{CH}_4}/\text{gSSV} \cdot \text{dia}$  e um volume acumulado de 55,3 ml. Observou-se que a produção de metano do lodo aumentou até as primeiras 2hs45min após o início do monitoramento, com uma produção acumulada de  $0,0724 \text{ gDQO}_{\text{CH}_4}/\text{gSSV} \cdot \text{dia}$  e volume de 46,2 ml, estabilizando a produção a partir deste momento. Após 19hs da estabilização da produção do metano, ocorreu o aumento da produção novamente e logo houve a estabilização deste.

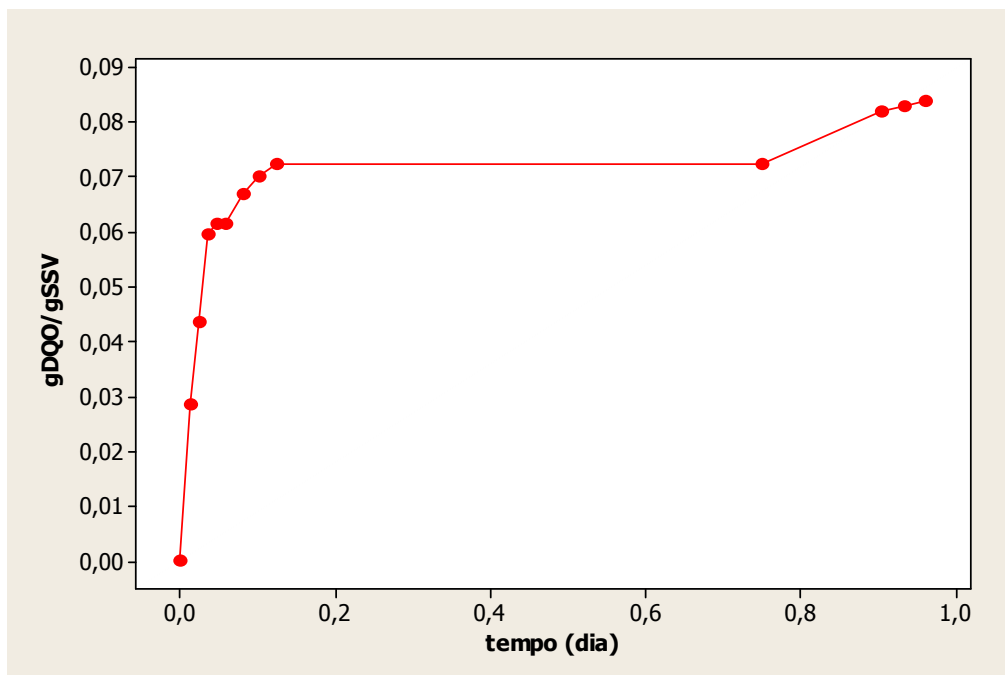


Figura 32 - Curva da produção cumulativa de metano do lodo anaeróbico durante o teste da AME

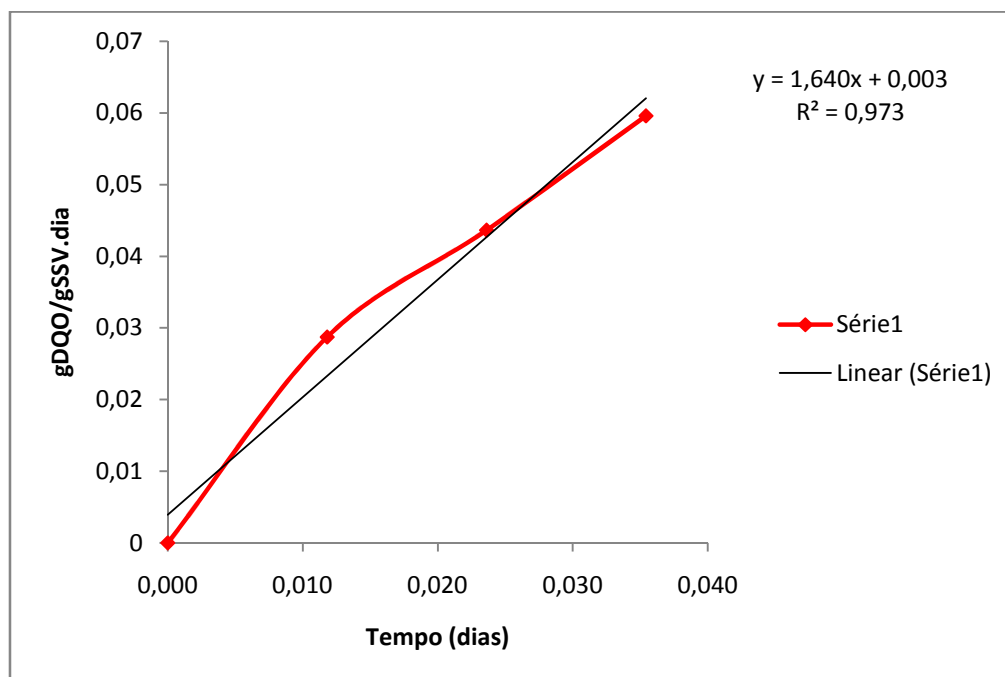


Figura 33 - Curva da AME

Verificou-se que a produção de metano teve um início e um término rapidamente, em questão de duas horas de incubação. Schneiders et al., (2013) ao realizarem o teste da AME com lodo proveniente da indústria têxtil



(aeróbio) e da indústria alimentícia (anaeróbio), verificaram que a produção de metano pelo lodo têxtil também obteve um início e um término muito rápido, após 14 horas de incubação, apresentando uma produção máxima de 0,10  $\text{gDQO}_{\text{CH}_4}/\text{gSSV.dia}$  e um volume de 3,04 ml de metano, enquanto que o lodo da indústria alimentícia estabilizou sua produção de metano após 261 horas de incubação, produzindo 0,17  $\text{gDQO}_{\text{CH}_4}/\text{gSSV.dia}$  e um volume de 337,05 ml de metano.

Belli Filho et al., (2002) ao avaliaram a AME de um lodo granular de um reator UASB que tratava esgoto doméstico, obtiveram um valor máximo da AME de 0,19  $\text{gDQO}_{\text{CH}_4}/\text{gSSV.dia}$ .

O valor da AME obtida foi alta se comparada com os valores dos outros autores, além disso, o tempo que o lodo levou para estabilizar a produção de metano foi muito pequeno. A rápida estabilização da produção de metano pode estar relacionada com a acidificação do meio, pois, após o término do monitoramento da AME o pH do meio foi verificado e estava em 4,69, indicando de fato a acidificação, prejudicando assim o desenvolvimento das bactérias metanogênicas.

## 6 CONCLUSÃO

Durante o monitoramento do sistema experimental, verificou-se que ao longo do funcionamento do reator combinado seguido do decantador secundário e da recirculação do esgoto nitrificado (etapa 3), a eficiência do reator UASB foi elevada principalmente com relação a remoção de matéria orgânica, removendo acima de 90% da DQO total e filtrada e uma eficiência acima de 60% na remoção de ST.

O BFAS não apresentou uma alta eficiência no tratamento com relação a remoção de sólidos e da DQO, porém, este auxiliou o reator UASB na remoção destes dois parâmetros, aumento assim, a eficiência do tratamento.

A união dos sistemas anaeróbio e aeróbio possibilitou a ocorrência dos processos de nitrificação na região aeróbia e a desnitrificação na região anóxica, verificando-se que a concentração de nitrogênio foi reduzida ao final do tratamento, apresentando uma redução do nitrogênio total superior a 60%. Indicando assim, que o sistema apresentou condições de operação favoráveis para o desenvolvimento das bactérias nitrificantes e desnitrificantes, além de obter um efluente dentro dos padrões de lançamento.

A concentração total de biomassa aderida no material suporte (espuma e anel) foi de 0,098 g de biomassa/g de material suporte.

O lodo anaeróbio apresentou uma alta eficiência com relação a atividade metanogênica, apresentando um AME de 1,6 gDQO<sub>CH4</sub>/gSSV.dia, porém a acidificação do meio, possivelmente, provocou redução da produção de metano.

Sendo assim, com o desenvolvimento deste trabalho foi possível concluir que a implantação de um sistema combinado anaeróbio/aeróbio para o tratamento de esgoto sanitário, possui grandes vantagens e apresenta respostas positivas com relação às características finais do esgoto sanitário, como a concentração de sólidos, matéria orgânica carbonácea e nitrogenada. O material suporte não convencional utilizado é uma alternativa a ser implantada como meio suporte de BFAS. E o inoculo utilizado no reator UASB apresentou boas condições e uma alta eficiência, auxiliando desta forma na eficiência do reator combinado no tratamento do esgoto sanitário.

## 7 RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Durante o acompanhamento do sistema experimental, foi observado que o reator UASB não apresentou uma eficiência logo no início do tratamento, desta forma é necessário um período de adaptação da manta de lodo do reator UASB.

Quando se trabalha com esgoto sintético, variações bruscas com relação a concentração de sólidos, DQO, alcalinidade, dentre outros, não deveria ocorrer, para que isso não ocorresse foi colocado uma bomba dentro da câmara de alimentação para que ocorresse a homogeneização do esgoto bruto e para que o câmara não se tornasse um sistema anaeróbio, provocando assim, maus odores. Porém, certa variação da concentração de sólidos e da DQO foi observada ao longo do experimento, isto foi decorrente do mau funcionamento da bomba durante um período.

Como se está trabalhando com um reator biológico, deve-se ter o cuidado com a proliferação de moscas dentro do sistema, pois, estes quando em seu estágio de larva podem acabar se alimentando da biomassa, prejudicando o sistema.

Para averiguar melhor o processo de nitrificação e desnitrificação, seria interessante o aumento da quantidade de análises ou do período de acompanhamento do experimento.

O meio suporte por ser constituído por espuma de poliuretano possui uma densidade menor que a da água, o que dificultou a sua colocação dentro do BFAS, pois, este não afundava, desta forma, estes foram colocados aos poucos até o preenchimento do reator.

Devido a rápida acidificação da solução durante a análise da AME, é necessário aumentar a concentração dos compostos alcalinizantes, para melhorar o processo de tamponamento da solução.

## REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, R. A.; PINTANGUEIRA, D. P. S.; et al. Tratamento de esgoto doméstico por zona de raízes precedidas de tanque séptico. **Revista Biociência**: UNITAU. v. 16, n. 1, p.73-81. 2010.
- ANDRADE NETO, C. O.; CAMPOS, J. R. Introdução. In: CHERNICHARO, C. A. L.; HAANDEL, A. C. V.; et al. **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro – PROSAB: ABES, 1999 p.1-28.
- AQUINO, S. F.; CHERNICHARO, C. A. L.; et al. Metodologia para determinação da atividade metanogênica específica (AME) em lodos anaeróbios. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**. V.12, n. 2, p192-201. Abr/jun 2007.
- APHA; AWWA; WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22 ed. Washington, DC: APHA, 2012.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9.648**: Estudo de concepção de sistemas de esgoto sanitário: ABNT, 1986.
- BELLI FILHO, P.; RITA, F. et al. Digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos integrada com lodo de tanque séptico associado ao tratamento de lixiviado em reator UASB. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL. **Anais...** Cancún, México. p.1-7. 2002.
- BRANCO, S. M. Biologia da poluição. In: CETESB. **Ecologia aplicada e proteção do meio ambiente**. São Paulo. 1976.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 430 de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes. 2011.

CALIJURI, M. L.; BFASTOS, R. K. X.; et al. 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. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**. v.14, n.3. p 421-430. jul/set 2009.

CAMPELLO, F. **Nitrificação e pré-desnitrificação em sistema de tratamento de esgoto sanitário utilizando biorreator à membrana submersa visando reuso**. 2009. 117 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, SC.

CHAGAS, A. F. **Influência da taxa de recirculação de lodo no processo de nitrificação em sistema de FBFAS precedido de reator UASB**. 2006.152f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Sanitária) Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. São Paulo.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG. 1997. 380p.

CHERNICHARO, C. A. L.; HAANDEL, A. V.; et al. Reatores anaeróbios de manta de lodo. In: CHERNICHARO, C. A. L.; HAANDEL, A. V.; et al. **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro – PROSAB: ABES, 1999. p.155-198.

COLETTI, F. J.; POLVINELLI, J. et al. Pós-tratamento por lodos ativados de efluentes provenientes de processos anaeróbios de tratamento de esgoto sanitário.1997. In: SIMPÓSIO INTERNAZIONALE DI INGEGNERIA SANITARIA AMBIENTALE (SIDISA). **Anais...** Ravello - Itália, volume único, p. 305 - 312. 1997.

Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 430 de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluente.

DALTRO FILHO, J. Saneamento ambiental: doença, saúde e o saneamento da água. São Cristovão: UFS. p.332, 2004.

DILALLO, R.; ALBERSTON, O. E. **Volatile acids by direc titration**. **Journal of Water Pollution Control Federation**. vol.33, n. 4, p. 356-365, 1961.

FDZ-POLANCO, F., ET AL. Aplicación de um método manométrico automático para La determinación de La toxicidad anaeróbia de compuestos químicos. In: VIII SIMPOSIO LATINO-AMERICANO DIGESTÃO ANAERÓBIA. **Anais...** Uruguai, 2005.

FERREIRA, E. S. Cinética química e fundamentos dos processos de nitrificação e denitrificação biológica. 2000. In: XXVII CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. **Anais...** Porto Alegre – Brasil. 25p. 2000.

**FUNASA – Fundação Nacional de Saúde. Manual de Saneamento.** Ministério da Saúde. Brasília, 2004.

GIUSTINA, S. V. D. **Remoção biológica de nitrogênio utilizando biofiltro aerado submerso multi-estágio.** 2009. 161f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental). Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre.

GIUSTINA, S. V. D.; MIRANDA, L. A. S.; et al. Remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos por nova configuração de biofiltro aeróbio submerso no pós-tratamento de efluente de reator UASB. **Revista Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental.** Porto Alegre. v.15, n.3, p.257-266, jul/set.2010.

GONÇALVES R.F.; ROGALLA, F. Biofiltros aerados para remoção de nitrogênio de águas residuárias sob diversas temperaturas.1994. In: XXIV CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. **Anais...** Buenos Aires, Argentina, 1994.

GONÇALVES, R. F.; ARAÚJO, V. L.; CHERNICHARO, C. A. Tratamento secundário de esgoto sanitário através da associação em série de reatores uasb e biofiltro aerados submersos. 1997. In: 19° CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. **Anais...** Foz do Iguaçu: ABES, p. 450-462. 1997.

GONÇALVES, R. F.; PASSAMANI, F.R.F.; et al. Associação de um reator UASB e biofiltros aerados submersos para tratamento de esgoto sanitário. In: CHERNICHARO, C. A. L. **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios.** Belo Horizonte , 2000. 220 p.

GONÇALVES, R. F.; ALEM SOBRINHO, P.; et al. Pós-tratamento de efluente de reatores anaeróbios por reatores com biofilme. In: CHERNICHARO C. A. L. (Coordenador). **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: Projeto PROSAB 2, 2001. p.171-278.

HENZE, M. **Wastewater treatment: biological and chemical processes**. 2 ed. Berlim: Springer Verlag. 383p. 1997.

HIRAKAWA, C.; PIVELI, R. P.; ALEM SOBRINHO, P. Biofiltro aerado submerso aplicado ao pós-tratamento de efluente de reator UASB – estudo em escala piloto com esgoto sanitário. 2002. In: 21º CONGRESSO ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. **Anais...**vol. 7, nº1, p.82-94. 2002.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Pesquisa nacional de saneamento básico**. 219p. 2008.

ISOLDI, L.A.; KOETZ, P. R.; et al. Pós-tratamento de efluente nitrificado da parboilização de arroz utilizando desnitrificação em reator UASB. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**. v.10, n. 4. p. 271-277. Out/dez 2005.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. Processos anaeróbios reatores UASB. **Tratamento de esgoto doméstico**. 4º ed. Rio de Janeiro. 2005.

LI, Y. Z.; HE, Y. L.; OHANDJA, D. G.; et al. Simultaneous nitrification-denitrification achieved by an innovative internal-loop airlift MBR: Comparative study. **Bioresource Technology**. v. 99, p. 5867 – 5872, 2008.

LIU, Y. X.; YANG, T. O.; et al. Study of municipal wastewater treatment with oyster as biological aerated filter medium. **Desalination**. 2010. p.149-153.

MADIGAN, M. T. et al. **Brock bology of microorganisms**. 8 ed. USA – New Jersey: Prentice Hall. 110p. 1996.

MENDONZA-ESPINOSA, L; STEPHENSON, T. A review of biological aerated filters (BAFs) for wastewater treatment. **Environemental Engineering Science**. v. 16, Nº 3, 1999.

MONTEGGIA, L. Proposta de metodologia para avaliação do parâmetro atividade metanogênica específica. In: 19º CONGRESSO BRASILEIRO DE

ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, ABES. **Anais...** Foz do Iguaçu, 1997

MULDER, A.; VAN DE GRAAF, A.; et al. (1995). Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor. **FEMS Microbiology Ecology**. v. 16, p. 177-183.

NAKAGAWA, D. H. **Análise da eficiência de reatores em bateladas sequenciais com e sem adição de micro-organismos eficientes no tratamento de esgoto sanitário**. 2013. Dissertação (Graduação em Engenharia Ambiental) Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Londrina, Paraná.

NUVOLARI, A. **Esgoto sanitário: Coleta, transporte, tratamento e reuso agrícola**. Edgar Blucher: São Paulo, 2003.

OLIVEIRA, L. D. **Avaliação do processo de nitrificação em um filtro biológico aerado submerso alimentado com efluente RALF**. 2012. 100f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana) Universidade Estadual de Maringá, Paraná.

PESCADOR, F. S. Tratamento de esgoto doméstico em reatores seqüenciais em batelada anaeróbio (RSBAn). 2001. 151 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

PUJOL, R.; CANLER, J. P.; IWEMA, A. Biological aerated filters: an attractive and alternative biological process. **Water Sci. & Technol.** v.26, n. ¾. p.693-702. 1992.

RIPLEY, L. E.; BOYLE, W. C.; CONVERSE, J. C. Improved Alkalimetric Monitoring for Anaerobic Digestion of High-Strength Wastes. **Journal of Water Pollution Control Federation**. vol.58, n. 5, p. 406-411, 1986.

ROGALLA, F.; ROUNDON, G.; et al. Minimising nuisances by covering compact sewage plants. **Water Sci. & Technol.** v. 25, n. 4/5, 363-374p. 1992.

SAAE – Serviço Autônomo de Água e Saneamento. **Sistema de tratamento de esgoto**. Aracruz. 14p. jun/2006. Disponível em:



<<http://www.agracadaquimica.com.br/quimica/arealegal/outros/101.pdf>>  
Acesso em 12 de dez. 2013.

SCHNEIDERS, D.; SILVA, J. D.; et al. Atividade metanogênica específica (AME) de lodos industriais provenientes do tratamento biológico aeróbio e anaeróbio. **Revista Ambiente e água**. v.8. n.2, 11p. 2013.

SIEGRIST, R. L.; LOWE, K. S. et al. In situ oxidation by fracture emplaced reactive solids. **Journal Environmental Engineering**. v.5, p.429-440. 1998.

SOUSA, J. T. de; FORESTI, E. Utilização de lodo anaeróbio como fonte de externa de carbono no processo de desnitrificação de águas residuárias. **Revista brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. Campina Grande. v.3, n.1. p69-73, 1999.

SOUZA, C. L.; AQUINO, S. F.; et al. Determinação da biodegradabilidade anaeróbia e aeróbia da espuma produzida em reatores UASB tratando esgotos domésticos. In: XV SIMPÓSIO NACIONAL DE BIOPROCESSAMENTO. **Anais...** Recife, 2005.

TEIXEIRA, A. R.; CHERNICHARO, C. L.; et al. Influência da alteração da distribuição do tamanho de partículas no desempenho de reator UASB tratando esgoto doméstico. **Revista Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Belo Horizonte, v.14, n.2, p.159-166, abr/jun. 2009.

THIRD, K. A. GIBBS, B.; NEWLAND, M.; et al. (2005). Longterm aeration management for improved N-removal via SND in a sequencing batch reactor. **Water Research**. v. 39, p. 3523-3530.

TORRES, P. **Desempenho de um reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) de bancada no tratamento de substrato sintético simulando esgotos sanitários**. 1992. Dissertação (Mestrado em Engenharia) Universidade de São Paulo. São Carlos, SP.

TORRES, P.; RODRIGUES, J. Evaluación de sistemas combinados em El tratamiento de substrato sintético simulando água residual doméstica. In: IV SEMINÁRIO-TALLER LATINOAMERICANO SOBRE TRATAMIENTO ANAEROBIO DE AGUA RESIDUALES. 1996.

TORTORA, G. J.; FUNKE, B. R.; CASE, C. L. **Microbiologia**. 8. ed. Porto Alegre: Artmed, 2005.

VIEIRA, S. M. M. **Tratamento de esgoto doméstico por reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo** – Reator UASB. São Paulo. 1996. 135 f. Dissertação (Doutorado) Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgoto**. Vol. 2. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG. Belo Horizonte: UFMG. 1996. 211p.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgoto. Vol 1. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG. Belo Horizonte: UFMG. 2005 452p.

WIJFFELS, R. H.; TRAMPER, J. (1995). Nitrification by immobilized cells. **Enzyme and Microbial Technology**. v. 17, p. 482-492.