



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

**USO DE SISTEMAS COMBINADOS ANAERÓBIO-AERÓBIO NO  
TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS**

**PATRÍCIA SANTOS SILVA**  
**RAEUMSON DE SOUZA COSTA**

**Santarém - Pará**

**2017**

**PATRÍCIA SANTOS SILVA**  
**RAEUMSON DE SOUZA COSTA**

**USO DE SISTEMAS COMBINADOS ANAERÓBIO-AERÓBIO NO  
TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS**

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

**Área de concentração:**

Tratamento de Águas Residuárias e  
Resíduos

**Orientador:**

Prof. Dr. Israel Nunes Henrique

**Santarém – Pará**

**2017**

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

S586u Silva, Patrícia Santos  
Uso de sistemas combinados anaeróbio-aeróbio no tratamento de águas residuárias / Patrícia Santos Silva, Raeumson de Souza Costa. - Santarém, 2017.  
54 f. : il.  
Inclui referências bibliográficas.

Orientador: Israel Nunes Henrique.  
Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) – Universidade Federal do Oeste do Pará, Instituto de Ciências e Tecnologia das Águas, Bacharelado em Engenharia Sanitária e Ambiental, 2017.

1. Águas residuais – Tratamento biológico. 2. Saneamento. I. Costa, Raeumson de Souza. II. Henrique, Israel Nunes, *orient.* III. Título.

CDD: 23.ed. 628.351

**Bibliotecário-documentalista: Rogério Aoyama CRB 2/1506**

## FOLHA DE AVALIAÇÃO

**Nome do Autor: SILVA, Patrícia Santos; COSTA, Raeumson de Souza**


**Título: Uso de sistemas combinados anaeróbio-aeróbio no tratamento de águas residuárias**

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

Data da aprovação: 03/04/2017

### Banca Examinadora

  
Prof. Dr. Israel Nunes Henrique Orientador e Presidente  
Curso de Bacharelado em Engenharia Sanitária e Ambiental /Universidade Federal do Oeste do Pará

  
Prof. Dr. Lucinewton Silva de Moura Membro Titular  
Curso de Bacharelado em Engenharia Sanitária e Ambiental/Universidade Federal do Oeste do Pará

  
Prof. Dr. Ruy Bessa Lopes Membro Titular  
Curso de Bacharelado em Engenharia Sanitária e Ambiental/Universidade Federal do Oeste do Pará

Dedicamos este trabalho aos nossos familiares, por toda educação, amor e ajuda que nos fortaleceram para realização desse sonho.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, por me conceder o dom da vida e dela fazer minha melhor escola.

A minha família, meu berço de amor e ternura.

A meu namorado, pelo companheirismo e motivação

Aos amigos por estarem sempre ao meu lado e a experiência vivida entre vocês, que é única em cada amizade.

Ao professor e orientador Dr. Israel Nunes pela oportunidade, confiança e estímulo acadêmico e pelo compartilhamento de seu conhecimento durante a pesquisa.

Agradeço ao colega de turma e de laboratório Raeumson que esteve comigo no período da pesquisa.

As pessoas que direta e indireta contribuíram para minha formação e experiência na vida.

(Patrícia Santos Silva)

A Deus, primeiramente, pela família maravilhosa que tenho, que sempre me apoiou nas minhas escolhas.

Aos meus pais Raimundo Nonato e Maria Eusimar, aos meus irmão Raeudson e Raeubvania por todo incentivo e amor.

À meu orientador, Prof. Dr. Israel Nunes Henrique, pela orientação dada durante a realização desse trabalho, e por inúmeras oportunidades concedidas.

A minha colega de pesquisa, Patrícia Santos Silva, por estar presentes em diversos trabalhos realizados durante a graduação.

Às minhas grandes amigas, Erica Rêgo e Jaciara Oliveira pela amizade verdadeira e por sempre estarem presentes em inúmeros momentos de minha vida, transmitindo confiança, alegria, cumplicidade, e principalmente pelo exemplo de mulheres batalhadoras que são, ao qual me deram muita força pra sempre seguir em frente.

Aos meus padrinhos, Eveleise Canto, André Canto e Taídes Tavares, que na correria da Universidade, me apoiaram e me conduziram na vida cristã.

À todos os colegas da primeira turma de Engenharia Sanitária e Ambiental – BESA12, que direto ou indiretamente auxiliaram pra chegar até aqui.

A todos os professores, funcionários e técnicos do UFOPA.

Ao CNPq pelo apoio financeiro.

(Raeumson de Souza Costa)

## RESUMO

SILVA, P. S.; COSTA, R. S. **Uso de sistemas combinados anaeróbio-aeróbio no tratamento de águas residuárias.** 2017. 54 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Tratamento de Águas Residuárias e Resíduos) – Coordenação do Curso de Bacharelado em Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal do Oeste do Pará.

Os sistemas conjugados anaeróbio-aeróbio têm-se apresentado como uma alternativa bastante promissora para a remoção de material carbonáceo e nutrientes. Em condições favoráveis, o sistema anaeróbio-aeróbio oferece grandes vantagens quando comparados aos sistemas de lodos ativados convencionais. Sendo assim, o presente trabalho objetivou tratar águas residuárias, na busca de remover matéria orgânica, sólidos e nutrientes, em sistemas combinados anaeróbio-aeróbio, verificando o desempenho no pré-tratamento usando reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB), e no pós-tratamento em sistema aeróbio Reatores de Bateladas Sequenciais (RBS) com biomassa aderida e dispersa. Os reatores foram construídos em escala de bancada com um volume útil de 3, 75 para UASB, funcionando com fluxo contínuo e com TDH de 12 horas, e 2 RBS com capacidade de 4 litros, sendo um com biomassa aderida (bucha vegetal – *Luffa Cylindrica*) e outro disperso, e tempo de detenção de 6hs por batelada. Verificou-se que a utilização da bucha vegetal como material suporte apresentou grandes vantagens por ser um material leve, que apresenta superfície porosa e ocupou um volume de apenas 8% do reator, mantendo microrganismos nitrificantes suficientes para promover uma maior eficiência no processo de nitrificação. Nas condições de operação o reator combinado UASB-RBS com biomassa aderida também apresentou a maior eficiência de remoção de sólidos suspensos e demanda química de oxigênio, quando comparado ao reator de UASB-RBS com biomassa dispersa.

**Palavras-chave:** Reator UASB. Sistema RBS. Meio Suporte. Biomassa. Remoção de Poluentes.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES (OU FIGURAS)

<b>Figura 1:</b> Esquema de um reator de manda de lodo (UASB) adaptado de CHERNICHARO (2007).....	20
<b>Figura 2:</b> Sistema Convencional Lodos Ativados .....	21
<b>Figura 3:</b> Ciclo de Funcionamento do Reator em Bateladas Sequenciais.....	23
<b>Figura 4:</b> Mapa de localização do experimento e coleta de esgoto.....	26
<b>Figura 5:</b> Reatores de bateladas sequenciais para tratar efluente anaeróbio. ....	27
<b>Figura 6:</b> Material usado como meio suporte nos reatores.....	28
<b>Figura 7:</b> Comportamento do pH verificado no Esgoto Bruto – EB, UASB, RBS1 e RBS2.....	31
<b>Figura 8:</b> Comportamento da alcalinidade total verificada no Esgoto Bruto – EB, UASB, RBS1 e RBS2.....	32
<b>Figura 9:</b> Comportamento do Ácido Graxos Voláteis total verificado no Esgoto Bruto – EB, UASB, RBS1 e RBS2.....	33
<b>Figura 10:</b> Comportamento do NKT verificado no Esgoto Bruto – EB, UASB, RBS1 e RBS2.....	35
<b>Figura 11:</b> Comportamento do Nitrogênio Amoniacal verificado no Esgoto Bruto – EB, UASB, RBS1 e RBS2.....	36
<b>Figura 12:</b> Comportamento do nitrito e nitrato verificados no Esgoto Bruto – EB, UASB, RBS1 e RBS2. ....	38
<b>Figura 13:</b> Comportamento da DQO total verificado no Esgoto Bruto – EB, UASB, RBS1 e RBS2. ....	39
<b>Figura 14:</b> Comportamento do fosforo total verificado no Esgoto Bruto – EB, UASB, RBS1 e RBS2. ....	41
<b>Figura 15:</b> Comportamento do ortofosfato verificado no Esgoto Bruto – EB, UASB, RBS1 e RBS2. ....	41
<b>Figura 16:</b> A - Comportamento dos sólidos totais; B – Comportamento de Sólidos totais voláteis verificado no Esgoto Bruto – EB, UASB, RBS1 e RBS2.....	43
<b>Figura 17:</b> A - Comportamento dos Sólidos Suspensos Totais; B - Comportamento dos Sólidos Suspensos Voláteis verificados no Esgoto Bruto – EB, UASB, RBS1 e RBS2.....	45

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1:</b> Principais tipos de tratamento de esgoto domésticos na remoção de poluentes. .....	16
<b>Tabela 2</b> - Tempo de duração do ciclo operacional do RBS .....	28
<b>Tabela 3</b> - Parâmetros analisados no acompanhamento do desempenho dos reatores. .	29
<b>Tabela 4:</b> Valores de sólidos do Esgoto Bruto e dos efluentes dos reatores (UASB, RBS1 e RBS2).....	42

## LISTAS DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AGV	Ácidos Graxos Voláteis ( $\text{mg.L}^{-1}$ )
cm	Centímetros
$\text{CO}_2$	Gás Carbônico
$\text{CH}_3$	Metano
DAFA	Digestor anaeróbio de fluxo ascendente
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio ( $\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}$ )
DQO	Demanda Química de Oxigênio ( $\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}$ )
EB	Esgoto Bruto
$\text{H}_2$	Hidrogênio
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
LabTAR	Laboratório de tratamento de Águas Residuárias
N	Nitrogênio
$\text{N}_2$	Gás nitrogênio
$\text{NH}_3$	Amoníaco
N- $\text{NH}_3$	Nitrogênio em Nitrogênio Amoniacal ( $\text{mgN-NH}_3.\text{L}^{-1}$ )
N- $\text{NO}_2$	Nitrogênio em Nitrito ( $\text{mgN-NO}_2.\text{L}^{-1}$ )
N- $\text{NO}_3$	Nitrogênio em Nitrato ( $\text{mgN-NO}_3.\text{L}^{-1}$ )
NTK	Nitrogênio Total Kjeldhal
P	Fósforo
PA	Pará
pH	Potencial Hidrogeniônico
RBS	Reatores de Bateladas Sequenciais
SS	Sólidos Em Suspensão
SST	Sólidos Suspensos Totais
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
ST	Sólidos Totais
STV	Sólidos Totais Voláteis
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket (Reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo)
UFOPA	Universidade Federal do Oeste do Pará

# SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	11
<b>2 OBJETIVOS</b> .....	13
2.1 Objetivo Geral .....	13
2.2 Objetivos Específicos .....	13
<b>3 REVISÃO BIBLIOGRAFICA</b> .....	14
3.1 Produção de águas residuárias – Aspectos Gerais .....	14
3.2 Histórico .....	14
3.3 Tipos de tratamento .....	16
3.3.1 Níveis do tratamento de esgotos .....	16
3.3.2 Sistemas de tratamento biológico .....	17
3.4 Sistemas biológicos de tratamento anaeróbio .....	18
3.4.1 Digestão anaeróbia .....	19
3.4.2 Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo - UASB .....	19
3.5 Sistemas biológicos de tratamentos aeróbios .....	21
3.6 Remoção de constituinte de esgoto .....	23
3.7 Uso de meio suporte em tratamento biológico .....	24
<b>4 MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	26
4.1 Áreas de estudo .....	26
4.2 Caracterização dos sistemas .....	27
4.3 Meio suporte <i>Luffa cylindrica</i> para formação de biofilme .....	28
4.4 Procedimento analítico .....	29
4.5 Análise de dados estatísticos .....	29
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	30
5.1 Potencial Hidrogeniônico - pH .....	30
5.2 Alcalinidade .....	31

5.3 Ácidos Graxos Voláteis – AGV .....	32
5.4 Nitrogênio Total Kjeldahl - NTK.....	34
5.5 Nitrogênio Amoniacal .....	35
5.6 Nitrito e Nitrato .....	36
5.7 DQO total .....	38
5.8 Fósforo Total e Ortofosfato.....	39
5.9 Fração de Sólidos .....	41
<b>6 CONCLUSÕES.....</b>	<b>46</b>
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>47</b>

## 1 INTRODUÇÃO

O início da segunda década do século XXI, vem acompanhada de constantes preocupações com o meio ambiente, as quais destacam-se as mais diversas atividades humanas sobre o planeta Terra, configurando de forma insustentável, desrespeitando a capacidade de suporte de muitos recursos naturais (BARRET e ODUM, 2007). Dentre os problemas ambientais que constitui impasse à sustentabilidade ambiental destaca-se a degradação dos ecossistemas aquáticos, afetando a disponibilidade de água de qualidade.

O lançamento indiscriminado de efluentes contendo matéria orgânica, substâncias tóxicas, organismos patogênicos e nutrientes acarretam vários danos ao ambiente aquático e à saúde humana. Conjuntamente, a estes lançamentos, podem surgir a eutrofização dos corpos hídricos, favorecendo a proliferação de cianobactérias que produzem toxinas, as quais promovem doenças (CALIJURI, 2006), além do alto crescimento de algas e macrófitas aquáticas resultando na depleção do oxigênio dissolvido do corpo receptor (RAHIMI, 2011).

Diante deste cenário o avanço da tecnologia no setor de saneamento básico tem buscado a geração de alternativa para tratamento de esgotos, numa tentativa de obter sistema de tratamento compacto de fácil operação e de baixo custo. A busca de sistemas anaeróbios seguidos de aeróbios tem sido um constante desafio para estudiosos e pesquisadores da área de saneamento (MOURA e TERAN, 2009), uma vez que busca-se obter as vantagens de ambos os processos.

Nos sistemas anaeróbios, destacam-se os reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket – UASB*) nos quais altas concentrações de biomassa são mantidas, possuem assim elevado tempo de retenção de sólidos e detenção hidráulica de curta duração (GRADY; DAIGGER; LIM, 1999). Entretanto, eles não promovem a eliminação de nutrientes e organismos patogênicos, necessitando assim, um pós tratamento, onde os sistemas de Reatores de Bateladas Sequencias – RBS apresentam como uma ótima solução para a problemática citada (OLIVEIRA, 2012).

Os sistemas conjugados anaeróbio-aeróbio têm-se apresentado como uma alternativa bastante promissora para a remoção de material carbonáceo e nutrientes. Em condições favoráveis, essa combinação oferece grandes vantagens quando comparados aos sistemas de lodos ativados convencionais, pois produzem efluentes de boa qualidade,

a custos de implantação e de operação consideravelmente reduzidos (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999).

Sendo assim, teoricamente, existem vantagens na combinação de processo anaeróbio seguido de aeróbio. O pré-tratamento anaeróbio diminui a carga orgânica afluente no reator aeróbio, reduzindo, no sistema, o consumo de energia e a produção de lodo, além da remoção de nutrientes, produzindo efluente de acordo com os padrões de lançamento.

No intuito de otimizar o desempenho destes processos, a utilização de meio suporte para o crescimento do biofilme microbiano tem sido bastante estudado pela comunidade científica pelas diversas vantagens oferecidas como aumento na velocidade de conversão de produtos poluentes em substâncias reduzidas livres de poluição e efluentes de boa qualidade.

Nesse aspecto, a presente proposta busca tratar esgotos sanitários através da combinação do reator UASB seguido de Reator em Bateladas Sequenciais com biomassa aderida e dispersa, com a finalidade de remover constituintes físicos e químicos poluidores.

## 2 OBJETIVOS

### 2.1 Objetivo Geral

Tratar águas residuárias em sistemas combinados anaeróbio-aeróbio, verificando o desempenho do reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) no pré-tratamento, seguido de pós-tratamento em Reatores de Bateladas Sequenciais (RBS) com biomassa aderida e dispersa, com a finalidade de remover matéria orgânica, sólidos e nutrientes.

### 2.2 Objetivos Específicos

- Verificar o desempenho na remoção de sólidos, nutrientes e matéria orgânica no efluente dos sistemas de tratamento estudado;
- Realizar o monitoramento físico e químico do sistema combinado anaeróbio-aeróbio;
- Avaliar o desenvolvimento do biofilme aderido ao material suporte (*Luffa Cylindrica*);
- Verificar a viabilidade de nitrificação e desnitrificação no mesmo reator, operado em reatores de bateladas sequenciais.

## **3 REVISÃO BIBLIOGRAFICA**

### **3.1 Produção de águas residuárias – Aspectos Gerais**

A preocupação com o descarte inadequado de águas residuárias contribui com a degradação dos recursos naturais refletindo na qualidade dos ecossistemas, assim como, na qualidade de vida da população. A interferência da poluição nos ecossistemas, exige soluções que bloqueiam os subprodutos do descarte desses efluentes, produtos tóxicos e nutrientes como N e P, fato que, deve-se propor medidas corretivas e um estudo mais aprofundado dessa relação, principalmente no que se refere a uma adequada coleta e tratamento de águas residuárias (DANTAS et al., 2012).

Segundo IBGE (2010), os municípios brasileiros apresentam apenas 55% de coleta de esgoto e 22% apresentam algum tipo de tratamento, esses índices demonstram quanto é ineficiência a distribuição desses recursos aliados a infraestrutura precária das cidades para receber esse tipo de engenharia.

Para isso é necessário adequar esses despejos associados aos aspectos da legislação, a visto disso, temos no Brasil a Resolução CONAMA 430/2011 alterada e parcialmente complementar da resolução 357/2005, que estabelece diretrizes e parâmetros de tratabilidade dos efluentes, que serão despejados no corpo hídrico seja de águas salubres ou águas doces. Vale ressaltar que o tratamento adequado das águas residuárias utilizando os padrões de lançamento é uma forma de obter efluentes para reuso produtivo na agricultura, nas industriais e de outros usos múltiplos, representando solução aos problemas de poluição e escassez de recursos hídricos (MOTA & VON SPERLING, 2009).

### **3.2 Histórico**

A definição de águas residuárias se aplica aos despejos líquidos ou efluentes, compreendendo o esgoto doméstico, os efluentes industriais e as águas pluviais, assim como, os sistemas de esgoto sanitário podem ser entendidos como os esgotos domésticos, águas servidas (NETTO *et al.*, 1998). Desse modo, estão sendo construídos outras concepções dos usos múltiplo de qualidade de águas e ampliação de seu reuso,

consistindo-se também em esgoto doméstico, a denominação de *águas cinzas*, sem a presença do esgoto fisiológico (DIAS *et al.*, 2012).

Com a intensificação da produção das águas residuárias, a cobertura pela coleta e tratamento foi crucial estabelecer condições salubres nas cidades. A evolução do tratamento de esgoto é antiga, inicialmente os métodos de tratamento de esgoto foram desenvolvidos sob a ótica da saúde pública e descargas de poluentes no meio ambiente, além disso, as cidades desenvolveram e, com isso a escassez de áreas para o tratamento e disposição ocorreu por volta de 1900, portanto os métodos de tratamento tinham como objetivo a remoção de sólidos suspensos e flotáveis, orgânicos biodegradáveis e eliminação de patogênicos (METCALF & EDDY, 2011).

A partir disso, as tecnologias anaeróbias e aeróbias surgiram com o intuito de aperfeiçoar a remoção desses constituintes em escalas maiores de tratamento, isso a partir da década de 70. Em relação aos processos anaeróbios iniciou os sistemas de tratamento por lagoa de estabilização e filtros biológicos. A partir do começo da década de 80, iniciou no país os estudos para a utilização do reator anaeróbio UASB, desenvolvido na Holanda por Gatzke Lettinga e colaboradores, para o tratamento de esgotos sanitários (SOBRINHO & JORDÃO, 2001).

No Brasil o reator anaeróbio de fluxo ascendente de manta de lodo (UASB) foi denominado inicialmente de digestor anaeróbio de fluxo ascendente (DAFA), outros avanços aplicados desse sistema ao tratamento de águas residuárias domésticas iniciaram em 1976 com novas discussões sobre sua tecnologia e seus testes em países desenvolvidos, atualmente o UASB é bastante difundido e aplicado ao tratamento de diversos tipos de águas residuárias (DEZOTTI, 2008).

Com o objetivo de aumentar a eficiência do tratamento de águas residuárias iniciou-se nas primeiras décadas do século XX, o desenvolvimento do tratamento secundário, caracterizado pelo uso de processos biológicos para a otimização da remoção de matéria orgânica - lodos ativados (VAN HAANDEL, 1999). Logo, os sistemas de lodos ativados é o mais utilizado em processos aeróbios, sendo desenvolvido por Arden e Locket em 1914, Irvine operando uma unidade experimental com enchimento e descarte para o tratamento de esgoto, o chamou de reator sequencial em batelada, em 1971 (REISDÖRFER, 2011).

### 3.3 Tipos de tratamento

As consequências dos lançamentos de esgotos ao corpo d'água requerem um nível de tratamento e eficiência do sistema. De modo que, as escolhas do tipo de tratamento serão sempre em função de suas características de uso nos pontos a jusante de lançamento, da capacidade de autodepuração e fatores das legislações (JORDÃO e PESSOA, 2014).

#### 3.3.1 Níveis do tratamento de esgotos

Usualmente são classificadas as diferentes fases de tratamento convencional em: Tratamento Preliminar, Primário, Secundário e Terciário. O tratamento preliminar compreende a remoção de sólidos grosseiros e areia, via de regra os mecanismos de remoção são físicos, enquanto que, no tratamento primário à remoção ocorre em unidades de sedimentação como, os sólidos em suspensão sedimentáveis e flutuantes, em seguida, no tratamento secundário, a matéria orgânica dissolvida e em suspensão é removida por diferentes tipos de tratamento, de forma a acelerar os mecanismos de degradação, e por fim, a remoção de nutrientes específicos e de desinfecção, que configura-se como o tratamento terciário (VON SPERLING, 2005).

Na tabela 1 são descritas as operações, processos e os sistemas de tratamento de águas residuárias utilizados frequentemente na remoção de poluentes.

Tabela 1: Principais tipos de tratamento de esgoto domésticos na remoção de poluentes.

Nível de tratamento	Processo Unitário	Remoção
Preliminar	Gradeamento	Sólidos em Suspensão (madeiras, trapos, folhas, etc.)
Primário	Remoção de areia	Areia, Silte e etc.
	Separação de óleo	Óleo e espuma oleosa
	Sedimentação	Sólidos em Suspensão DBO em suspensão (associada à matéria orgânica dos sólidos em suspensão)

Secundário	Lagoas de Estabilização Lodos ativados e variações Sistemas Anaeróbios Disposição no solo	Matéria Orgânica Biodegradável Eventualmente nutrientes
Terciário	Processos oxidativo avançados Lagoas de maturação de alta taxa	Organismos Patogênicos Nitrogênio Fósforo

Fonte: Adaptado de JORDÃO & PESSOA (2011) e VON SPERLING (2005).

### 3.3.2 Sistemas de tratamento biológico

Os processos de tratamento biológico baseiam-se na reprodução dos processos naturais, que ocorrem em um corpo d'água após o despejo dos efluentes, no processo natural ocorre a conversão da matéria orgânica em produtos mineralizados, fenômeno denominado de autodepuração, logo os mesmos processos de tratamento são produzidos em estações, contudo emprega-se a introdução de tecnologia, em condições controle e taxas mais elevadas (VON SPERLING, 1996).

Esses sistemas consistem fundamentalmente na capacidade dos diversos microrganismos transformar os compostos orgânicos biodegradáveis em subprodutos, sendo na forma de sólidos, lodo biológico; líquida (água) e gasosa,  $\text{CO}_2$  e  $\text{CH}_4$ , estes compostos dependem da atividade microbiana da biomassa presente nos sistemas, processos caracterizados em aeróbio ou anaeróbio, respectivamente (CHERNICHARO, 2007).

O processo anaeróbio atua no tratamento de águas residuárias sem a presença de oxigênio, enquanto que o aeróbio com a presença de oxigênio, tais sistemas serão abordados a seguir, utilizando reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo – UASB e lodos ativados em sistemas aeróbios, reatores de bateladas sequenciais - RBS. Segundo Cesano (2016), a remoção dos constituintes orgânicos irá depender das formas

de tratamento biológico, uma vez que, as águas residuárias detêm de diferentes características conforme com o tipo de efluente, sendo doméstico e industrial.

### **3.4 Sistemas biológicos de tratamento anaeróbio**

O tratamento das águas residuárias por via anaeróbia mostra-se eficiente, visto que, atuam sem a presença de oxigênio na remoção de matéria orgânica e sólidos. Chernicharo (2007), comenta que esses sistemas consistem fundamentalmente na capacidade de diversos microrganismos transformarem os compostos orgânicos em subprodutos na forma de lodo biológico e gás e depende da atividade microbiana da biomassa presente nesses processos, além disso, esses sistemas tornam-se eficientes, pois nesse processo os compostos orgânicos apresentam facilidade de biodegradação.

No tratamento anaeróbio de águas residuárias, o avanço em pesquisas com reatores de alta taxa apresenta alto desempenho, caracterizado pela grande quantidade de biomassa dentro de seu sistema (ANDRADE, 2012). O uso desses reatores em processos anaeróbios, contempla três fatores fundamentais: 1) o acúmulo de biomassa no interior do reator em função da sedimentação ou recirculação dos sólidos; 2) o contato entre a biomassa e a alimentação do afluente no sistema; 3) a elevada atividade dos microrganismos pode ser mantida nesses reatores, mesmo operando-os com baixos tempos de detenção hidráulica – TDH (JORDÃO & PESSÔA, 2005; CHERNICHARO, 2007).

De acordo com SANT'ANNA JR (2010), tratando-se de reatores anaeróbios a maior parte da matéria orgânica biodegradável é convertida em biogás, isso porque a conversão da biomassa microbiana é pequena gerando lodo no sistema, o material não degradado é despejado junto ao efluente final.

Dessa forma, a eficiência do tratamento anaeróbio de esgotos domésticos inclui faixa de remoção de DQO entre 40 a 75% e de DBO na faixa de 45 a 85% demandando de um pós-tratamento para condições de reuso e lançamento. Limitando-se a capacidade de remoção de matéria orgânica, nutrientes e patógenos a tecnologia anaeróbia, ainda assim apresenta vantagens quanto ao baixo custo de implantação e operação, com sistemas compactos, ligados a redução de sólidos e ambientes de clima quente (JORDÃO & PESSOA, 2014; CHERNICHARO, 2001).

### 3.4.1 Digestão anaeróbia

A digestão anaeróbia é um sistema complexo de conversão da matéria orgânica em condições de ausência de oxigênio em processos fermentativos, com a finalidade de remover a matéria orgânica e formar biogás, processo que ocorre em diferentes ambientes naturais onde oxigênio, nitrato ou sulfato encontram-se disponíveis como aceptores de elétrons (CHERNICHARO, 2007).

Com a aplicabilidade nos sistemas anaeróbios de tratamento de águas residuárias, a digestão anaeróbia apresenta-se com uma alternativa atraente para diversos tipos de tratamento de esgoto industrial e sanitário. Nesse processo os microrganismos participam da decomposição anaeróbia distinguindo-se em quatro etapas principais: Hidrólise, Acidogênese, acetogênese e metanogênese.

Além disso podem ser divididos em três importantes grupos de bactérias, de acordo com Chernicharo (2007):

- 1) o primeiro grupo é composto de bactérias fermentativos que transformam por hidrólise as macromoléculas (proteínas, carboidratos e lipídios) em monômeros (aminoácidos, açúcares e ácidos graxos de cadeia longa).
- 2) na etapa posterior temos acidogênese, os subprodutos gerados da etapa hidrolítica são convertidos em compostos simples como os ácidos graxos acéticos, por meio de um grupo diversificado de bactérias acidogênicas extremamente importante para evitar que o oxigênio dissolvido, inocule junto com o excesso de lodo digerido intoxique as bactérias metanogênicas na última fase do processo.
- 3) a terceira fase é acetogênica, onde os produtos da acidificação são transformados em moléculas como ácido acético, hidrogênio e ácidos orgânicos por bactérias acetogênicas.
- 4) a última fase compreende a metanogênese onde os produtos finais da fermentação ácida são convertidos em produtos gasosos estáveis que desprendem da fase líquida ( $\text{CH}_4$  e  $\text{CO}_2$ ), essa é a fase onde ocorre a efetividade da remoção do material orgânico.

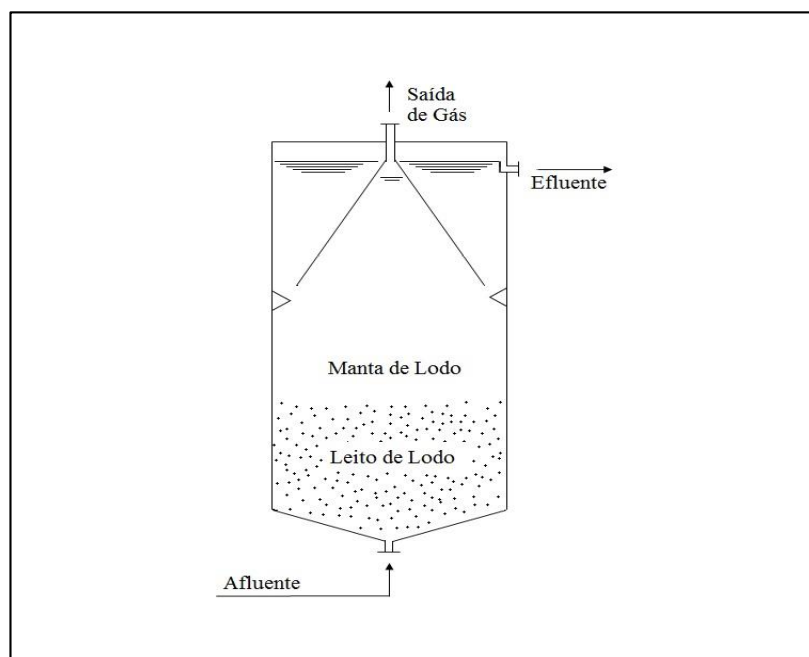
### 3.4.2 Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo - UASB

O desenvolvimento dos reatores de manta de lodo contribuiu para experiências bem-sucedidas em diversas localidades do Brasil, configurando-se como alternativa de

tratamento. Viabilizando uma combinação de vantagens que possibilitaram a sua utilização em diferentes tipos de águas residuárias, com adoção em larga escala, principalmente na minimização dos custos de tratamento com baixa produção de lodo (RODRIGUES *et al.*, 2010).

O sistema UASB funciona por fluxo ascendente, o efluente ao entrar no reator encontra-se com o leito de lodo, pequenos grânulos formados a partir do contato do efluente com as diversas espécies microbianas, logo a um desenvolvimento e concentração de microrganismos anaeróbios denominada de manta de lodo, essa biomassa dispersa contribuiu com a eficiência de remoção de matéria orgânica e sólidos, na parte superior do reator apresenta uma estrutura que garante a manutenção do lodo dentro do sistema e com a finalidade de separar os gases, a parte sólida e líquida chamada de separador trifásico, em seguida temos o coletor de gases para posterior reaproveitamento de energia (LIMA, 2006; CHERNICHARO, 2007).

De acordo com Von Sperling (2005) o crescimento de biomassa no sistema é bastante elevado e a retenção da biomassa dentro do reator impede que este saia com o efluente contribuindo com a acumulação de sólidos e a idade de lodo, destaca-se que o separador trifásico auxilia nessa divisão onde os gases não entrem na zona de sedimentação, como consequência o efluente sai do compartimento de sedimentação relativamente clarificado e mantida a concentração de biomassa.



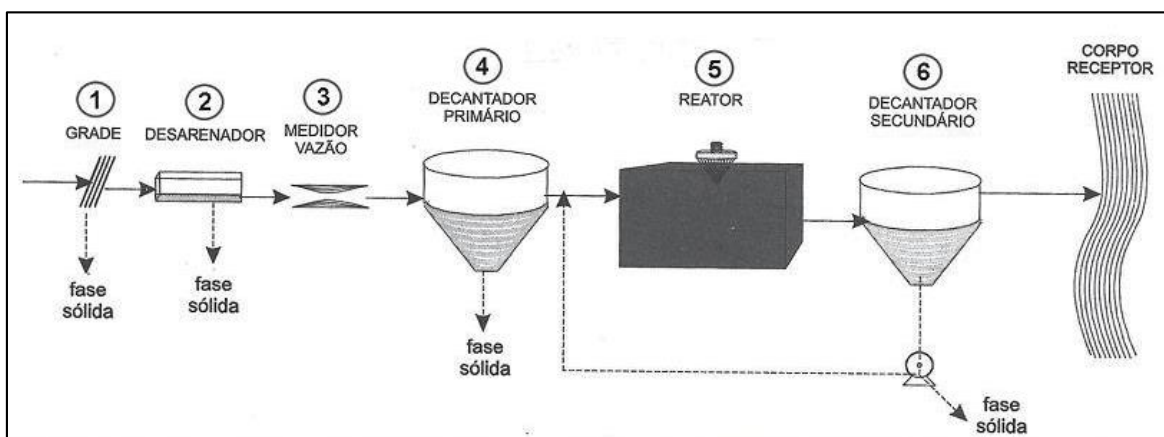
**Figura 1:** Esquema de um reator de manta de lodo (UASB) adaptado de CHERNICHARO (2007).

Ao entrar em contato com a manta de lodo, o efluente é misturado com a matéria orgânica, iniciando a digestão anaeróbia, nesse momento ocorre a quebra dos sólidos orgânicos suspensos, em material biodegradável e digerido, após esse processo tem-se a produção de biogás e o crescimento da biomassa bacteriana, além de outros constituintes, ressalta-se que são observados para o monitoramento e operação desses reatores: a carga orgânica volumétrica, a carga hidráulica volumétrica, o TDH, a carga biológica, a velocidade ascensional, e a produção do lodo (HAMERSKI, 2012).

### 3.5 Sistemas biológicos de tratamentos aeróbios

Dentre os processos de tratamento aeróbio de esgoto, o sistema de lodo ativado convencional é o mais conhecido e estudado. Compreende basicamente um, tanque de aeração seguido de um sedimentador com recirculação de lodo (METCALF & EDDY, 2003).

Onde o lodo de retorno do decantador secundário adentra ao reator aeróbio (tanque de aeração) juntamente com as águas residuárias brutas ocorrendo as reações bioquímicas, conforme ilustrado na Figura 2, desenvolvendo-se a biomassa que utiliza o substrato que se encontra no esgoto bruto, dessa forma ocorre a remoção de matéria orgânica sob determinadas condições de nutrientes (nitrogênio e fósforo). No decantador ocorre a separação da fase sólida da líquida, onde parte do lodo é recirculado e a outra descartada, com o objetivo de manter a idade do lodo ideal para o desenvolvimento dos microrganismos e eficiência do sistema (NUNES, 2012).



**Figura 2:** Sistema Convencional de Lodos Ativados

**Fonte:** Von Sperling, 2005.

Os Sistemas Convencionais de Lodos Ativados, conforme ilustrado na Figura 2, é composto por 6 etapas, sendo elas formadas inicialmente pela primeira etapa (preliminar) onde os mecanismos básicos de remoção são de ordem física, sendo que o fluxo típico do esgoto nesse nível de tratamento corresponde à passagem do efluente em uma grade (1) (para remover sólidos grosseiros), em um desarenador (2) (para remover areia, através do processo de sedimentação) e por um medidor de vazão (3) (VON SPERLING, 2005).

Em seguida, vem a tratamento primário, contendo o decantador primário (4) onde o líquido passa vagarosamente, permitindo que os sólidos em suspensão se depositem paulatinamente no fundo. A massa de sólidos que se forma é chamada de lodo primário bruto. Ao mesmo tempo, os sólidos flutuantes, como graxas e óleos, sobem para a superfície dos decantadores. Dessa forma, estes são coletados e removidos do tanque para posterior tratamento. E por fim o tratamento secundário, onde destina-se à remoção de matéria orgânica dissolvida e matéria orgânica em suspensão, composto por Tanque de aeração (5) seguido de um decantador secundário (6), posteriormente despejado num corpo receptor (VON SPERLING, 2005).

O lodo ativado consiste basicamente de microrganismos que são capazes de degradar e metabolizar os principais contaminantes das águas residuárias, onde o mesmo, é formada, principalmente, por bactérias (heterotróficas aeróbias, autotróficas nitrificantes, heterotróficas desnitrificantes, entre outras), fungos, protozoários e rotíferos e alguns metazoários (MCKINNEY, 2004; BENTO, 2005). Os fungos são indesejáveis ao tratamento, porque dificultam a boa formação dos flocos, tendo, em geral, forma filamentosa. As bactérias são os microrganismos de maior importância, pois são elas que realizam a estabilização da matéria orgânica e são responsáveis pela formação dos flocos, através da conversão da matéria biodegradável em novo material celular, CO<sub>2</sub>, água e outros (JORDÃO & PESSOA, 2005)

Von Sperling (1996), descreve que os processos de tratamento aeróbio podem ser divididos em: (a) Processos com biomassa suspensa – onde a biomassa cresce de forma dispersa no meio líquido, sem nenhuma estrutura de sustentação; (b) Processos com biomassa aderida – onde a biomassa cresce aderida a um meio suporte, formando um biofilme.

Dentre as principais opções tecnológicas pesquisadas para o pós-tratamento de efluentes de UASB no Brasil, os reatores em bateladas sequenciais (RBS) são muito empregados (ALÉM SOBRINHO, 1983; VAN HAANDEL; MARAIS, 1999). Sendo que

no tratamento biológico através de reatores de bateladas sequenciais, cada reator tem um ciclo operacional (batelada) composto de cinco períodos: enchimento, reação, sedimentação, período de descarte do sobrenadante e período de repouso, conforme ilustrado na Figura 3 (METCALF & EDDY, 2003; BHUVANESH *et al.*, 2013). Sendo que essa combinação entre reator anaeróbio diminui a carga orgânica afluyente no reator aeróbio, reduzindo, no sistema, o consumo de energia e a produção de lodo, além da remoção de nutrientes, produzindo efluente de acordo com os padrões de lançamento.



**Figura 3:** Ciclo de Funcionamento do Reator em Bateladas Sequenciais

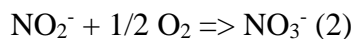
### 3.6 Remoção de constituinte de esgoto

Nos sistemas biológicos a remoção de nitrogênio é realizada por meio de processos de nitrificação e desnitrificação. Sendo a etapa da nitrificação dividida em duas fases: nitritação e nitratação. Na nitritação o nitrogênio amoniacal ( $\text{NH}_3$  e  $\text{NH}_4^+$ ) é oxidado a nitrito (Equação 1). A nitratação consiste na conversão do nitrito a nitrato (Equação 2). Em seguida, este é reduzido a gás nitrogênio ( $\text{N}_2$ ) (desnitrificação).

A nitrificação ocorre na presença de oxigênio molecular dissolvido e de bactérias nitrificantes quimioautotróficas que utilizam  $\text{CO}_2$  como fonte de carbono. A oxidação dos compostos nitrogenados funciona como fonte de energia para essas bactérias (METCALF & EDDY, 2003).

As equações 1 e 2 representam o processo de nitritação e nitratação, respectivamente.





Essa remoção do nitrogênio deve respeitar os limites exigidos para o lançamento em corpo hídrico do CONAMA 357/2005 de 1,0 mg/L N para nitrito e 10,0 mg/L N para nitrato. Além disso deve atender os limites para nitrogênio amoniacal total de 20,0 mg/L N de acordo com o CONAMA 430/11

Os principais gêneros de bactérias responsáveis pela nitrificação são *Nitrosomonas*, *Nitrosocystis*, *Nitrosospira*, *Nitrosococcus*, *Nitrosolobus*, *Nitrosogloea* e *Nitrosovibrio*. A nitrificação ocorre pela ação das bactérias do gênero *Nitrobacter*, estando presentes também os gêneros *Nitrocystis*, *Nitrococcus*, *Nitrospira* e *Nitrospina* (RITTMANN e McCARTY, 2001; BITTON, 2005).

No processo de remoção do fósforo, esse por sua vez, é realizado por microrganismos capazes de armazenar o fósforo em grandes quantidades em forma de polifosfatos. Porém para que ocorra a remoção do fósforo, faz-se necessário que existam duas fase subsequente, sendo elas, anaerobiose e aerobiose (OEHMEN et. al., 2005; CHEN et al., 2005; OEHMEN, 2010).

Outro aspecto de suma importância da remoção do fósforo é a chamada absorção em excesso de P pelo lodo, quando encontrado em condições operacionais adequadas prolifera-se um lodo com um teor de fósforo muito mais elevado que os 2,5% encontrado em sistemas convencionais (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999).

Além do fosforo e nitrogênio, o esgoto doméstico apresenta a matéria orgânica carbonácea, por sua vez determinada através da DBO<sub>5</sub>. Onde podemos verificar a demanda bioquímica de oxigênio, ou seja, a matéria orgânica biodegradável através de processos biológicos e químicos por processos de demanda química de oxigênio (DQO) (VON SPERLING, 2005). Segundo Lima (2005) os sistemas UASB apresentam remoção da DQO variando entre 55 à 70% de eficiência de remoção.

### **3.7 Uso de meio suporte em tratamento biológico**

O uso de meio suporte em sistemas de tratamentos biológicos acarreta vantagens, como unidades compactadas, devido o emprego de uma maior área superficial contendo biofilme, além de baixo consumo de energia. Outro benefício que esse tipo de processo favorece é a remoção biológica de nitrogênio dentro do sistema, pois acarreta no

desenvolvimento de organismos autotróficos nitrificantes e heterotróficos desnitrificantes (O'REILLY et al., 2008).

O desenvolvimento de biofilme por organismos autotróficos e heterotróficos pode suceder em materiais com as mais variadas características como partículas sólidas, madeiras, plásticos, metais, vidro, entre outros materiais (KOKARE et al., 2009), porém para determinar a escolha de qual material se fará uso, deve-se avaliar qual deles favorecerá o melhor crescimento do organismo, como as características físicas, rugosidade, porosidade e tamanho dos poros (WOLFF et al., 2010).

Um dos materiais mais utilizados atualmente como meio suporte no tratamento biológico com biomassa aderida é a espuma de poliuretano, onde mantêm os constituintes necessários para o desenvolvimento de metabolismo bacteriano (GARCIA, 2008; WOSIACK, 2015).

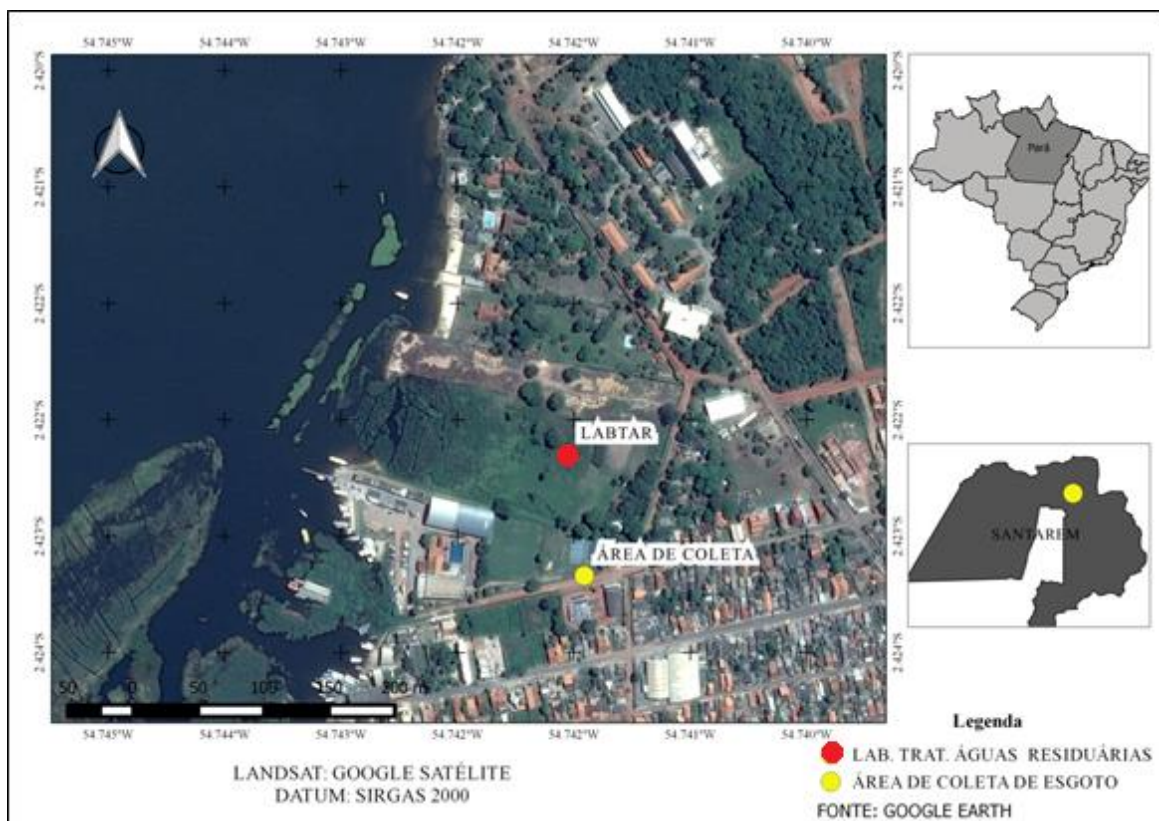
Outro material que se destaca como material suporte é a bucha vegetal (*Luffa cylindrica*). Essa por sua vez, por ser um material natural, tem finalidade biotecnológica com as mais variadas aplicações, e utilizada com sucesso desde 1993 como matriz para imobilização de células biológicas (SAEED & IQBAL, 2013). Este tipo de material apresenta características ideais como: elevada porosidade, propriedades físicas estáveis, biodegradabilidade, não-toxicidade, elevada área de superfície e baixo custo (YU-KUO, 1998). Estes conjuntos de características indicam a bucha vegetal como uma boa alternativa aos materiais suportes utilizados.

Assim, é possível observar que o uso de material suporte em sistemas biológico, vem acarretando grandes benefícios nos tratamentos de águas residuárias, como remoção de nitrogênio, fósforo e matéria orgânica, quando utilizado em reatores tanto aeróbios, quanto anaeróbios.

## 4 MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1 Áreas de estudo

O experimento foi instalado e conduzido no Laboratório de Tratamento de Águas Residuárias – LabTAR, pertencentes ao curso de Bacharelado em Engenharia Sanitária e Ambiental em escala de bancada localizado em área pertencente à Universidade Federal do Oeste do Pará (UFOPA) próximo a unidade Tapajós, no município de Santarém – PA.

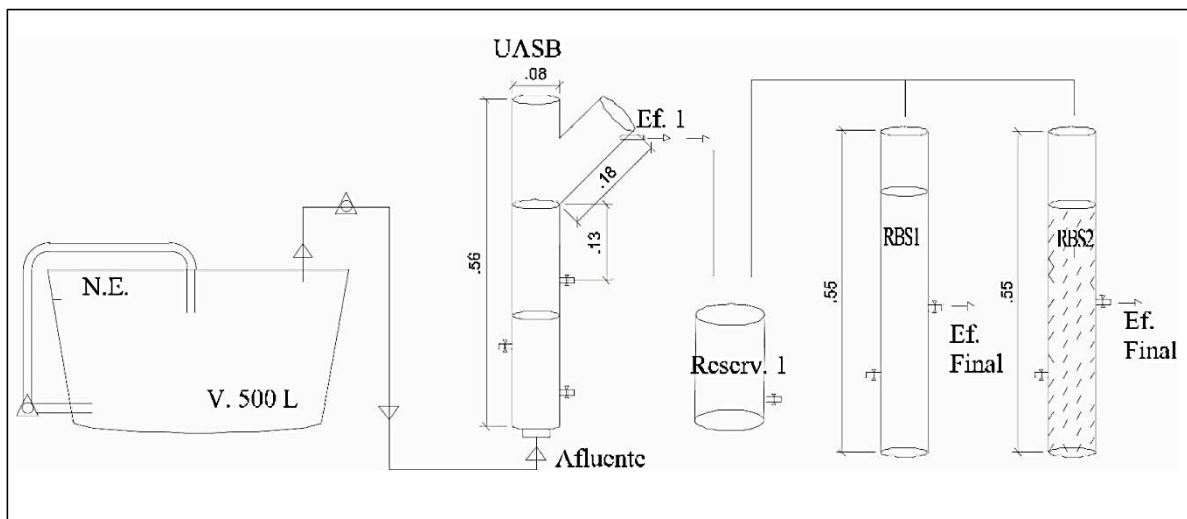


**Figura 4:** Mapa de localização do experimento e coleta de esgoto.

O esgoto afluyente foi proveniente das redes de esgotamento disponíveis na cidade de Santarém. Estes esgotos foram coletados e transportados aos sistemas experimentais. Onde são estabelecidos o volume de tratamento de esgotos conforme demanda do estudo investigado.

## 4.2 Caracterização dos sistemas

Para realização da pesquisa, foram utilizados sistemas experimentais, conforme mostra a Figura 5. Os sistemas experimentais foram conduzidos paralelamente, e de forma subsequente foram investigadas as possíveis variações de estudos de carga orgânicas e nitrogenadas aplicadas.



**Figura 5:** Esquema de funcionamento do sistema combinado Anaeróbio-Aeróbio.

As unidades experimentais utilizadas para o experimento foram:

1 reservatório apoiado de polietileno com capacidade de 500L

1 reator UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) com capacidade de 3,3 L, construído em PVC, com uma vazão de 13,4 L/dia de esgoto e tempo de detenção hidráulica de aproximadamente 12h.

1 RBS1 com biomassa dispersa com capacidade total de 4 litros, com tempo de detenção hidráulica de 6hs por batelada.

1 RBS2 com biomassa immobilizada em suporte natural de *Luffa cylindrica* com capacidade total de 4 litros, com tempo de detenção hidráulica de 6hs por batelada.

1 compressor de ar, onde na base de cada reator (RBS) foi instalado um difusor de ar para uniformizar a aeração.

Na Figura 5 encontra-se especificado o nível de esgoto (NE) no reservatório maior, que alimenta o reator UASB pelas bombas dosadoras instaladas no sistema, o

efluente (Ef) do UASB é armazenado em um reservatório menor (Reserv), sendo este efluente colocado aos reatores RBS1 e RBS2.

A Tabela 1 apresenta os períodos do ciclo operacional do Reator em Bateladas Sequencias que foram monitorados durante o período experimental.

Tabela 2 - Tempo de duração do ciclo operacional do RBS

Períodos	Duração do período (hora)	Tempo de Ciclo (%)
Enchimento	3,00(1)	16,6
Reação	2,00(2)	33,4
Sedimentação	0,84	14,0
Descarga	2,00	33,3
Repouso	0,16	2,70
Total	6,00	100

(1): No início da segunda hora de enchimento, inicia-se a aeração.

(2): Tempo de aeração contado a partir da segunda hora de enchimento.

O efluente do reator UASB alimentou por gravidade os reatores de bateladas sequenciais, de forma subsequente. Assim sendo, a vazão afluyente, a descarga do sobrenadante e o tempo de aeração foram controlados por equipamentos programados por circuito eletrônico (do tipo temporizador).

### 4.3 Meio suporte *Luffa cylindrica* para formação de biofilme

No sistema RBS2 fez se uso da bucha vegetal como meio suporte, onde a mesma, foi cortada em fragmentos de 3cm de altura para ser usada na formação do biofilme (Figura 6), com um preenchimento de 100% do reator. Esse meio suporte apresenta um volume vazio segundo Henrique (2010) de 92%.



**Figura 6:** Material usado como meio suporte nos reatores.

#### 4.4 Procedimento analítico

As avaliações e acompanhamento dos sistemas operados foram monitorados por meio de análises físicas e químicas. Para as análises físicas e químicas foram coletadas amostras do reservatório de armazenamento do esgoto bruto, dos reatores UASB e RBS's. A Tabela 2 mostra as variáveis analisadas e os métodos utilizados.

As determinações químicas efetuadas durante o período experimental seguiram as recomendações do APHA (2012). No entanto, ácidos graxos voláteis e alcalinidades foram determinados com base no método Kapp descrito por Buchauer (1998) e as determinações de nitrato pelo método descrito por Rodier *et al.* (1975).

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

Variáveis	Métodos Analíticos	Referência
*DQO (mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> )	Titulométrico Refluxação Fechada	5220 C. / APHA <i>et al.</i> (2012)
Ph	Potenciométrico	4500 / APHA <i>et al.</i> (2012)
Temperatura (°C)	-	2550 / APHA <i>et al.</i> (2012)
Alcalinidade Total (mgCaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )	Kapp	BUCHAUER (1998)
Alcalinidade AGV(mg.L <sup>-1</sup> )	Kapp	BUCHAUER (1998)
Nitrato (mgN-NO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )	Salicilato de Sódio	RODIER <i>et al.</i> (1975)
Nitrito (mg N-NO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> )	Colorimétrico Diazotização	4500-NO <sub>2</sub> B. / APHA <i>et al.</i> (2012)
Amônia (mgN-NH <sub>4</sub> .L <sup>-1</sup> )	Semi-Micro Kjeldahl	4500-NH <sub>3</sub> / APHA <i>et al.</i> (2012)
*NTK (mgN-NTK.L <sup>-1</sup> )	Semi-Macro Kjeldahl	4500-NTK / APHA <i>et al.</i> (2012)
Fósforo e Frações (mg.L <sup>-1</sup> )	Ácido Ascórbico	4500-P E./ APHA <i>et al.</i> (2012)
*SST (mg.L <sup>-1</sup> )	Gravimétrico	2540 D. / APHA <i>et al.</i> (2012)
*SSV (mg.L <sup>-1</sup> )	Gravimétrico	2540 E. / APHA <i>et al.</i> (2012)

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

#### 4.5 Análise de dados estatísticos

A análise de dado, foi realizado com auxílio do Software Microsoft Excel, no qual através do mesmo foi tabulado os dados coletados, para que posteriormente fossem gerado os gráficos e tabelas. No mesmo software, foram realizados as análises estatística, como ANOVA à 5% de Significância.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

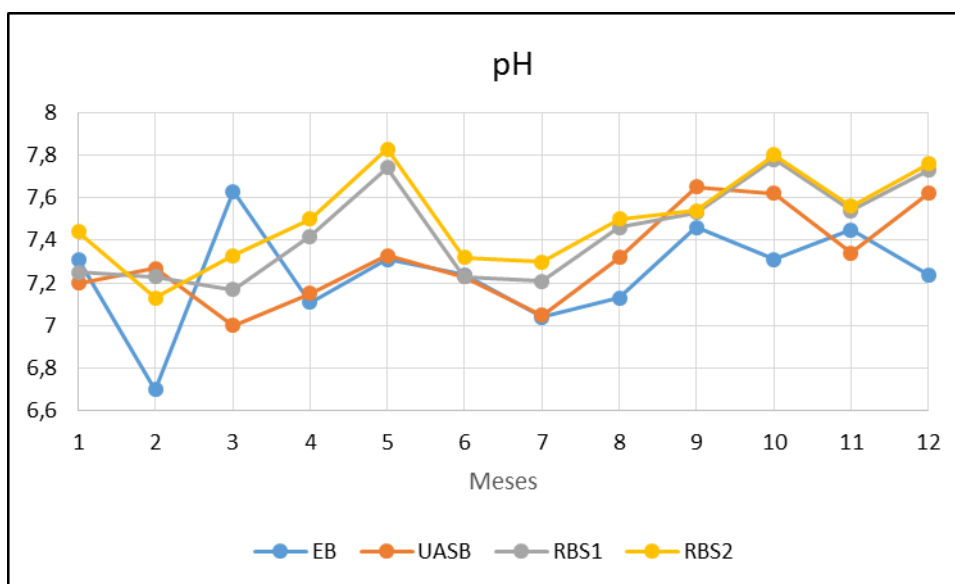
Neste capítulo são apresentados os resultados referentes a 12 meses da pesquisa, ao qual se avaliou o pH, alcalinidade, AGV, NTK, N-amoniacal, nitrato, nitrito, fósforo total, ortofosfato e análises de sólidos e suas frações.

### 5.1 Potencial Hidrogeniônico - pH

Avaliando o sistema anaeróbio de tratamento, o reator UASB apresentou pH com valor médio de 7,4 sendo que, para o EB o valor médio foi de 7,2. Logo manteve-se com poucas variações durante a operação, o que confirma a estabilidade operacional do sistema e para o desenvolvimento das reações químicas e bioquímicas no processo. Segundo Bitton (2005), o desenvolvimento das bactérias metanogênicas ocorre em pH ótimo entre 7,0 e 7,2 resultando em pH ideal na digestão anaeróbia. Santos e Marques (2015) afirmam que a influência do pH na formação de metano em processo anaeróbio, ocorre na faixa ótima entre 6,7 a 7,4, vale ressaltar, que a faixa ideal é diferente para as diversas populações de microrganismos que participam desse processo.

Na fase aeróbia de tratamento, onde realizou o tratamento do efluente proveniente do reator UASB, observou que os sistemas estudados não apresentaram variações de pH que pudessem comprometer ou influenciar de forma significativa o processo de tratamento aplicado, conforme observado na Figura 7. O RBS1 monitorado com biomassa dispersa e RBS2 que trabalhou com biomassa aderida, apresentaram valores de pH em torno de 7,8 e 7,5, respectivamente.

Resultados semelhante também foram encontrados por Agra (2009), onde trabalhou com reatores de bateladas sequenciais utilizando biomassa aderida e dispersa, e obteve em seu experimento uma média do pH próximo de 7,8. Esses valores de pH são relevantes, uma vez que o pH ótimo para *Nitrosomonas* está entre 7,8-8,0 e para *Nitrobacter* entre 7,3-7,5 (JETTEN et al., 1999; STROUS et al., 1999). Dinçer e Kargi (2000) relata que valores de pH situados entre 7,5 e 8,5 são descritos como faixas ideais na ocorrência da nitrificação. Em valores de pH inferiores a 6,5 a nitrificação praticamente cessa, por falta da amônia livre e alta da concentração de ácido nitroso.



**Figura 7:** Comportamento do pH verificado no Esgoto Bruto – EB, UASB, RBS1 e RBS2.

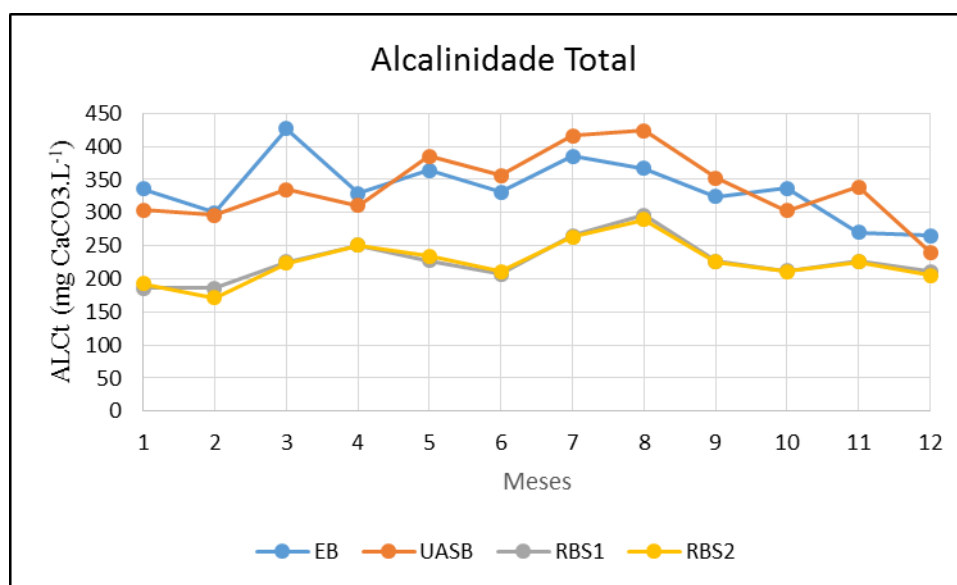
## 5.2 Alcalinidade

Para observar a estabilidade do reator UASB foi monitorada a concentração de Alcalinidade total que apresentou valor médio de  $338,43 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$  e para o esgoto bruto a concentração média foi de  $336,28 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ , dessa maneira, não comprometeu o funcionamento do sistema, visto que, atuou diretamente no tamponamento do pH. De acordo com Chernicharo (2007), a alcalinidade durante a digestão anaeróbia consiste na capacidade de neutralizar os ácidos formados no processo e também em tamponar o pH, caso ocorra a acumulação de ácidos voláteis no processo de tratamento.

Os resultados verificados para alcalinidade na fase aeróbia, foram os seguintes, para o RBS1 (biofilme disperso) e RBS2 (biofilme aderido em meio suporte) de  $226,73 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$  e  $225,25 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ , respectivamente, ocorrendo um consumo médio de alcalinidade de  $111,7 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$  e  $113,18 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ , respectivamente, demonstrando assim que não ocorreu uma diferença significativa entre os reatores, quando realizado o teste de variância ANOVA ao nível de 5% de significância, conforme observado na Figura 8. O que representou maiores valores de nitrogênio removido no processo por meio da nitrificação seguido da desnitrificação. Agra (2009), trabalhando com reator de biomassa dispersa e reator com biomassa aderida, em *Luffa cylindrica*,

alcançou resultados distintos com relação a alcalinidade, no qual obteve um efluente final com 282 e 190 mgCaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup>, respectivamente. Contudo seu experimento funcionou em regime contínuo e não em batelada.

Determinou-se que a alcalinidade no afluente e efluente do sistema combinado foi um fator importante para avaliar o desempenho na remoção de nitrogênio, uma vez que, a remoção ocorre no processo de nitrificação e a alcalinidade ajuda a manter o pH do meio. A faixa de pH ótimo para a nitrificação está entre 7,2 e 9,0 (METCALF & EDDY, 2003).



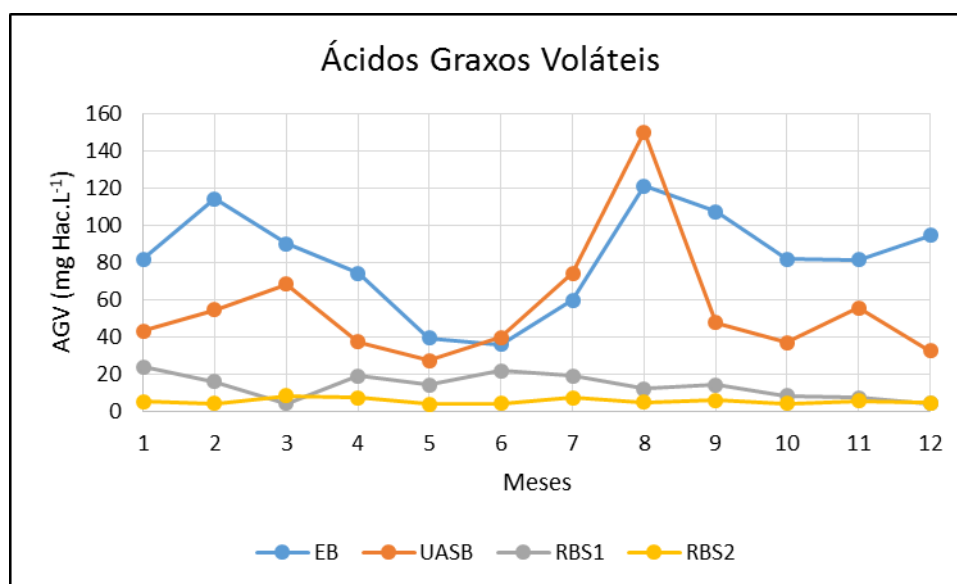
**Figura 8:** Comportamento da alcalinidade total verificada no Esgoto Bruto – EB, UASB, RBS1 e RBS2.

### 5.3 Ácidos Graxos Voláteis – AGV

Na fase anaeróbia, o sistema UASB apresentou uma concentração média de AGV de 55,77 mgHAc.L<sup>-1</sup> enquanto que, para o esgoto bruto a concentração média foi de 81,93 mgHAc.L<sup>-1</sup>, pode-se entender pelos valores encontrados que o resultado da alcalinidade no processo anaeróbio atuou diretamente no consumo de AGV do sistema UASB contribuindo na neutralização dos ácidos, formados no processo da digestão anaeróbia. Caseiro et al., (2006), trabalharam em estudo semelhante utilizando reator UASB no tratamento de esgoto sanitário, e obtiveram estabilidade em seu sistema, com valores de ácidos voláteis permanecendo abaixo de 200 mg.L<sup>-1</sup>, sendo que, altos valores de AGV no

esgoto bruto e baixos valores nos efluentes indicam equilíbrio no sistema, pois bactérias metanogênicas utilizam os ácidos voláteis intermediários.

Também foram observados a produção e o consumo de ácidos graxos voláteis (AGV) na fase aeróbia, onde os reatores RBS 1 e RBS 2 apresentaram um efluente final com concentração de 14,03 e 5,80 mgHAc.L<sup>-1</sup>, respectivamente, conforme demonstrado na Figura 9. O que representou uma taxa de consumo de 75% para reator com biomassa suspensa e 90% com biomassa aderida, podendo assim concluir, que o consumo de AGV está diretamente ligado no processo de nitrificação dos reatores, conforme observado nos resultados obtido pra Nitrito e Nitrato, posteriormente descrito. Além disso, os RBS 1 e RBS 2, apresentaram diferença significativa no seu processo de consumo de AGV, verificado pela ANOVA (5%), o que significa afirmar, que o uso de meio suporte colaborou para um maior consumo de AGV no sistema RBS 2.



**Figura 9:** Comportamento do Ácido Graxos Voláteis total verificado no Esgoto Bruto – EB, UASB, RBS1 e RBS2.

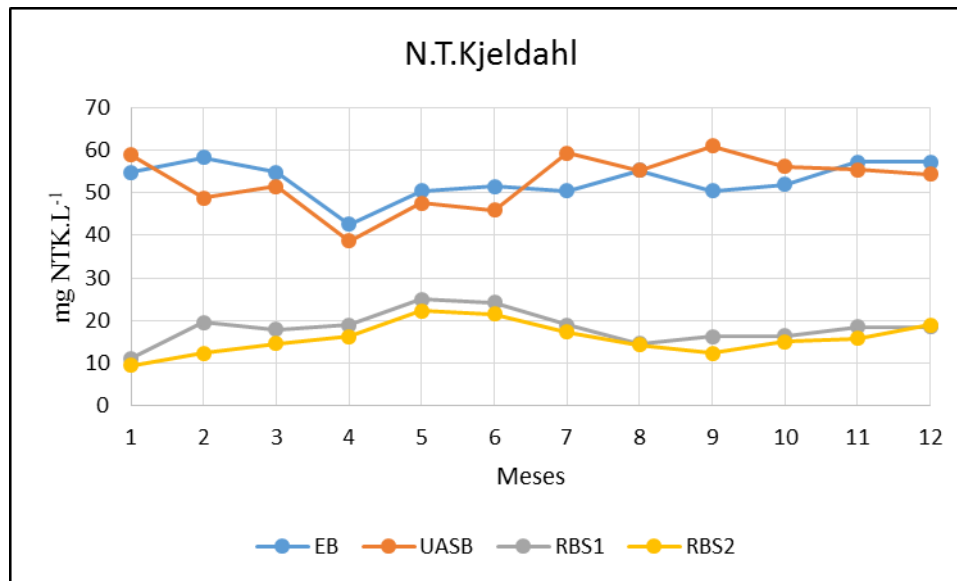
Nota-se que o sistema combinado produziu um efluente com baixa concentração de AGV. Estudos similares realizados por Oliveira (2012), usando sistema combinado anaeróbio-aeróbio utilizando lodo, apresentaram também baixa concentração de AGV com valor médio afluente de 69 mgHAc.L<sup>-1</sup> e efluente de 13 mgHAc.L<sup>-1</sup>, apresentando contribuição no processo de desnitrificação. Portanto, foi positiva o consumo de AGV nos reatores UASB, RBS 1 e RBS 2 quando avaliados no sistema em conjunto.

## 5.4 Nitrogênio Total Kjeldahl - NTK

O valor médio da concentração de Nitrogênio Total Kjeldhal na fase anaeróbia de tratamento foi de 54,40 mg.L<sup>-1</sup>. Em relação ao esgoto bruto, este apresentou valor médio de 54,41 mg.L<sup>-1</sup>. No processo de digestão anaeróbia é baixa o decaimento de nitrogênio, pois seu maior consumo se dá no processo de crescimento bacteriano, desta forma, não se encontra grandes remoções de nitrogênio. Contudo, é alta sua conversão de fração de nitrogênio orgânico em amoniacal por meio do processo de amonificação desenvolvido nesta etapa (CHERNICHARO, 2007).

Na fase aeróbia a eficiência de remoção de Nitrogênio Total Kjeldhal (NTK) se manteve na média de 65% para RBS1 e 70% para o RBS2 no processo de tratamento do efluente proveniente do reator UASB, conforme ilustrado na Figura 10, nota-se que não ocorreu variação entre os dois reatores, sendo confirmado estatisticamente pelo teste de ANOVA (5%), ou seja, mantiveram-se constante durante todo ciclo de execução, demonstrando assim boa eficiência em ambos os reatores.

Agra (2009) trabalhando com sistemas semelhante, conseguiu uma eficiência de 61% e 69% para reator com biomassa dispersa e aderida, respectivamente. Já Novak et al. (2011) determinaram o efeito da combinação de um sistema anaeróbio-aeróbio na remoção de nitrogênio para tratar água residuárias, e atingiram um percentual no efluente final de 64,5% de remoção de NTK. Sendo seus resultados inferiores ao obtido neste estudo.



**Figura 10:** Comportamento do NTK verificado no Esgoto Bruto – EB, UASB, RBS 1 e RBS 2.

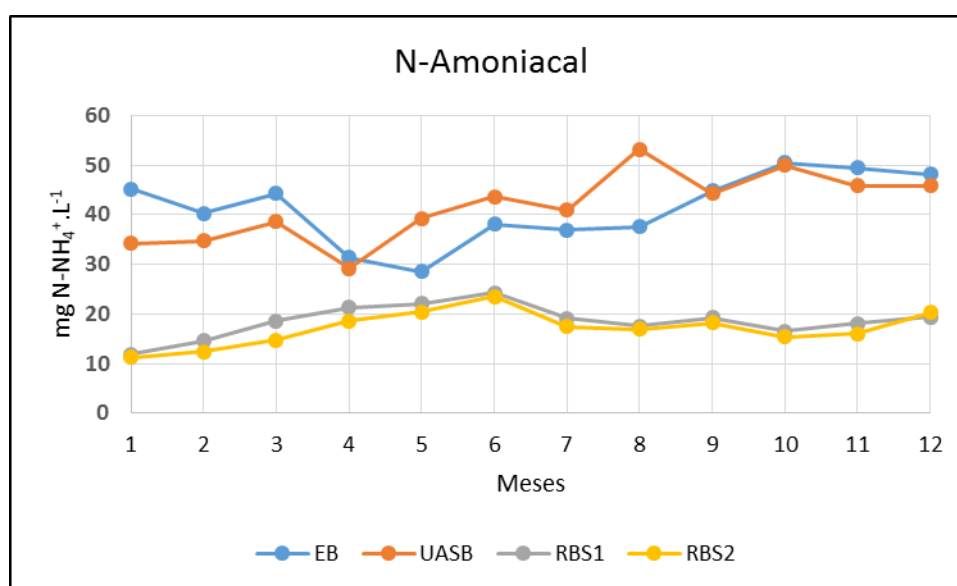
## 5.5 Nitrogênio Amoniacal

No que se refere ao comportamento médio das formas nitrogenadas dentro do processo de tratamento anaeróbico, as concentrações de nitrogênio amoniacal no reator UASB apresentaram um aumento para 44, 97 mg.L<sup>-1</sup> em relação ao esgoto bruto, com valor médio de 41, 25 mg.L<sup>-1</sup>. De acordo com Ferraz (2014), avaliando sistemas em escala real utilizando UASB e Lodo Ativado apresentou também um aumento de nitrogênio amoniacal, esse aumento pode ser relacionado com o processo de amonificação do sistema, de forma que parte do nitrogênio orgânico presente dentro do processo de digestão do lodo irá ser convertido na forma de amônia.

Porém, quando efetuado a etapa de tratamento aeróbico, observa-se que o N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> presente no efluente final de ambos reatores apresentaram remoções de 55% e 59% respectivamente, para o RBS 1 e RBS 2, apresentando assim um efluente com média entre 17 e 18 mg N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>. L<sup>-1</sup> (Figura 11). Logo avaliou-se que o processo ocorreu de maneira natural, uma vez que essa remoção é facilmente analisada na conversão final de nitrito e nitrato. Esses valores de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> após a conclusão do ciclo combinado, atenderam a legislação vigente do CONAMA 430/11 onde o limite máximo para despejo de efluente com concentração de Nitrogênio amoniacal total: 20,0 mg.L<sup>-1</sup>.N

Conforme se pode observar na Figura 11, o reator de biomassa aderida produziu efluente com valor de nitrogênio amoniacal ligeiramente inferior comparado ao reator de biomassa dispersa. No entanto, ambos reatores não apresentaram variação nos resultados, comprovado pelo teste ANOVA à 5% de significância, ou seja, a remoção da amônia em reatores com ou sem meio suporte, apresentam uma característica de efluente final semelhante e resultados dentro dos limites da legislação.

Agra (2009) em seu experimento trabalhando com o mesmo material suporte e reator disperso, comprovou também, que o uso da bucha vegetal favorece a remoção da  $N-NH_4^+$ , onde a mesma obteve resultados de remoção de 60% e 65%, respectivamente.



**Figura 11:** Comportamento do Nitrogênio Amoniacal verificado no Esgoto Bruto – EB, UASB, RBS 1 e RBS 2.

## 5.6 Nitrito e Nitrato

Na Figura 12, são apresentados os valores encontrados no processo da nitrificação, onde os resultados para a primeira fase consiste na nitritação, ou seja, a redução da N-Amoniacal à Nitrito. Nessa etapa o efluente apresentou uma média de 0,24 e 0,20 mg  $NO_2$ . L<sup>-1</sup> para RBS 1 e RBS 2, respectivamente. Sendo assim, nessa fase o efluente produzido atendeu as exigências da legislação brasileira, através do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) resolução n° 357 de 2005 que estabelece o limite de 1,0 mg.L<sup>-1</sup>. Logo, os resultados anteriormente descrito, não apresentaram diferenças

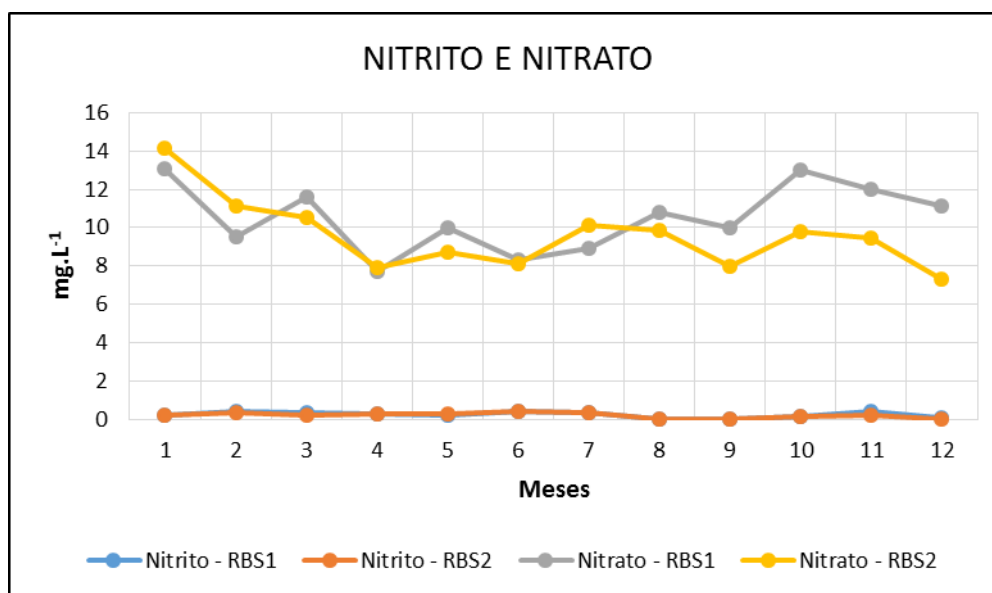
significativas entre si, conforme comprovado pela ANOVA à 5%. Vale ressaltar que o nitrito resultante da oxidação incompleta do Nitrogênio Amoniaco, ou redução do nitrato, apresenta toxicidade aos organismos aquáticos e por isso é preferível que sua concentração seja baixa ou nula nas águas.

Na segunda etapa da nitrificação, onde ocorre a conversão do Nitrito à Nitrato, denominada de Nitratação, observou que o sistema RBS 2 foi mais eficiente e gerando uma quantidade de nitrato dentro dos limites de  $10 \text{ mg.L}^{-1} \text{ N}$  recomendado pelo CONAMA 357/2005, porém o RBS 1 trabalhando sem meio suporte apresentou durante seu ciclo vários momentos fora do recomendado, mostrando assim uma maior instabilidade para atender os requisitos legais, conforme descrito na Figura 12.

Metcalf e Eddy, (2003), ressalta que esse limite de  $\text{NO}_3^-$  está diretamente relacionado aos processos realizados pelas bactérias desnitrificantes, que são as responsáveis pelo processo de desnitrificação, onde o Nitrato é reduzido a gás nitrogênio ( $\text{N}_2$ ). Sendo essa etapa final importante para efetiva remoção do nitrogênio no efluente final, com a consequente diminuição dos riscos de eutrofização nos corpos receptores.

Pode-se notar que o reator de biomassa aderida apresentou média de concentração nitrato e nitrito dentro do recomendado pela legislação vigente, quando comparado com o reator de biomassa dispersa, comprovando que o processo de nitrificação torna-se mais eficiente com o auxílio do material suporte. Sousa et al., (2005), também operando dois sistemas de lodos ativados, um com biomassa dispersa e outro com biomassa aderida (utilizando PET como material suporte), obtiveram eficiência de nitrificação no reator de biomassa aderida 70% maior que no reator de biomassa dispersa.

Portanto, a *Luffa cylindrica* mostrou um desempenho satisfatório como material suporte para o desenvolvimento do biofilme, agregando microrganismos capazes de metabolizarem ambos os compostos orgânicos e inorgânicos adsorvida sobre ele, particularmente aqueles responsáveis por nitrificação.



**Figura 12:** Comportamento do nitrito e nitrato verificados no Esgoto Bruto – EB, UASB, RBS 1 e RBS 2.

## 5.7 DQO total

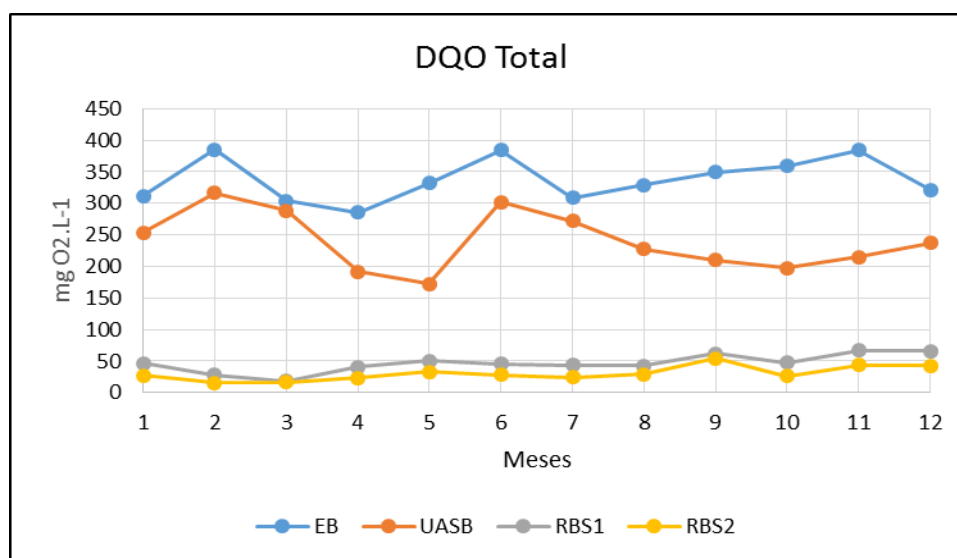
Com relação a eficiência de remoção de matéria orgânica estão representados na Figura (13), os resultados das análises do esgoto bruto e efluente do reator UASB, onde a concentração de DQO Total antes e após o sistema de tratamento foi de 337, 83 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> e 240,42 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> respectivamente, com eficiência de remoção em torno de 29%.

Santos et al., (2012) avaliando a eficiência de remoção de DQO em reator UASB apresentou também abaixo que a literatura recomenda, em torno de 44% e 70%, onde se explica a possível interrupção de alimento e/ou nutrientes no processo de tratamento, visto que, pode ocorrer a acumulação dos sólidos dentro do reator modificando sua característica de manta de lodo que, conjuntamente com o leito de lodo é responsável pela transformação da matéria orgânica biodegradável.

Outra possibilidade é quanto a característica e biodegradabilidade do esgoto, uma vez que, em processos anaeróbios a DQO presente nos despejos, pode ser de difícil ou impossível a degradação em processos biológicos (CHERNICHARO, 2007). Uma característica importante, é que estes esgotos utilizados no tratamento são tipicamente de águas cinzas (esgoto proveniente de pias, lavatórios, entre outros), que detém baixa composição de matéria orgânica de rápida biodegradabilidade.

Essa baixa remoção da DQO ( $\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ ) no reator UASB, foi corrigida na fase aeróbia, onde os reatores de bateladas apresentaram uma eficiência na remoção dessa carga orgânica restante de 80% para RBS 1 e 87% para o RBS 2 em relação ao afluente do UASB. Essa eficiência demonstrou um ótimo desempenho uma vez que, com a utilização da *Lufa cylindrica*, como meio suporte colaborou com agregação de biofilme, e com isso intensificou o contato entre os microrganismos e o efluente, consequentemente atuando na remoção de DQO. Analisando a remoção total do sistema, notamos uma eficiência de 86% para o RBS 1 e 91% para o RBS 2, conforme resultados expostos na Figura 13. Sendo assim, os resultados obtidos apresentaram uma variação significativa, de acordo com o teste ANOVA (5%), comprovando assim uma efetividade superior para o RBS 2.

Resultados semelhantes foram encontrados por Agra (2009), trabalhando com reatores de biomassa dispersa e aderida com tempo de detenção de 8hs, no qual alcançou eficiência de remoção de 86% e 89% respectivamente. Estudos realizados por Jing et al. (2009) com reatores em bateladas utilizando biofilme, também obtiveram uma remoção de matéria orgânica bastante satisfatória (92,9%).



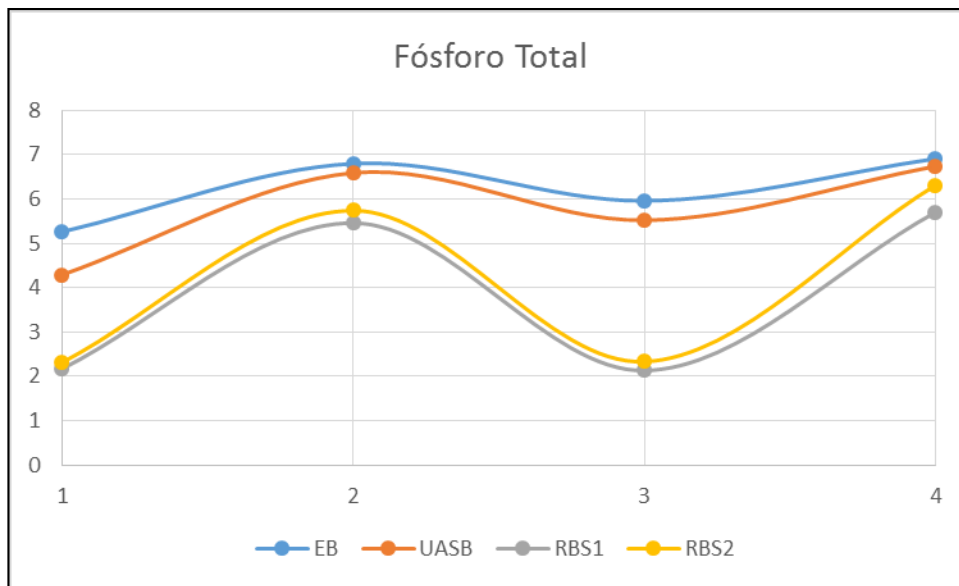
**Figura 13:** Comportamento da DQO total verificado no Esgoto Bruto – EB, UASB, RBS 1 e RBS 2.

## 5.8 Fósforo Total e Ortofosfato

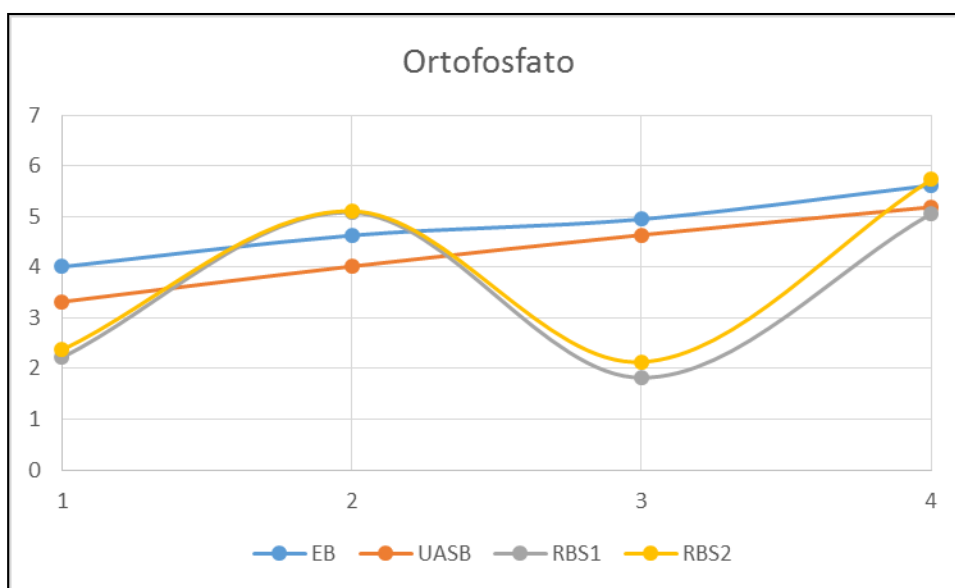
Quanto aos resultados de Fósforo Total (P-Pt) e Ortofosfato (P- $\text{PO}_4^{3-}$ ), o sistema UASB apresentou concentração média de  $5,79 \text{ mg Pt.L}^{-1}$  e no esgoto bruto essa concentração foi de  $6,23 \text{ mg Pt.L}^{-1}$ , conforme visualizado nas Figuras 14. Observa-se que no tratamento anaeróbio há uma incorporação do fosforo pelas células microbianas, verificado pela diferença entre a fração de fosforo total e ortofosfato (Figura 15). Chernicharo (2007) aborda a incorporação microbiana de fósforo na digestão anaeróbia onde relata que a maioria dos microrganismos é capaz de utilizar o ortofosfato na assimilação deste constituinte pelas células em crescimento. Desta forma a remoção de fosforo ocorreu apenas pela incorporação celular.

Já na fase aeróbia, os valores das concentrações médias de fósforo total no RBS 1 e RBS 2 foram, respectivamente, de  $3,87 \text{ mgPt.L}^{-1}$  e  $4,17 \text{ mgP.L}^{-1}$ . Enquanto que, para o ortofosfato nos sistemas, RBS 1 e RBS 2 nos 4 trimestres de operação, os valores médios foram de  $3,55 \text{ mgP-PO}_4^{3-} \cdot \text{L}^{-1}$  e  $3,84 \text{ mgP-PO}_4^{3-} \cdot \text{L}^{-1}$ , respectivamente, correspondendo a uma eficiência de remoção de 30% para o fósforo total e 13% para o ortofosfato. Com isso, os resultados obtidos do processo de remoção de fósforo foram considerados aceitáveis, conforme analisado na Figura 14 e 15, uma vez que não houve descarte frequente de lodo em nenhum dos reatores.

Rahimi et al. (2011) operando um sistema com dois reatores, obtiveram a remoção biológica de fósforo total em reator em bateladas sequenciais de leito fixo, contendo meio suporte de polipropileno para a formação de biofilme, com melhor eficiência (76 a 90%), enquanto que o reator em bateladas sequenciais em sistema convencional obteve uma remoção de fósforo total baixa, tendo no efluente final eficiência de 20 e 22%.



**Figura 14:** Comportamento do fósforo total verificado no Esgoto Bruto – EB, UASB, RBS 1 e RBS 2.



**Figura 15:** Comportamento do ortofosfato verificado no Esgoto Bruto – EB, UASB, RBS 1 e RBS 2.

## 5.9 Fração de Sólidos

Na Tabela 4 estão expostos os valores das médias de Sólidos Totais, Sólidos Totais Voláteis, Sólidos Suspensos Totais e Sólidos Suspensos Voláteis do Esgoto Bruto e dos

efluentes dos reatores (UASB, RBS 1 e RBS 2) durante os 12 meses de execução dos sistemas.

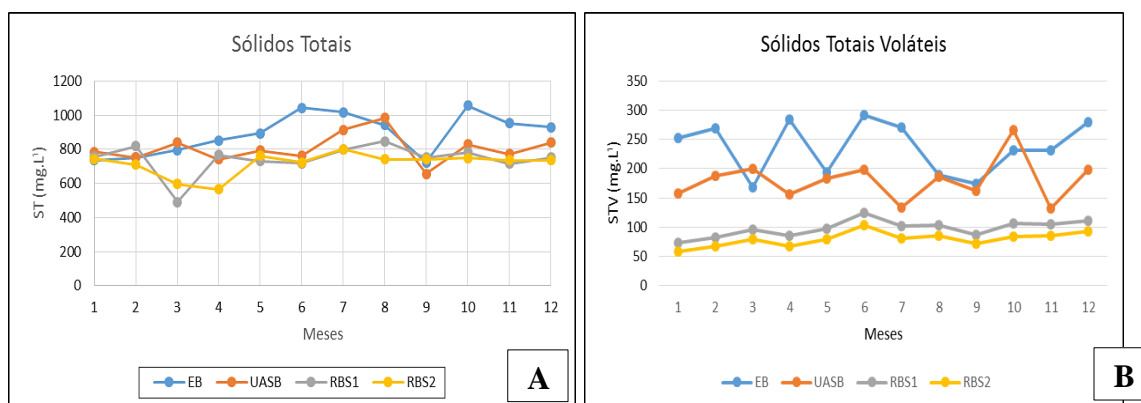
Tabela 4: Valores de sólidos do Esgoto Bruto e dos efluentes dos reatores (UASB, RBS 1 e RBS 2)

	EB	UASB	RBS1	RBS2
<b>B Sólidos Totais - ST (mg.L<sup>-1</sup>)</b>				
Média	890,58	805,67	743,67	716,92
Desvio Padrão	119,32	84,93	89,02	67,40
Máximo	1056	984	846	800
Mínimo	724	656	490	566
Eficiência		10%	8%	11%
<b>Sólidos Totais Voláteis - STV (mg.L<sup>-1</sup>)</b>				
Média	236,42	180,17	97,92	79,92
Desvio Padrão	45,11	36,14	14,11	12,21
Máximo	292	266	125	104
Mínimo	168	132	74	59
Eficiência		24%	46%	56%
<b>Sólidos Suspenso Totais - SST (mg.L<sup>1</sup>)</b>				
Média	142,25	92,75	11,67	10,17
Desvio Padrão	54,89	42,81	4,68	4,41
Máximo	224	163	20	19
Mínimo	76	31	2	1
Eficiência		35%	88%	89%
<b>Sólidos Suspenso Voláteis – SSV (mg.L<sup>1</sup>)</b>				
Média	124,67	72,08	3,42	1,92
Desvio Padrão	48,19	33,62	1,38	1,00
Máximo	197	130	6	4
Mínimo	64	24	1	0
Eficiência		42%	95%	97%

Na fase anaeróbia a concentração média de ST no sistema UASB foi de 805,67 mg.L<sup>-1</sup> e 890,58 mg.L<sup>-1</sup> para o esgoto bruto, conforme visto nas (Figura 16), destacando assim uma eficiência de 24%. Com relação aos Sólidos Totais no tratamento aeróbio, ambos reatores RBS 1 e RBS 2 apresentaram uma remoção consideravelmente baixa nessa etapa, onde alcançaram médias inferiores a 10% de remoção no processo de tratamento de afluente advindo do UASB, pode-se analisar que durante a execução do projeto não houve diferenças significativas nessa etapa, confirmado pela ANOVA (5%), o que é justificável pelo uso de reatores RBS.

Em relação aos sólidos totais voláteis, o sistema anaeróbico apresentou eficiência de 30%, já na fase seguinte, usando tratamento aeróbico, verificou que durante a realização do experimento ambos sistemas conseguiram remover dentro do previsto a quantidade de sólidos (Figura 16), sendo que o RBS 1 manteve uma eficiência de 43% e RBS 2 de 53%, caracterizando assim, uma eficiência significativamente maior, o que está diretamente ligado ao fato de conter um meio suporte e conseguir reter maior concentração de material suspenso.

Agra (2009) obteve em seu trabalho média de eficiência de remoção de ST e STV, em ambos os reatores ligeiramente superiores, principalmente levando em consideração que o sistema trabalhou com uma carga relativamente alta de sólidos. Alcançando um eficiência de ST 25% e STV 61%.



**Figura 16:** A - Comportamento dos sólidos totais; B – Comportamento de Sólidos totais voláteis verificado no Esgoto Bruto – EB, UASB, RBS 1 e RBS 2.

Em relação aos SST no esgoto bruto, foi encontrado concentração média de 142,25 mg.L<sup>-1</sup>, sendo que, após o tratamento anaeróbico este valor foi de 92,75 mg.L<sup>-1</sup>, representando um percentual de remoção de 35%, desse modo, os resultados demonstraram abaixo do esperado, dado que, em reatores UASB a capacidade de remoção de SST é cerca de 70 a 80% (AIYUK et al, 2010). Esse resultado pode ter ocorrido pelo acúmulo de lodo excedente no interior do reator provocando a perda excessiva de sólidos junto com o efluente tratado, tornando assim a diminuição da eficiência de tratamento, pois uma separação eficiente da fase sólida e líquida melhora o desempenho de tratamento, mantendo estável o tempo de retenção de lodo no reator, como consequência, aumenta a qualidade do efluente final em termo de concentração de SST (CHERNICHARO, 2007; SOARES, 2014).

Já na fase final, os valores de remoção de Sólidos Suspensos Totais mantiveram-se estáveis, ao qual obteve as seguintes eficiências, para RBS 1 de 87% e RBS 2 de 89%, comprovando assim que ambos conseguiram reter um número significativo nessa remoção conforme analisado na Figura 17-A. Os resultados não apresentaram uma diferença significativa entre si.

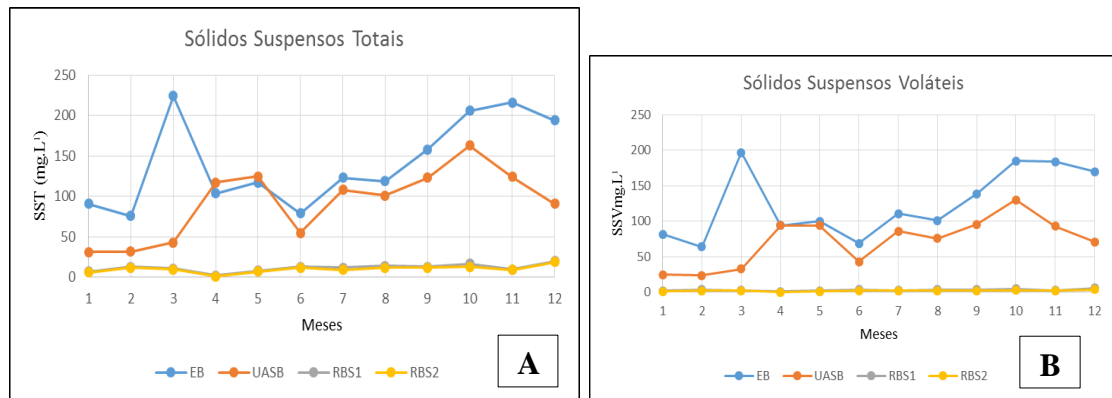
Com relação aos Sólidos Suspensos Voláteis, o esgoto bruto apresentou valor médio de  $124,67 \text{ mg.L}^{-1}$  e no reator UASB a concentração média foi de  $72,08 \text{ mg.L}^{-1}$ , demonstrando assim pouca eficiência de remoção, em torno de 42%.

Foram analisados também SSV, tanto para o RBS 1 e o RBS 2, ao qual comprovou-se novamente a eficiência de ambos reatores, tratando afluente proveniente do UASB, destacando assim, o RBS 2 com uma eficiência de 97% da remoção desse tipo de sólidos, porém o RBS 1 também apresentou um remoção considerável de 95%, conforme verificado na Figura (17 B). Os resultados obtidos em ambos os reatores, apresentaram uma variação significativa de acordo com o teste ANOVA à 5%, confirmando uma efetividade para remoção de sólidos suspenso voláteis para RBS 2.

Agra (2009), obteve resultados semelhantes ao utilizar biomassa aderida. Obtendo os seguintes resultados: Reator com biomassa suspensa (SST 93% e SSV 92%) e reator com Biomassa Aderida (SST 96% e SSV 96%), confirmando assim que, ao utilizar a *Luffa Cylindrica*, obteve maiores eficiências de remoção de sólidos.

Comparando-se a eficiência de remoção de SST e SSV entre os dois reatores, percebe-se que a biomassa aderida foi superior. Isso se deve ao fato que os biofilmes apresentam também muitos protozoários e rotíferos que se alimentam de bactérias, outros protozoários e matéria orgânica dissolvida e particulada, contribuindo para uma maior remoção dos sólidos suspensos.

Pode-se observar que as médias de eficiência de remoção de sólidos suspensos totais e voláteis também foram superiores às médias de sólidos totais e sólidos totais voláteis. Dessa forma, os reatores combinados apresentaram boa remoção da parte orgânica dos sólidos contidos nas águas residuárias. Esses resultados significam que, apesar da variação na concentração dos sólidos afluentes, esses não influenciaram diretamente a eficiência, demonstrando boa capacidade de absorção das variações de carga.



**Figura 17:** A - Comportamento dos Sólidos Suspensos Totais; B - Comportamento dos Sólidos Suspensos Voláteis verificados no Esgoto Bruto – EB, UASB, RBS1 e RBS2.

## 6 CONCLUSÕES

O tratamento de águas residuárias utilizando reatores combinados anaeróbio-aeróbio, apresentaram um bom desempenho na remoção de sólidos, matéria orgânica e compostos nitrogenados, porém apresentou uma baixa remoção de fósforo, devido ao sistema proposto não dispor de mecanismos técnicos para esta remoção.

A *Luffa cylindrica* apresentou ótimo desempenho como material suporte, capaz de desenvolver biofilme de microrganismos agregados, aumentando a decomposição dos compostos orgânicos e inorgânico, e proporcionando elevada nitrificação. No entanto, como não se trata de material inerte, o meio suporte precisa passar por períodos de reposição periodicamente.

Os reatores de bateladas sequenciais obtiveram um bom desempenho no processo de nitrificação e posteriormente desnitrificação, apresentando um efluente dentro dos padrões recomendados pelo CONAMA, com destaque para o reator que continha meio suporte. Desta forma, os sistemas atingiram os objetivos proposto do projeto, justificando como uma alternativa viável no tratamento de águas residuárias.

## 7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGRA C. A. *Tratamento de águas residuárias domésticas em reatores de biomassa dispersa e biomassa aderida*. Campina Grande, 2009. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal Da Paraíba / Universidade Estadual Da Paraíba, 2009.

AIYUK, S; ODONKOR, P; THEKO, N; HAANDEL, A. V; VERSTRAETE, W. *Technical Problems Ensuing from UASB Reactor Application in Domestic Wastewater Treatment without Pre-Treatment*. International Journal of Environmental Science and Development, Volume 1 n° 5, pp.392–398, dez-2010.

ALÉM SOBRINHO, P. *Estudo dos fatores que influem no desempenho do processo de lodos ativados: determinação de parâmetros de projeto para esgotos predominantemente domésticos*. Revista DAE, n. 132, p. 49-85, 1983.

ANDRADE, C. C. D. A. *Tratamento de Águas Residuárias de origem doméstica em Sistema Compacto*. Dissertação de Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental. Centro de Ciências e Tecnologia. Universidade Estadual da Paraíba. Campina Grande-PB, 2012.

APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 22th. Washington: Public Health Association, 2012.

AQUINO, S. F. D; CHERNICHARO, A. L. *Acúmulo de Ácidos Graxos Voláteis (AGVS) em Reatores Anaeróbios sob Estresse: Causas e Estratégias de Controle*. Revista Eng. Sanit. Ambient. Vol.10 - Nº 2, 152-161- abr-jun, 2005.

ARROJO, B.; MOSQUERA-CORRAL, A.; GARRIDO, J.M.; MÉNDEZ, R. *Aerobic granulation with industrial wastewater in sequencing batch reactors*. Water Research. 38: 3389-3399. 2004.

BARRET, G. W.; ODUM, E. P. *Fundamentos de Ecologia*. 5 ed. São Paulo: Thomson Learning, 2007.

BENTO, A.P. *Caracterização da microfauna em ETE do tipo lodos ativados: um instrumento de avaliação e controle do processo*. Eng. Sanit. Ambiental, v. 10(4), 329-33. 2005

BHUVANESH, S.; MANEESH, N.; SREEKRISHNAN, Health Association, 2005. T.R. *Start-up and performance of a hybrid anoxic reactor for biological denitrification*. Bioresource Technology. v. 129, p. 78–84. 2013.

BITTON G. *Wastewater Microbiology*, 3ª Edição, Wiley-Liss Publishers. New York, 746p. 2005.

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

CALIJURI, M. C. *Cianobactérias e cianotoxinas em águas continentais*. São Carlos: RIMA, 2006.

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

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

CESANO, M. T. L. *Modelagem Simplificada de Reatores Anaeróbios do tipo UASB*. Dissertação de Mestrado. Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental. Universidade Federal de Pernambuco, Caruaru, 2016

CHEN, Y., CHEN, YS, XU, Q., ZHOU, Q., GU, G. *Comparison between acclimated and unacclimated biomass affecting anaerobic–aerobic transformations in the biological removal of phosphorus*. Process Biochem. v.40, p. 723–732. 2005.

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

CHERNICCHARO, C. A. L. *Pós-tratamento de efluentes de reator anaeróbios*. Projeto PROSAB. Belo Horizonte: Segrac Editora e Gráfica, 2001.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. *Resolução n° 357*, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Alterado pela Resolução CONAMA 397/2008. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/conama>>. Acesso em: 19 set. 2016.

\_\_\_\_\_. *Resolução n° 430*, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução n° 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. 9 p. Disponível em: [http://www.legislacao.mutua.com.br/pdf/diversos\\_normativos/conama/2011\\_CONAMA\\_RES\\_430.pdf](http://www.legislacao.mutua.com.br/pdf/diversos_normativos/conama/2011_CONAMA_RES_430.pdf). Acesso em: 18 nov. 2016.

COSTA, W. LIMA, J. I. V.D. *Avaliação da Eficiência das Várias Fases de um Sistema de Tratamento de Efluentes*. Departamento de Química da Universidade Estadual de Ponta Grossa (UEPG), Ponta Grossa – PR, Brasil, 2011.

DANTAS, F. V. A; LEONETI, A. B; OLIVEIRA, S. V. W. B. D; OLIVEIRA, M. M. B. D. *Uma análise da situação do Saneamento no Brasil*. FACEF Pesquisa: Desenvolvimento e Gestão, v.15, n.3 - p.272-284 – set/out/nov/dez - 2012.

DEZOTTI, M. *Processos e Técnicas para o controle ambiental de efluentes líquidos*. Série Escola Piloto de Engenharia Química. 1ª Edição, Volume 5, p.173, 2008.

DIAS, A. P; ROSSO, T. C. D. A; GIORDANO, G. *Os sistemas de Saneamento na cidade do Rio de Janeiro – Parte 1*. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Faculdade de Engenharia. Coletânea em Saneamento Ambiental. Série Temática: Recursos Hídricos e saneamento, Vol. 2, 1º ed. Rio de Janeiro – RJ, 2012.

DIAS, J; LOPES, W. S; QUEIROZ, M.B; OLIVEIRA, M. J.D; BENTO, E. R. *Comportamento do pH e da alcalinidade no processo de digestão anaeróbia de efluentes oleosos*. Universidade Estadual da Paraíba. 1º Encontro Nacional de Tecnologia Química, 2008.

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

DONGEN, U.G.J.M.; VAN DE GRAAF, A.A.; LOGEMANN, S.; MUYZER, G.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M.; KUENEN, J.G. *The anaerobic oxidation of ammonium*. FEMS Microbiology Reviews. v. 22. p. 421-437. 1999.

FERRAZ, D. L. D. M. *Eficiência de uma ETE em escala real composta por reator UASB seguido de lodo ativado*. Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Sanitária. Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal – RN, 2014.

GARCIA, M. L. *Effects of bed materials on the performance of an anaerobic sequencing batch biofilm reactor treating domestic sewage*. Journal of Environmental Management, v. 88, p. 1471– 1477, 2008.

GATTI, R. A. F. *Avaliação da Remoção Orgânica e Nitrogenada de Reator Anaeróbio - AERÓBIO de Leito Fixo para o Tratamento de Efluente Bovino*. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Coordenação de Engenharia Ambiental. Campo Mourão. 2013.

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

HAMERSKI, F. *Partida de um reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) no tratamento de efluentes provenientes de uma indústria de laticínios*.

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia de processos. Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria – RS, 2012.

HENRIQUE, I. N. *Tratamento de águas residuárias domésticas através de sistema conjugado anaeróbio/aeróbio: alternativa tecnológica para minimização de impactos ambientais*. Campina Grande, 2010. Tese de doutorado, Universidade Federal de Campina Grande, Paraíba, 2010.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. *Pesquisa Nacional de Saneamento Básico*, 2008. 2010. Disponível em: <[http://www.ibge.gov.br/home/preseidencia/noticias\\_visualiza.php?id\\_noticia=1781&id\\_pagina=1](http://www.ibge.gov.br/home/preseidencia/noticias_visualiza.php?id_noticia=1781&id_pagina=1)>. Acesso em: 04 de dez. 2016.

JETTEN, M.S.M; STROUS, M.; VAN DE PAS-SCHOONEN, K.T.; SCHALK, J.; VAN DONGEN, U.G.J.M.; VAN DE GRAAF, A.A.; LOGEMANN, S.; MUYZER, G.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M.; KUENEN, J.G. *The anaerobic oxidation of ammonium*. *FEMS Microbiology Reviews*. v. 22. p. 421-437. 1999.

JING, J.; FENG, J.; LI, W.; XU, Y. *Removal of COD from cokingplant wastewater in the moving-bed biofilm sequencing batch reactor*. *Korean Journal of Chemical Engineering*, v. 26, p. 564-568, 2009.

JORDÃO, E. P. PESSÔA, C. A. *Tratamento de Esgotos Domésticos*. 4ª Edição. Rio de Janeiro: ABES, 932p. 2005.

JORDÃO, E. P. *Tratamento de esgoto doméstico*. 6ª edição. Rio de Janeiro: 2011.

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

KOKARE, C. R.; CHAKRABORTY, S.; KHOPADE, A. N.; MAHADIK, K. R. *Biofilm: Importance and applications*. *Indian Journal of Biotechnology*. v. 8, p. 159-168, 2009.

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

LIMA, F.P. *Energia no tratamento de esgoto: Análise tecnológica e institucional para conservação de energia e uso de biogás*. Dissertação de mestrado. Programa Interinstituições de Pós – Graduação em Energia da Universidade de São Paulo. São Paulo, 2005.

MARCHETTO, M; CAMPOS, J. R. REALI, M. A. P. *Remoção de Fósforo de Efluente de Reator Anaeróbio em Reator com Aeração Intermitente Seguido por Flotação por Ar*

*Dissolvido*. Engenharia Sanitária e Ambiental, Vol. 8 - 77-83, Nº 1 - jan/mar 2003 e Nº 2 - abr/jun 2003.

McKINNEY, R. E. *Microbiology for Sanitary Engineers*. New York: McGraw Hill Book, Inc, 2004.

METCALF, L.; EDDY, H. P. Inc. *Wastewater Engineering Treatment and Reuse*. 4. Ed. New York, McGraw - Hill Book, 2003. 1815p.

METCALF, L.; EDDY, H. P. *Tratamento de Efluentes e Recursos Hídricos*. 5ª Edição, p.4, 2011.

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

MOURA, R. B. de, TERAN, F. J. C. *Estudo de um reator de lodos ativados por batelada para o tratamento dos efluentes de uma indústria de refrigerantes*. *Holos Environment*, v.9, n.2, 2009 – P. 108.

NETTO, J. M. D. A. *Manual de Hidráulica*. 8ª Edição. Editora Edgard Blucher, 1998.

NOVAK, J. T.; BANJADE, S.; MURTHY, S. N. *Combined anaerobic and aerobic digestion for increased solids reduction and nitrogen removal*. *Water Research*. V.45. p.618-624. 2011.

NUNES, J. A. *Tratamento Biológico de Aguas Residuárias*, 3 Edição, Editora J Andrade. Aracaju, 2012.

O'REILLY, E., RODGERS, M. ZHAN, X. M. *Pumped flow biofilm reactors (PFBR) for treating municipal wastewater*. *Water Science & Technology*, v. 57, n. 12; p. 1857-1865, 2008.

OEHMEN, A., LOPEZ-VAZQUEZ C.M., CARVALHO G., REIS M.A.M., VAN LOOSDRECHT, M.C.M. *Modelling the population dynamics and metabolic diversity of organisms relevant in anaerobic/anoxic/aerobic enhanced biological phosphorus removal processes*. *Water Research*. 2010.

OEHMEN, A., ZENG, R., YUAN, Z., KELLER, J. *Short-term effect of carbon source on the competition of polyphosphate accumulating organisms and glycogen accumulating organisms*. *Biotechnology Bioeng.* n.91, p.43–53, 2005.

OLIVEIRA, M. F. D. *Tratamento de Esgoto Sanitários em Sistema Combinado Anaeróbio/Aeróbio utilizando lodo como fonte endógena de Carbono*. Dissertação apresentada ao programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental. Universidade Estadual da Paraíba. Campina Grande – PB, 2012.

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

PIVELI, R. P. *Tratamento de Esgotos Sanitários*. Universidade Federal de Alagoas. São Paulo: [sn], 2006. <http://www.cetec.ufal.br> . Acessado em 10 de agosto de 2016.

RAHIMI, Y.; TORABIAN, A. MEHRDADI, N.; SHAHMORADI, B. *Simultaneous nitrification–denitrification and phosphorus removal in a fixed bed sequencing batch reactor (FBSBR)*. Journal of Hazardous Materials. V. 185. p 852–857. 2011.

REISDÖRFER, G. *Avaliação do processo de lodos ativados operando um reator sequencial em batelada para o tratamento de chorume em escala piloto*. Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação Mestrado em Ambiente e Desenvolvimento. Centro Universitário UNIVATES, Lajeado, jan-2011.

RIBAS, M. M. F; MORAES, E. D. M; FORESTI, E. *Avaliação da acurácia de diversos métodos para determinação de ácidos graxos voláteis e alcalinidade a bicarbonato para monitoramento de reatores anaeróbios*. Revista Eng. Sanit. Ambient. Vol. 12-Nº 3, 240-246, jul/set 2007.

RITTMANN, B. E.; MCCARTY, P. L. *Environmental biotechnology: principles and applications*. 10020, New York, NY: McGraw-Hill, 2001.

RODRIGUES, L. S; SILVA, I. J. D; ZOCCATO, M. C. D. O; PAPA, D. N; SPERLING, M. V; OLIVEIRA, P. R. D. *Avaliação de desempenho de reator UASB no tratamento de águas residuárias de suinocultura*. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, V.14, n. 1. P.94 – 100. Campina Grande, PB, UAEA/UFCG, 2010. Disponível em <<http://www.agriambi.com.br>>. Acessado em 16/jan/2017.

SAEED A.; IQBAL M. *Loofa (Luffa cylindrica) Sponge: Review of Development of the Biomatrix as a Tool for Biotechnological Applications*. Biotechnol Prog, v. 29, n.3, p.573-600, 2013.

SANT’ANNA JR., G. L. *Tratamento biológico de efluentes: fundamentos e aplicações*. Rio de Janeiro. Interciência, 2010, 418p.

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

SANTOS, V. D; MARQUES, J. J. *Desenvolvimento de um simulador de um reator anaeróbio de contato para tratamento de efluentes líquidos orgânicos*. Revista Eletrônica

da FANESE. Vol. 4, nº1. Aracaju – SE, 2015. Disponível em <[http://app.fanese.edu.br/revista/?page\\_id=8](http://app.fanese.edu.br/revista/?page_id=8)>. Acessado em 02/fev/2017.

SANTOS, V. S. D; SILVA, L. M. D. M; SOUSA, F. C. D; SANTOS, D. S. D; BRITO, A. D. S. *Avaliação da eficiência na remoção de DQO E DBO em um reator UASB de fluxo ascendente e manta de lodo*. Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável, v. 7, n. 2, p.16-20, abr-jun, Mossoró – RN, 2012. Disponível em <<http://revista.gvaa.com.br>>. Acessado em 02/fev/2017.

SOBRINHO, P. A; JORDÃO, E. P. *Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios–Uma Análise Crítica*. p.491-513. In: CHERNICHARO, C. A. L. (coordenador) Pós Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios. Belo Horizonte: Projeto PROSAB, 2001.

SOUSA, J.T., SANTOS K. D., HENRIQUE, I.N., OLIVEIRA, M., NUNES, L.S. *Tratamento de esgotos sanitários utilizando lodos ativados com Biomassa aderida e dispersa*. In: 23ª. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Anais. Campo Grande: ABES p.1-7. 2005.

SOARES, S. P. S. *Estudo sobre o tratamento anaeróbio de águas residuais urbanas em reator de leito de lamas de fluxo ascendente em escala piloto*. Dissertação apresentada ao Mestrado Integrado em Engenharia do Ambiente. Universidade do Porto, jan-2014.

STROUS, M.; KUENEN, J.G.; JETTEN, M.S.M. *Key physiology of anaerobic ammonium oxidation*. Applied Environmental Microbiology. v. 65, p.3248-3250, 1999.

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

VAN HAANDEL, A. C., MARAIS, G. O. *O comportamento do sistema de lodo ativado – Teoria e aplicação para projeto e operação*. Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, Epgraf, 472 p. 1999

VON SPERLING, M, *Princípios básicos do tratamento de esgotos*. Vol. 2, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Geral, Belo Horizonte, 211 p. 1996.

VON SPERLING, M. *Lodos ativados: Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias*; Belo Horizonte-UFMG. v. 4, 428p. 2002.

VON SPERLING, M. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias*. Vol. 1. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental -UFMG. 3ª edição, 2005.

WOLFF, D. B.; PAUL, E.; COSTA, R. H. R. de. *Influência do tipo de material suporte no desempenho de reatores biológicos de leito móvel na remoção de carbono e nitrificação de esgoto sanitário*. Eng Sanit Ambient, v.15, n.2, abr/jun 2010, p.149-154.

WOSIACK, P. A. *Removal of COD and nitrogen from animal food plant wastewater in an intermittently-aerated structured-bed reactor*. Journal of Environmental Management, v. 154, p. 145-150, 2015.

YU-KUO, L. *Characteristics of loofa (Luffa cylindrica) sponge as a carrier for plant cell immobilization*. Journal of Fermentation and Bioengineering, v 85, p. 416–421, 1998.