



**Universidade Federal de Pernambuco**

**Centro Acadêmico do Agreste**

**Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental**

**Área de Concentração: Tecnologia Ambiental**

**MANUELLA LOPES FIGUEIRAS**

**EFEITO DA ADIÇÃO DE RESÍDUOS ALIMENTARES  
TRITURADOS NO TRATAMENTO DE ESGOTO  
DOMÉSTICO EM REATOR UASB**

Caruaru

2016

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO  
CENTRO ACADÊMICO DO AGRESTE  
PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

**EFEITO DA ADIÇÃO DE RESÍDUOS ALIMENTARES  
TRITURADOS NO TRATAMENTO DE ESGOTO  
DOMÉSTICO EM REATOR UASB**

Discente: Manuella Lopes Figueiras

Orientador: Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Simone Machado Santos

Co-orientador: Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Sália Gavazza dos Santos

Dissertação submetida ao programa de Pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Pernambuco, Centro Acadêmico do Agreste, como parte dos requisitos necessários para obtenção ao título de Mestre em Engenharia Civil e Ambiental.

Caruaru

2016

Catálogo na fonte:  
Bibliotecária – Simone Xavier CRB/4 - 1242

F475e Figueiras, Manuella Lopes.  
Efeito da adição de resíduos alimentares triturados no tratamento de esgoto doméstico em reator UASB. / Manuella Lopes Figueiras. – 2016.  
69f. : il. ; 30 cm.

Orientadora: Simone Machado Santos  
Coorientadora: Sáva Gavazza dos Santos Pessoa  
Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco, CAA, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, 2016.  
Inclui Referências.

1. Digestão anaeróbia. 2. Reator UASB. 3. Resíduos sólidos. 4. Resíduos orgânicos. . I. Santos, Simone Machado. (Orientadora). II. Pessoa, Sáva Gavazza dos Santos (Coorientadora). III. Título.

620 CDD (23. ed.)

UFPE (CAA 2016-074)



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E  
AMBIENTAL

A comissão examinadora da Defesa de Dissertação de Mestrado

**EFEITO DA ADIÇÃO DE RESÍDUOS ALIMENTARES TRITURADOS NO  
TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO EM REATOR UASB**

defendida por

MANUELLA LOPES FIGUEIRAS

Considera a candidata **APROVADA**

Caruaru, 30 de março de 2016

---

Dra. SIMONE MACHADO SANTOS – PPGECAM-UFPE  
(orientadora e Presidente da banca)

---

Dra. ELIZABETH AMARAL PASTICH GONÇALVES – NT-UFPE  
(examinadora externa)

---

Dra. LUIZA FEITOSA CORDEIRO DE SOUZA – ASCES  
(examinadora externa)

*Dedico a toda minha família e em  
especial ao meu pai que me viu iniciar  
essa etapa porém não pôde me ver concluir.*

## AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, pela vida, pela saúde e por me ajudar sempre que precisei e por todas as pessoas que colocou no meu caminho durante essa etapa.

Ao meu pai (*in memoriam*) que sempre acreditou em mim, a minha mãe por estar comigo e por sempre me incentivar a continuar, a minha irmã e a Neto por todo o apoio e suporte.

A minha orientadora Professora Simone, e a minha co-orientadora, Professora Sália, muito obrigada por toda a ajuda prestada durante o percurso, pela dedicação, paciência e por todos os ensinamentos. Contribuíram muito para meu aprendizado as agradeço imensamente.

Agradeço a todos os professores que contribuíram para o nosso aprendizado com tanta dedicação e que sempre estiveram dispostos a nos ajudar, em especial agradeço as professoras do LEA, Professora Kênia, Professora Beth, Professora Luiza e a Professora Sylvana.

A todos os amigos que ganhei nesse período, que me ajudaram e que tornaram os momentos difíceis mais leves, com toda alegria e descontração: Luís, Alê, Carlos Henrique, Dannúbia, Maria Victória, Thaís Bruno, Jussara, Joelithon, José Roberto (Bagera), Gilles, Fernanda, Luttemberg, Vanessa, Gleydson, Ivanildo, Carla, João, Igor, Emerson, Marcelo e Claudete.

A Devson que esteve presente durante toda essa fase, que compartilhou comigo todos os problemas e dificuldades que tivemos na parte experimental, com quem eu aprendi tantas coisas que vou levar para sempre. Obrigada pelas conversas, pelos conselhos e pelas risadas.

A Martina por ser uma grande amiga, obrigada pelos conselhos, pelas conversas e por toda a ajuda.

A Rachel, Carol e Hiago muito obrigada pela amizade de vocês e pelas muitas conversas.

A Marcelo, da Secretaria do Programa de Pós-Graduação, por sua imensa boa vontade e por toda ajuda prestada.

A Manoel agradeço por todo o apoio, amizade e incentivo, assim como também agradeço imensamente pela compreensão ao permitir que houvesse uma flexibilidade no meu horário de trabalho quando precisei.

## RESUMO

### EFEITO DA ADIÇÃO DE RESÍDUOS ALIMENTARES TRITURADOS NO TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO EM REATOR UASB

Os dispositivos trituradores de resíduos alimentares instalados nas pias de cozinha objetivam moer os alimentos e, posteriormente, conduzi-los às tubulações de esgoto. Sua utilização tem sido feita não só com o intuito de reduzir os impactos ambientais da disposição da matéria orgânica em aterros sanitários, como também de aproveitar o potencial energético desses resíduos, quando do seu tratamento por tecnologia anaeróbia. Apesar dessas vantagens, os sistemas tradicionais de tratamento de efluentes ainda não estão preparados para esse aumento de carga orgânica e, portanto, há preocupações acerca do tema para que não haja prejuízos dos sistemas de esgotamento sanitário como um todo. Diante do cenário exposto, a presente pesquisa visa avaliar a influência da introdução de resíduos alimentares triturados na digestão anaeróbia de efluente doméstico em reator UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*), principalmente, em termos de eficiência na remoção da matéria orgânica. Para tanto, foram utilizados dois reatores anaeróbios onde o primeiro tratou esgoto doméstico sintético e, o segundo, esgoto doméstico sintético adicionado de resíduos alimentares triturados. Foram utilizadas duas concentrações de resíduos de alimentos triturados ( $2,0 \text{ g.L}^{-1}$  (Fase I) e  $3,6 \text{ g.L}^{-1}$  (Fase II)) e os reatores foram operados durante 102 dias efetivos, com tempo de detenção hidráulica de 24 horas. De forma geral, para o reator que foi adicionado de resíduos alimentares, os resultados de remoção de matéria orgânica foram satisfatórios, com remoção média de DQO de 81,02%, para uma carga orgânica volumétrica (COV) aplicada de  $0,96 \text{ Kg DQO/m}^3\text{.d}$  (Fase I), e 76,05%, para uma COV aplicada de  $1,35 \text{ Kg DQO/m}^3\text{.d}$  (Fase II). Em termos de sólidos suspensos voláteis, a remoção média foi de 94,62%, na Fase I, e 96,36%, na Fase II. Como esperado para um reator anaeróbio, o efluente produzido ainda necessita de um pós-tratamento para alcançar os padrões do critério de lançamento. No entanto, o experimento indicou que o desempenho do reator UASB não foi prejudicado pelo aumento da carga orgânica, mostrando a possível viabilidade de seu uso em escala real, para o tratamento de resíduos com uma maior carga orgânica, com potencial produção e aproveitamento de biogás.

Palavras-chave: digestão anaeróbia, reator UASB, resíduos sólidos orgânicos, dispositivo triturador.

## ABSTRACT

### EFFECT OF ADDITION OF GRINDED FOOD WASTE IN DOMESTIC SEWAGE TREATMENT IN UASB REACTOR

Garbage disposers installed in kitchen sinks aims to grind the food, and then these residues are led to sewer pipes. Their use has been made not only in order to reduce the environmental impacts of disposal of organic matter in landfills, but also in order to increase the production of biogas obtained from anaerobic digestion process, carried out in treatment plants, due to incorporation of these food waste. Despite those benefits, the traditional wastewater treatment systems are not prepared for this increase in organic load and therefore there are concerns about the subject to not cause any damage in the sewage systems. Given the above scenario, this study aims to evaluate the influence of the introduction of grinded food waste in the anaerobic digestion of wastewater in UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket), especially in terms of efficiency in the removal of organic matter. Therefore, two anaerobic reactors were used where the first one treated synthetic sewage and the second one with synthetic sewage added grinded food waste. Were used two concentrations of grinded food waste ( $2.0 \text{ g.L}^{-1}$  (Phase I) and  $3.6 \text{ g.L}^{-1}$  (Phase II)), and the reactors were operated for 102 days, with a hydraulic retention times of 24 hours. In general, the reactor to which was added Food waste, organic matter removal results were satisfactory, with an average COD removal of 81.02% for a volumetric organic load (VOL) applied to  $0.96 \text{ kg COD / m}^3\text{.d}$  (Phase I), and 76.05% applied for a VOL of  $1.35 \text{ kg COD / m}^3\text{.d}$  (Phase II). In terms of volatile suspended solids, the average removal was 94.62% in Phase I and 96.36% in Phase II. As expected for an anaerobic reactor, the effluent produced still requires a post-treatment to meet the normative standards of the sewage discharge criterion in surface water. However, the experiment showed that the performance of the UASB reactor was not harmful by increasing organic content, showing the possible feasibility of their use in full scale for the treatment of waste with a higher organic loading, with the potential production and use of biogas.

Key-words: anaerobic digestion, UASB reactor, food waste, garbage disposal.

## LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 – CLASSIFICAÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS QUANTO À ORIGEM.....	19
FIGURA 2 – MAPA DE GERAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS NO MUNDO .....	21
FIGURA 3 – COMPOSIÇÃO GRAVIMÉTRICA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS EM PAÍSES COM DIFERENTES RENDAS .....	22
FIGURA 4 – COMPOSIÇÃO GRAVIMÉTRICA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS NO BRASIL .....	23
FIGURA 5 – (A) ESQUEMA DO DISPOSITIVO TRITURADOR EM FUNCIONAMENTO E (B) CORTE TRANSVERSAL .....	24
FIGURA 6 – DIAGRAMA DO PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA.....	31
FIGURA 7 – ESQUEMA DO FUNCIONAMENTO DE UM REATOR UASB .....	33
FIGURA 8 – FOTOGRAFIA DOS REATORES INSTALADOS NO LABORATÓRIO DE ENGENHARIA AMBIENTAL.....	35
FIGURA 9 – ETAPAS DA MONTAGEM DOS REATORES .....	36
FIGURA 10 – ESQUEMA ILUSTRATIVO DO SISTEMA .....	37
FIGURA 11 – CONTRIBUIÇÃO DIÁRIA DE ESGOTO (C).....	40
FIGURA 12 – PREPARAÇÃO DE RESÍDUO ALIMENTAR PADRÃO .....	41
FIGURA 13 – CONCENTRAÇÃO DE DQO BRUTA .....	47
FIGURA 14 – EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE DQO BRUTA .....	48
FIGURA 15 – CONCENTRAÇÃO DE DQO FILTRADA .....	48
FIGURA 16 – EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE DQO FILTRADA.....	49
FIGURA 17 – COMPORTAMENTO DO pH AO LONGO DO PERÍODO EXPERIMENTAL .....	50
FIGURA 18 – ALCALINIDADE TOTAL AO LONGO DO PERÍODO OPERACIONAL .....	51
FIGURA 19 – VARIAÇÃO DA ALCALINIDADE PARCIAL AO LONGO DO PERÍODO OPERACIONAL ...	52
FIGURA 20 – COMPORTAMENTO DOS VALORES DE AGV DURANTE O PERÍODO DE OPERAÇÃO ..	52
FIGURA 21 – RELAÇÃO AGV/ALCALINIDADE PARCIAL DURANTE O PERÍODO OPERACIONAL ...	53
FIGURA 22 – CONCENTRAÇÃO DE NITROGÊNIO AMONICAL AO LONGO DO PERÍODO EXPERIMENTAL.....	55
FIGURA 23 – COMPORTAMENTO DOS SÓLIDOS TOTAIS (ST) DURANTE O PERÍODO EXPERIMENTAL .....	56
FIGURA 24 – COMPORTAMENTO DOS SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS (SST) DURANTE O PERÍODO EXPERIMENTAL.....	57
FIGURA 25 – COMPORTAMENTO DOS SÓLIDOS SUSPENSOS VOLÁTEIS (SSV) DURANTE O PERÍODO EXPERIMENTAL.....	57
FIGURA 26 – COMPORTAMENTO DOS SÓLIDOS SUSPENSOS FIXOS (SSF) DURANTE O PERÍODO EXPERIMENTAL.....	58

## LISTA DE TABELAS

TABELA 1 – CONDIÇÕES OPERACIONAIS.....	34
TABELA 2 – COMPOSIÇÃO DO ESGOTO SINTÉTICO - FORMULAÇÃO DE TORRES (1992) .....	38
TABELA 3 – COMPOSIÇÃO DE RESÍDUOS ALIMENTARES USADOS NESTE ESTUDO.....	39
TABELA 4 – PARÂMETROS DE MONITORAMENTO E FREQUÊNCIA DE ANÁLISE.....	42
TABELA 5 – CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DO AFLUENTE AOS REATORES RA E CONTROLE NO PERÍODO DE MONITORAMENTO (NOVEMBRO DE 2015 A FEVEREIRO DE 2016) .....	43
TABELA 6 – TABELA COMPARATIVA DO ESGOTO DO EXPERIMENTO COM OUTROS VALORES ENCONTRADOS NA LITERATURA.....	45

## LISTA DE SIMBOLOS, ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ABRELPE	Associação Brasileira das Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
AGV	Ácidos Graxos Voláteis
CAA	Centro Acadêmico do Agreste
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COV	Carga Orgânica Volumétrica
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
LEA	Laboratório de Engenharia Ambiental
NBR	Norma Brasileira
OCDE	Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
SST	Sólidos Suspensos Totais
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
STD	Sólidos Totais Dissolvidos
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
UASB	<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i>

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	<b>13</b>
<b>2. OBJETIVOS</b> .....	<b>15</b>
2.1 <i>Objetivo geral</i> .....	15
2.2 <i>Objetivos específicos</i> .....	15
<b>3. REVISÃO DA LITERATURA</b> .....	<b>16</b>
3.1 <i>Esgoto doméstico</i> .....	16
3.1.1 <i>Características dos esgotos</i> .....	16
3.1.2 <i>Tratamento dos esgotos</i> .....	18
3.2 <i>Resíduos sólidos orgânicos</i> .....	19
3.2.1 <i>Definição</i> .....	19
3.2.2 <i>Características</i> .....	20
3.3 <i>Dispositivo triturador de resíduos sólidos alimentares</i> .....	23
3.3.1 <i>Definição</i> .....	23
3.3.2 <i>Utilização e difusão do dispositivo</i> .....	25
3.3.3 <i>Vantagens e Desvantagens</i> .....	26
3.4 <i>Tratamento de resíduos sólidos orgânicos combinado ao tratamento de efluentes domésticos</i> .....	27
3.5 <i>A digestão anaeróbia de efluentes</i> .....	28
3.5.1 <i>Etapas da digestão anaeróbia</i> .....	29
3.6 <i>Reator UASB</i> .....	32
<b>4. MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	<b>34</b>
4.1 <i>Condições operacionais aplicadas</i> .....	34
4.2 <i>Descrição do sistema experimental</i> .....	35
4.3 <i>Inoculação dos reatores</i> .....	37
4.4 <i>Efluente sintético utilizado no experimento</i> .....	37
4.5 <i>Preparação dos resíduos alimentares padrão</i> .....	38
4.6 <i>Monitoramento do sistema operacional</i> .....	42
4.7 <i>Parâmetros analisados</i> .....	42
<b>5. RESULTADOS E DISCUSSÕES</b> .....	<b>43</b>
5.1 <i>Caracterização dos afluentes</i> .....	43
5.2 <i>Monitoramento dos reatores</i> .....	46
5.2.1 <i>DQO e eficiência de remoção</i> .....	46
5.2.2 <i>pH, Alcalinidade e Ácidos Graxos Voláteis (AGV)</i> .....	49
5.2.3 <i>Nitrogênio</i> .....	54

5.2.4	<i>Sólidos</i> .....	55
5.2.5	<i>Medição do biogás</i> .....	58
6.	<b>CONCLUSÕES</b> .....	59
7.	<b>SUGESTÕES</b> .....	60
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	61

## 1. INTRODUÇÃO

O acúmulo de resíduos sólidos orgânicos vem se tornando um problema de grande proporção ecológica e a preocupação com o manejo sustentável desses resíduos é resultado de uma crescente conscientização ambiental e preocupação com a saúde pública (KHALID et al., 2011).

Aterros sanitários têm sido a forma mais conveniente e econômica de eliminação de resíduos em muitos países ao redor do mundo (IACOVIDOU et al., 2012b) e sua utilização embora seja uma prática prevista na legislação, pode causar impactos ao meio ambiente. Na Europa, muitas regulamentações sobre a disposição de resíduos, como a Directive 99/31 e decisão de 19 de dezembro de 2002 do Conselho da União Europeia, restringem de maneira quase que proibitiva a disposição dos resíduos orgânicos em aterros sanitários com o objetivo de reduzir a produção de chorume e gases do efeito estufa (BATTISTONI *et al.*, 2007). Segundo Massukado (2008), o aterramento gera despesas que poderiam ser evitadas, caso a matéria orgânica fosse separada na fonte e encaminhada para um tratamento específico. A matéria orgânica é a fração do lixo que apresenta maior biodegradabilidade e devido a isso contribui para o aumento da carga orgânica contida no chorume. No Brasil grande parte do percentual dos resíduos sólidos urbanos coletados é de matéria orgânica, esse valor apresenta-se em torno de 50% (MMA, 2011).

Visto que a problemática da disposição final dos resíduos orgânicos gerados pela sociedade é uma preocupação cada vez mais pertinente, tem-se a necessidade de apresentar nova forma de tratamento para os resíduos orgânicos, além da disposição em solo. Desta forma é crescente a busca dos pesquisadores, de diferentes áreas de estudo, por soluções técnicas mais viáveis para disposição e tratamento dos resíduos sólidos.

De acordo com esse cenário, uma opção interessante para o gerenciamento de resíduos orgânicos é desviá-lo da disposição final em aterros para as estações de tratamento de esgotos, utilizando a aplicação de trituradores de resíduos alimentares, ou seja, integrar a gestão das águas residuais e dos resíduos orgânicos domésticos (BATTISTONI et al., 2007).

Os trituradores de resíduos alimentares são dispositivos projetados para serem acoplados à parte inferior das pias de cozinha. Eles trituram os resíduos alimentares e outros materiais orgânicos em partículas finas, e adicionalmente a água da torneira a mistura resultante é lançada através do ralo para o sistema de esgoto (THOMAS, 2011). Essa tecnologia é amplamente aplicada nos EUA, Canadá, Japão e Austrália (BATTISTONI et al.,

2007). O dispositivo pode ser encontrado em 45% das residências nos Estados Unidos (ROSENWINKEL; WENDLER, 2001).

O tratamento combinado de efluentes domésticos e resíduos sólidos orgânicos apresenta-se como uma alternativa com potencial para aplicação num conceito de digestão anaeróbia integrada (PÉREZ-ELVIRA et al., 2014). Novas estações de tratamento para co-digestão de efluente doméstico e resíduos orgânicos tem recentemente sido construídas na Dinamarca, Alemanha e Suíça (BRAUN; WELLINGER).

As opiniões sobre os dispositivos trituradores em todo o mundo são divididas. Eles são proibidos a nível nacional em países como Áustria, Holanda e Bélgica, e regulamentada localmente pelos municípios em muitos outros (THOMAS, 2011).

As preocupações a cerca do uso dos dispositivos existem; particularmente, alguns países europeus restringem a sua instalação devido a preocupações sobre potenciais efeitos adversos da carga orgânica dos resíduos alimentares que serão adicionados ao sistema de esgoto, mudança das características das águas residuais, e possível necessidade de ajuste nas estações de tratamento (IACOVIDOU et al., 2012a).

Diante desse contexto, a presente pesquisa visa avaliar o efeito da adição de matéria orgânica triturada em esgoto doméstico, a ser tratado em reator UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*), contribuindo assim para o entendimento e aperfeiçoamento do tratamento conjunto de resíduos sólidos orgânicos e esgotos sanitários.

## **2. OBJETIVOS**

### ***2.1 Objetivo geral***

Avaliar a influência da introdução de resíduos alimentares triturados na digestão anaeróbia de efluente doméstico em reator UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*).

### ***2.2 Objetivos específicos***

- Avaliar a eficiência de remoção de matéria orgânica, nitrogênio e sólidos;
- Avaliar o efeito de diferentes concentrações de resíduos alimentares triturados, na eficiência de tratamento anaeróbio de efluente doméstico;
- Avaliar os impactos causados devido à presença dos resíduos alimentares triturados no tratamento anaeróbio de esgotos domésticos em reator UASB;
- Monitorar a produção do biogás produzido nas fases consideradas.

### **3. REVISÃO DA LITERATURA**

#### ***3.1 Esgoto doméstico***

Segundo a Norma Brasileira (NBR) 9648 (ABNT, 1986) esgoto sanitário é o despejo líquido constituído de esgotos doméstico e industrial, água de infiltração e a contribuição pluvial parasitária. Ainda segundo a mesma norma, esgoto doméstico é o despejo líquido resultante do uso da água para higiene e necessidades fisiológicas humanas.

Os efluentes domésticos ou efluentes domiciliares advêm, basicamente, de residências, edifícios comerciais, instituições ou quaisquer edificações que contenham instalações de banheiros, lavanderias, cozinhas, ou qualquer dispositivo de utilização da água para fins domésticos. Compõem-se essencialmente de água negra (urina e fezes) e água cinza (sabão, detergentes e águas de banho e lavagem). A concentração do despejo varia em função de diversos fatores, como a contribuição per capita do poluente, o consumo per capita de água, a presença de despejos industriais entre outros (VON SPERLING, 1996).

##### ***3.1.1 Características dos esgotos***

Os esgotos contêm aproximadamente 99,99% de água e apenas 0,01% de sólidos, que inclui sólidos orgânicos e inorgânicos, suspensos e dissolvidos, bem como microrganismos. No entanto, essa pequena fração é a grande responsável pelos problemas de contaminação e poluição. Portanto, os principais componentes dos resíduos domésticos são matéria orgânica, sólidos, água, surfactantes e microrganismos patogênicos.

Os esgotos apresentam características físicas, químicas e biológicas. As características físicas podem ser interpretadas pela obtenção das grandezas correspondentes às determinações de coloração, odor, turbidez, matéria orgânica e temperatura, onde das características físicas, o teor de matéria orgânica é o de maior importância, em termos de dimensionamento e controle de operações das unidades de tratamento. Relacionado à origem química dos esgotos permite a classificação das características químicas em dois grandes grupos: da matéria orgânica e da matéria inorgânica. Os grupos de substâncias orgânicas nos esgotos são constituídos principalmente por compostos de proteína (40% a 60%), carboidratos (25% a 50%), gorduras (8% a 12%), óleo (8% a 12%), ureia e surfactantes. O grupo da matéria inorgânica contida nos esgotos é formado, principalmente, pela presença de areia e de

substâncias minerais dissolvidas. Por fim, para as características biológicas, tem-se como principais organismos presentes as bactérias, protozoários, parasitas, fungos e algas (JORDÃO, 2011; VON SPERLING, 1996).

Segundo a FUNASA (2004) as principais características físicas do esgoto são:

- Cor e turbidez: indicam de imediato o estado de decomposição do esgoto. A tonalidade acinzentada acompanhada alguma turbidez é típica do esgoto fresco e a cor preta é típica do esgoto velho;
- Matéria sólida: os esgotos domésticos contêm aproximadamente 99,9% de água, e apenas 0,1% de sólidos. É devido a esse percentual de 0,1% de sólidos que ocorrem os problemas de poluição das águas, trazendo a necessidade de se tratar os esgotos;
- Temperatura: a temperatura do esgoto é, em geral, pouco superior à das águas de abastecimento. A velocidade de decomposição do esgoto é proporcional ao aumento da temperatura;
- Odor: os odores característicos do esgoto são causados pelos gases formados no processo de decomposição, assim o odor de mofo, típico do esgoto fresco é razoavelmente suportável e o odor de ovo podre, insuportável, é típico do esgoto velho ou séptico, em virtude da presença de gás sulfídrico;

Principais características químicas dos esgotos (FUNASA, 2004; VON SPERLING, 1996; FELTRE, 2004):

- Matéria orgânica: Mistura heterogênea de diversos compostos orgânicos. Principais componentes: Proteínas, carboidratos e lipídios. Cerca de 70% dos sólidos no esgoto são de origem orgânica, geralmente esses compostos orgânicos são uma combinação de carbono, hidrogênio e oxigênio, e algumas vezes com nitrogênio;
  - Proteína: São macromoléculas resultantes da condensação de moléculas de  $\alpha$ -aminoácidos através da ligação peptídica. Representam uma classe muito grande e diversificada de substâncias. Produzem nitrogênio e contém carbono, hidrogênio, nitrogênio, oxigênio, e podem conter fósforo, enxofre e ferro. Sob a ação das bactérias fermentativas (hidrólise) as

proteínas, sofrem a reação inversa da formação da ligação peptídica, são desmontadas transformando-se em aminoácidos.

- Carboidrato: Contêm carbono, hidrogênio e oxigênio, e são as primeiras substâncias a serem atacadas pelas bactérias. Estão presentes principalmente nos açúcares, amido, celulose, etc. Através da ação das bactérias fermentativas (hidrólise) os carboidratos são convertidos a açúcares.
- Lipídios: De um modo bastante amplo, o termo lipídios, engloba todas as substâncias gordurosas existentes nos reinos vegetal e animal e os óleos. É composto por carbono, hidrogênio e oxigênio. São convertidos a ácidos graxos.
- Matéria inorgânica: é formada principalmente pela presença de areia e de substâncias minerais dissolvidas.

Principais características biológicas do esgoto segundo a FUNASA (2004):

- Microorganismos: os principais são as bactérias, os fungos, os protozoários, os vírus e as algas;
- Indicadores de poluição: são vários organismos cuja presença num corpo d'água indica uma forma qualquer de poluição. Para indicar a poluição de origem humana adotam-se os organismos do grupo coliformes como indicadores.

### ***3.1.2 Tratamento dos esgotos***

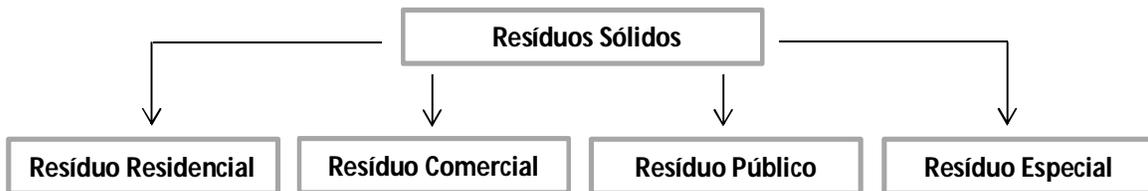
O tratamento de esgotos, de uma maneira geral, consiste na separação dos materiais sólidos, na redução da carga de matéria orgânica, na remoção dos nutrientes (nitrogênio e fósforo) e na remoção de patógenos, através de processos físicos, químicos e biológicos. Esse tratamento se divide basicamente em quatro níveis: tratamento preliminar, tratamento primário, tratamento secundário e por fim o tratamento terciário. Como resultado do processo, obtém-se no final o efluente líquido tratado e o lodo. O efluente líquido é água com reduzidos teores de materiais poluentes, que pode ser lançada nos corpos d'água, de acordo com a carga remanescente e a classe do corpo receptor. A disposição adequada dos efluentes domésticos é essencial para a preservação do meio ambiente (DAVID, 2002; VON SPERLING, 1996, PROSAB, 1999).

### 3.2 Resíduos sólidos orgânicos

#### 3.2.1 Definição

Segundo a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), os resíduos sólidos são definidos como "resíduos nos estados sólido e semissólido resultantes das atividades humanas, das atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços de varrição, considerados pelos geradores como inúteis, indesejáveis ou descartáveis" (ABNT, 2004). Os resíduos sólidos são classificados quanto a sua origem ou natureza em resíduo domiciliar ou residencial, resíduo comercial, resíduo público e resíduo especial (Figura 1) (IBAM, 2001).

**Figura 1 – Classificação dos resíduos sólidos quanto à origem**



*Fonte: Adaptado IBAM (2001).*

O resíduo residencial é oriundo das atividades diárias realizadas em casas, apartamentos e demais edificações residenciais. O resíduo comercial é gerado em estabelecimentos comerciais. Os resíduos públicos são presentes nos logradouros públicos, geralmente resultantes da natureza, como folhas, galhos, poeira e areia, e também os resíduos descartados pela população tais como papéis, embalagens, restos de alimentos entre outros. Os resíduos de fontes especiais são resíduos que merecem cuidados específicos em seu manuseio, acondicionamento, estocagem, transporte e disposição final. Dentre os resíduos especiais podem ser destacados os resíduos advindos de portos, aeroportos, indústrias, de serviços de saúde, resíduos agrícolas e resíduos radiativos (IBAM, 2001).

Os resíduos sólidos urbanos (RSU) são gerados em residências, estabelecimentos comerciais, logradouros públicos, incluindo resíduos de varrição de ruas e praças (resíduos públicos) (ABNT, 2004).

Entende-se por resíduo sólido orgânico todo resíduo de origem animal ou vegetal, ou seja, que recentemente fez parte de um ser vivo. É constituído de matéria orgânica putrescível, como por exemplo: pó de café, bagaços de frutas e verduras, folhas, sementes, ovos, restos de carnes, etc. Os resíduos alimentares compreendem os desperdícios de alimentos oriundos de residências, estabelecimentos comerciais, cantinas ou refeitórios, dentre outras fontes. As principais razões para o descarte desses alimentos são desde prazos de validade expirados, sobras do preparo excessivo de comida, além da necessidade de descarte de algumas partes dos alimentos como cascas de frutas de ovos e restos de carne tratada. É um resíduo que apresenta grande mistura e a fácil degradabilidade torna o seu tratamento mais desafiador (SILVENNOINEN et al., 2012; IACOVIDOU, OHANDJA, VOULVOULIS, 2012; ALBUQUERQUE NETO et. al., 2007).

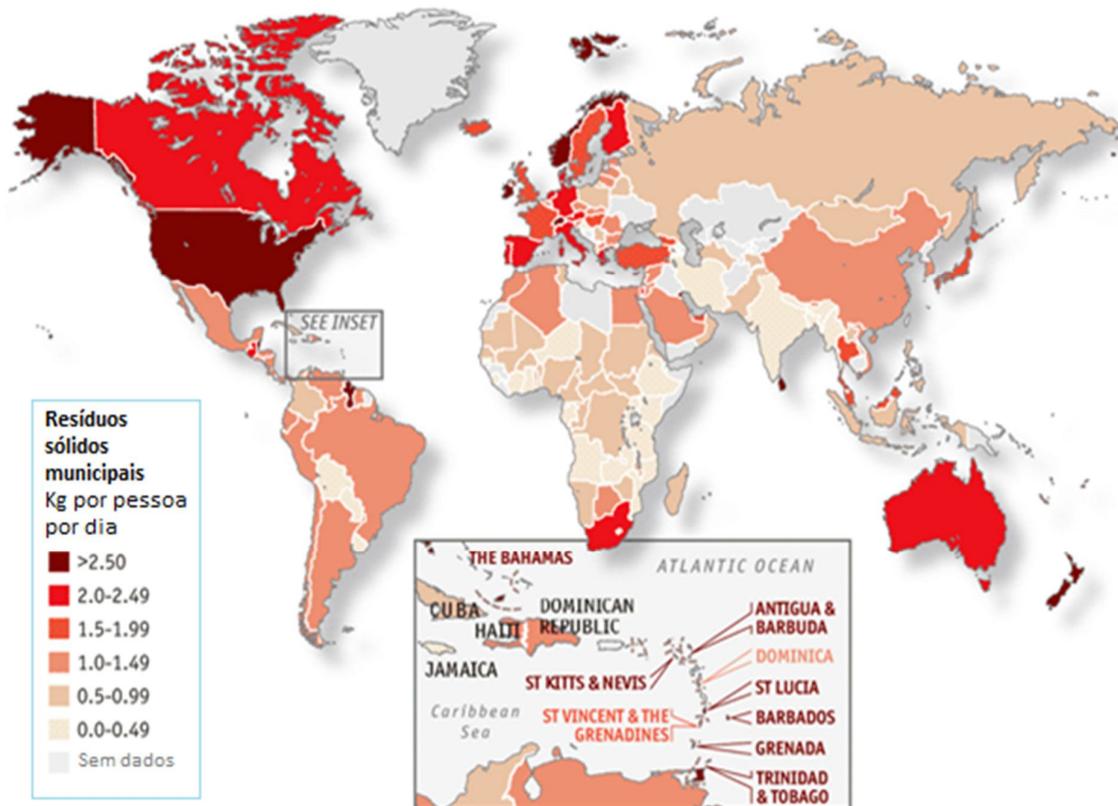
Devido à rápida decomposição deste tipo de resíduo, se não houver o mínimo de cuidado com o seu armazenamento, cria-se um ambiente propício ao desenvolvimento de microrganismos que muitas vezes podem ser agentes de possíveis doenças. Os resíduos sólidos orgânicos são classificados segundo a NBR 10.004 como resíduos não inertes devido a sua biodegradabilidade (ABNT, 2004). Os resíduos sólidos orgânicos compreendem a parcela dos resíduos que são passíveis de degradação por ação microbiana sua decomposição resulta em compostos com elevada demanda química de oxigênio (DQO), geração de líquidos e gases. Quando bioestabilizado, esse material produz o lixiviado, líquido altamente poluente, de cor escura, cheiro forte e alta DQO, carreando sólidos em suspensão e microrganismos, alguns patogênicos. A descarga deste líquido nos corpos hídricos seja pela depressão natural do terreno ou através das chuvas, provoca redução de oxigênio das águas, podendo exterminar os organismos aeróbios. (LEITE et al., 2003; ALBUQUERQUE NETO et. al., 2007).

### **3.2.2 Características**

A fração orgânica é altamente putrescível e variável em sua natureza e em suas características em termos de carboidratos, lipídios e proteínas e variam consideravelmente com base em seus componentes (ESPOSITO et. al., 2012; CARUCCI et al., 2005; STRAKA et al., 2007; BELITZ et al., 2009; IACOVIDOU et. al., 2012a). O resíduo orgânico é variável, devido à diversidade de suas fontes, assim como difere de lugar para lugar sua composição. As características do resíduo podem variar em função de aspectos sociais, econômicos, culturais, geográficos e climáticos, ou seja, os mesmos fatores que também diferenciam as

comunidades entre si e as próprias cidades. Predominam maiores produções de resíduos sólidos nas sociedades de maior poder econômico e menores produções nas regiões menos favorecidas economicamente, e quanto menor a renda da população, maior o percentual de matéria orgânica gerada. A Figura 2 apresenta a produção per capita de resíduos sólidos urbanos, onde é possível observar que os países mais ricos como os Estados Unidos que possuem renda per capita de US\$ 55.860,00 (WORLD BANK, 2014) produzem valores superiores a 2,5 kg de resíduos por dia e o Brasil com uma renda per capita de US\$ 15.590,00 (WORLD BANK, 2014) produz entre 1,0 e 1,49 kg (COAMB, 2011; WORLD BANK, 2012; IBAM, 2001).

**Figura 2 – Mapa de geração de Resíduos Sólidos Urbanos no mundo**



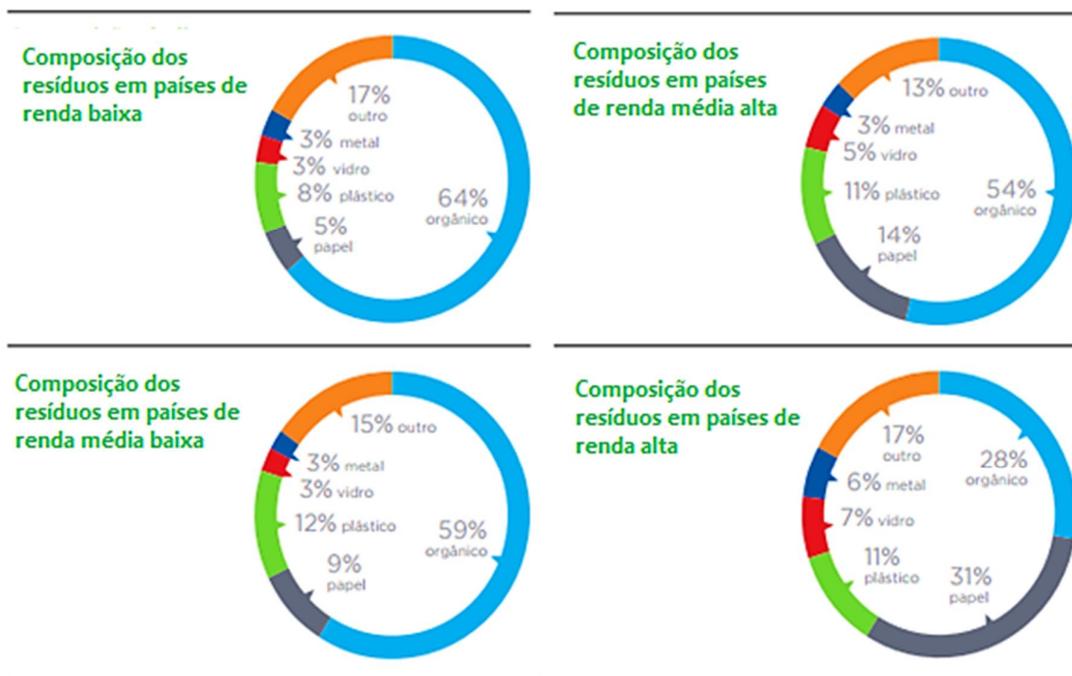
Fonte: World Bank (2012)

A Figura 3 expressa a variação da composição dos resíduos em alguns países com diferentes rendas, deduzindo-se que a participação da matéria orgânica tende a se reduzir nos países mais desenvolvidos ou industrializados, provavelmente em razão da grande incidência

de alimentos industrializados (preparados ou semipreparados) disponíveis no mercado consumidor (WORLD BANK, 2012; ABRAMOVAY; SPERANZA; PETITGAND, 2013).

No Brasil, a composição do lixo está próxima à faixa superior dos países de renda média, como se pode observar ao analisar as Figuras 3 e Figura 4. A fração da matéria orgânica é a mais expressiva, segundo a ABRELPE, 51,4% dos resíduos sólidos urbanos gerados no Brasil corresponde a matéria orgânica, nível pouco inferior à faixa mais rica dos países de renda média.

**Figura 3 – Composição gravimétrica dos resíduos sólidos em países com diferentes rendas**

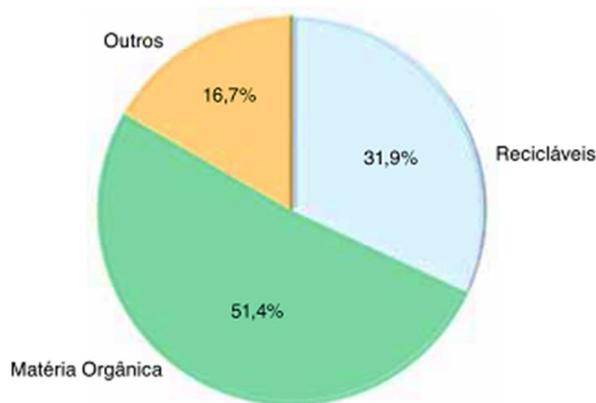


Fonte: World Bank (2012)

É importante ressaltar que o peso relativo cada vez menor dos materiais orgânicos na composição dos resíduos, conforme aumenta a riqueza do país, não significa necessariamente sua redução absoluta (ABRAMOVAY; SPERANZA; PETITGAND, 2013; WORLD BANK, 2012; ABRELPE, 2012).

Abramovay, Speranza e Petitgand (2013) comentam que embora o lixo orgânico gerado pelos países componentes da OCDE<sup>1</sup> (Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Económico) corresponda a 27% de tudo o que ela gera (contra 62% na Ásia do Leste e do Pacífico), em termos absolutos, o resíduo orgânico dos países ricos supera o que se descarta nos países pobres asiáticos. Os autores concluem que a geração de resíduos, qualquer que seja a categoria considerada, é avassaladoramente maior no mundo rico que nos países em desenvolvimento.

**Figura 4 – Composição gravimétrica dos resíduos sólidos no Brasil**



Fonte: Plano Nacional de Resíduos Sólidos<sup>2</sup> (2011) apud ABRELPE (2011)

### ***3.3 Dispositivo triturador de resíduos sólidos alimentares***

#### ***3.3.1 Definição***

O dispositivo triturador de resíduos alimentares é um dispositivo eletromecânico que é instalado diretamente embaixo da pia da cozinha e conectado ao cano de esgoto. Estas unidades são desenvolvidas para moer material orgânico, tais como pedaços de carne, legumes, caroços de frutas, cascas de frutas cítricas, grãos de café e pequenos ossos. Através do dispositivo, os restos alimentares moídos seguem para a estação de tratamento de esgoto, via o sistema de tubulação. As operações realizadas no funcionamento do dispositivo

<sup>1</sup> OCDE (Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Económico) - Organização internacional composta por 35 países. A maioria dos membros da OCDE é composta por economias com um elevado PIB per capita e Índice de Desenvolvimento Humano e são considerados países desenvolvidos.

<sup>2</sup> Plano Nacional de Resíduos Sólidos - Versão pós Audiências e Consulta Pública para Conselhos Nacionais (Fevereiro/2012)

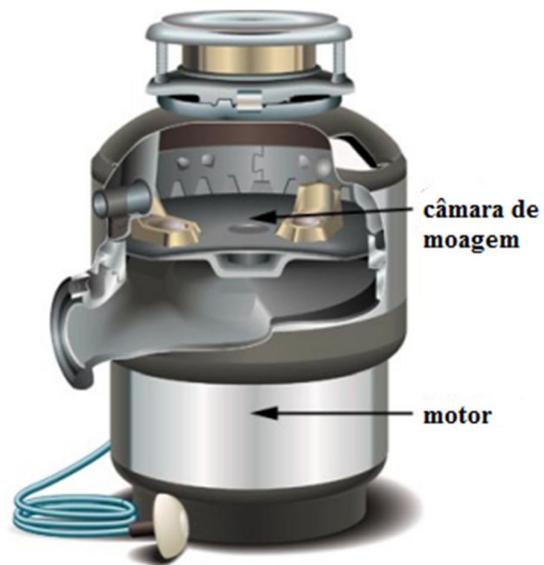
triturador podem ser descritas nas seguintes ações: primeiramente deve-se ligar a torneira, e posteriormente ligar o dispositivo, depois adicionar os restos alimentares e por fim deixar a água correr por mais uns 20 a 30 segundos após o triturador finalizar a moagem. Evans (2007) acrescenta que a água da torneira que é usada para a lavagem deve ser fria para aglutinar a gordura nas outras partículas e, assim, evitar a deposição nas paredes da tubulação; assim como a água fria auxilia o resfriamento do motor elétrico. Na Figura 5 (a) é possível ver o esquema do dispositivo triturador em funcionamento no momento do lançamento do material orgânico na pia, a Figura 5 (b) ainda apresenta um corte transversal do dispositivo onde pode-se observar a parte interna e os seus componentes (ROSENWINKEL; WENDLER, 2001; EVANS, 2007).

O dispositivo foi desenvolvido pelo arquiteto John Hammes, no ano de 1927. Esses trituradores de resíduos foram introduzidos pela primeira vez na década de 30 nos Estados Unidos, quando foram instalados na maioria das cozinhas (PÉREZ-ELVIRA *et al.*, 2014; MACNAIR, 2000).

**Figura 5 – (a) Esquema do dispositivo triturador em funcionamento e (b) corte transversal**



(a)



(b)

Fonte: ISE (1999)<sup>3</sup> apud Rosenwinkel e Wendler (2001)

<sup>3</sup> ISE (1999) - Homepage of the company In-Sink-Erator. <http://www.insinkerator.com/International/51/51.htm>.

### 3.3.2 Utilização e difusão do dispositivo

Os dispositivos trituradores são incluídos como um item padrão em mais de 80% da construção de novas residências e são encontrados em quase metade dos domicílios dos Estados Unidos (MACNAIR, 2000; EVANS, 2007). Na Dinamarca e na Finlândia, a permissão é necessária antes da instalação de um dispositivo, dependendo das autoridades locais. Na Áustria, Bélgica, França, Alemanha, Holanda, Luxemburgo e Portugal, o uso do triturador não é permitido ou é desencorajado, enquanto na Irlanda, Itália e Reino Unido, não há nenhuma restrição (CECED 2003).

Apesar de popular em muitos países desenvolvidos, como os EUA, Austrália, Canadá e Nova Zelândia, a utilização do dispositivo ainda sofre oposição em alguns países europeus, por uma série de razões (OHANDJA *et al.* 2008), sendo o seu potencial, como uma opção para a gestão de resíduos, pouco considerado. Países europeus ainda parecem ser céticos sobre a aplicação desta tecnologia, onde se mostram opiniões controversas e políticas que não facilitam o seu uso doméstico.

No entanto, as preocupações que cercam o uso do dispositivo existem; particularmente, alguns países europeus restringem a instalação devido às preocupações sobre potenciais efeitos adversos da carga no sistema de esgoto, mudanças das características das águas residuais, e possível necessidade de readaptação das estações de tratamento de esgoto (IACOVIDOU *et al.*, 2012a).

Na verdade, apenas 6% dos domicílios no Reino Unido têm os trituradores de resíduos sólidos em suas cozinhas (PÉREZ-ELVIRA *et al.*, 2014). Nova Iorque, por exemplo, proibiu por um longo tempo o uso de trituradores de resíduos devido a preocupações de que a rede de esgoto da cidade não pudesse lidar com a carga adicional. Porém o governo estadual, após 21 meses de condução de programa piloto para estudar os efeitos potenciais da permissão do uso dos dispositivos trituradores, juntamente com o Departamento de Proteção Ambiental da cidade de Nova Iorque, revogou a proibição dos trituradores no ano de 1997 através de lei local (New York City DEP, 1997). O resultado do estudo realizado pelo Departamento de Proteção Ambiental da cidade de Nova Iorque conclui que não são esperados potenciais impactos adversos significativos sobre o sistema de esgoto da cidade, se os trituradores de resíduos são permitidos. Como parte do estudo piloto, foi realizada filmagem antes dos dispositivos serem instalados, durante e ao final do estudo. Foram observados nas fitas de

vídeo no final do período de estudo a tubulação sem depósitos visíveis de material em suspensão (New York City DEP, 1997).

### 3.3.3 *Vantagens e Desvantagens*

Os benefícios provenientes da utilização do dispositivo são muitos. Estudos demonstram que o uso do dispositivo triturador de resíduos é eficaz na redução da quantidade de resíduos de alimentos descartados em aterros (IACOVIDOU *et al.*, 2012a). Rosenwinkel; Wendler (2001) e Lee *et al.* (2013) apresentam como vantagens da utilização dos dispositivos trituradores uma melhoria das condições de higiene sobre as famílias e a coleta de resíduos, a utilização de infraestrutura existente e a utilização do potencial energético dos resíduos orgânicos, por meio da captação do biogás produzido nas estações de tratamento. Lee *et al.* (2013) comentam que, dados esses benefícios, o uso do dispositivo recentemente está em discussão como sistema alternativo de coleta na Coreia.

O uso do dispositivo triturador é uma alternativa viável para as opções tradicionais de gestão de resíduos, uma vez que é conveniente para os usuários e pode reduzir os custos associados à coleta e disposição final dos resíduos orgânicos (OHANDJA *et al.*, 2008). Além disso, a aplicação destas unidades em áreas em que a coleta de resíduos é complicada e cara, tal como em pequenas cidades descentralizadas e/ou de difícil acesso, foi considerada de importância fundamental (BATTISTONI *et al.*, 2007). Os dispositivos eliminam ou reduzem bastante a necessidade de coleta em compartimentos separados e a coleta e a eliminação de resíduos sólidos orgânicos. Oferece uma maneira mais conveniente de lidar com o desperdício de alimentos, minimizando as emissões potenciais de mau odor e o risco de ratos e insetos sendo atraídos para o lixo descartado (OHANDJA *et al.*, 2008).

Battistoni *et al.* (2007) verificaram que um aumento nas cargas orgânicas resultantes da utilização do dispositivo poderia melhorar substancialmente a qualidade de lodo de esgoto, aumentando a matéria orgânica e promovendo uma melhor remoção de nutrientes em processos aeróbicos no tratamento de águas residuais.

Além destes benefícios relatados, as preocupações com o consumo de energia, consumo de água, danos aos sistemas de esgotos, mudanças nas características de águas residuais e produção de lodo também estão associados com o uso desses dispositivos (IACOVIDOU *et al.*, 2012a). Porém é estimado que o consumo de água requerido pelo dispositivo é cerca de 3-4 L por dia o que é insignificante comparado com o consumo diário de água (cerca de 150

L/hab./dia) (EVAN *et al.*, 2010). Ainda relacionado ao consumo de água, Iacovidou *et al.* (2012a) estimam, baseados em média de treze estudos, que o consumo de água é de 2,8 L/hab /dia. Evans (2007) relatou que uma utilização de 2,4 vezes por dia, durante 16 s por uso correspondeu a um consumo anual de energia de 2 a 3 kW por membro de família. O custo da eletricidade consumida para executar o dispositivo foi relatado como sendo relativamente insignificante (MARASHLIAN; EL-FADEL, 2005).

### ***3.4 Tratamento de resíduos sólidos orgânicos combinado ao tratamento de efluentes domésticos***

Nos sistemas convencionais, o tratamento de efluentes domésticos é realizado em estações de tratamento de esgoto (ETE), enquanto a fração orgânica dos resíduos sólidos é destinada quase sempre para aterros sanitários. Ambos, efluente doméstico e resíduos sólidos orgânicos são tratados separadamente com tecnologias que utilizam a digestão anaeróbia, levando a duplicidade de transporte e tratamento de rotas, o que mostra duas tecnologias anaeróbias diferentes sendo aplicadas de forma não otimizada. Os sistemas de coleta dos resíduos sólidos podem ser dispendiosos e não-seletivos (PÉREZ-ELVIRA *et al.*, 2014).

Uma nova abordagem surge com o objetivo da utilização de resíduos de alimentos como um co-substrato na digestão de esgoto, em um processo conhecido como co-digestão. A co-digestão é a digestão de dois substratos conjuntamente como forma de obter melhor eficiência do processo (IACOVIDOU *et al.*, 2012b). A técnica de co-digestão permite a utilização de instalação existente, aumentando a produção de biogás e da energia produzidas nas unidades de co-geração, com isso não se tem custo com novas instalações (GÓMEZ *et al.*, 2006).

Iacovidou, *et al.* (2012b) e Jingura e Matengaifa (2009) descrevem os benefícios de resíduos sólidos orgânicos como co-substrato na digestão de lodo de esgoto, como o aumento da taxa de produção de metano, o aumento da eficiência de degradação do esgoto na fase da hidrólise devido à aceleração do crescimento dos microorganismos, pois como a fração de matéria orgânica é de fácil degradação, acelera esse processo.

Nesse processo de co-digestão é necessário que haja atenção, pois, a fração orgânica dos resíduos apresenta composição bastante variável porque os microorganismos são ambientados em uma mistura e, mudanças nesta mistura, podem resultar em alterações nas reações do processo e, dependendo da composição predominante na fração orgânica, como um mineral ou nutriente em maiores quantidades, podem resultar em inibição ou causar

toxicidade do meio. Iacovidou *et al.* (2012b) alertam que é necessário uma série de cuidados e monitoramentos para que se possa obter os bioprodutos desejados.

Para que os resíduos sólidos orgânicos sejam direcionados a ETE é necessário à implementação de trituradores de resíduos alimentares, nas pias das casas da população, de modo que a fração de resíduos sólidos seja evacuada juntamente com o esgoto doméstico (PÉREZ-ELVIRA *et al.*, 2014).

### **3.5 A digestão anaeróbia de efluentes**

A digestão anaeróbia é um processo biológico na qual um consórcio de diferentes tipos de microorganismos, na ausência de oxigênio molecular livre, interagem para converter compostos orgânicos complexos (carboidratos, lipídios e proteínas) em metano, gás carbônico, nitrogênio, amônia, ácido sulfídrico, água, traços de outros gases, além de novas células bacterianas. Os microorganismos envolvidos no processo apresentam alto grau de especificidade e cada grupo atua em determinada classe de reações de forma simbiótica (LEITE *et al.*, 2009; PROSAB, 1999; CHERNICHARO, 1997). O processo da digestão anaeróbia caracteriza-se pela produção de metano e de gás carbônico, onde o metano é o composto orgânico mais reduzido e o gás carbônico é o composto orgânico mais oxidado. E a maior parte do material orgânico biodegradável presente no afluente é desprendida para a fase gasosa, cerca de 50 a 70% da DQO de entrada é convertido em gás metano, resultando numa efetiva remoção de matéria orgânica (PICKBRENNER, 2002; CHERNICHARO, 1997).

Em princípio, todos os compostos orgânicos podem ser degradados pela via anaeróbia. Porém, o processo se mostra mais econômico e mais eficiente quando os dejetos são facilmente biodegradáveis. Os digestores anaeróbios têm sido largamente aplicados para o tratamento de resíduos sólidos, lodos de estações de tratamento de esgoto e lixo urbano. Assim como também a digestão anaeróbia vem sendo aplicada para o tratamento de efluentes industriais como efluentes de cervejaria, de abatedouro, de curtume e de indústrias alimentícias (CHERNICHARO, 1997).

A importância da digestão anaeróbia como processo de tratamento de resíduos orgânicos cresceu de forma extraordinária nas últimas décadas, principalmente por apresentar balanço energético mais favorável quando comparado aos processos aeróbios convencionais. A tecnologia anaeróbia apresenta alguns benefícios e/ou vantagens quando da sua comparação com o processo aeróbio. Dentre as principais vantagens tem-se: baixo consumo de energia

(não há a necessidade de introduzir oxigênio ao sistema), baixa produção de sólidos, baixos custos de implantação e operação, tolerância a elevadas cargas orgânicas e possibilidade de utilização do biogás produzido (FORESTI; CHERNICHARO, 1997; LETTINGA, 1995).

Para dar celeridade ao processo de digestão criam-se condições favoráveis, nos sistemas de tratamento, requeridas pelos microorganismos para que estes realizem as reações de conversão da matéria orgânica. Por se tratar de um processo biológico, vários fatores influenciam o desempenho da digestão anaeróbia. Condições essas que se referem tanto ao próprio projeto do sistema como às condições operacionais nele existentes. Em relação ao projeto de sistemas de tratamento o sistema deve garantir grande massa de bactérias ativas que atuem no processo da digestão anaeróbia e que haja contato intenso entre o material orgânico presente no afluente e a massa bacteriana no sistema. Dentre os fatores operacionais, os que mais influenciam são a concentração de sólidos, a temperatura, a alcalinidade, o pH e a umidade, bem como a presença de nutrientes (PROSAB, 1999; KHALID et al., 2011).

### ***3.5.1 Etapas da digestão anaeróbia***

A digestão anaeróbica da matéria orgânica envolve uma série de etapas diferentes de degradação representando um sistema delicadamente balanceado, que ocorre em etapas sequenciais e que dependem da atividade de pelo menos três grupos fisiológicos de organismos: as bactérias fermentativas (ou acidogênicas), as bactérias acetogênicas (ou sintróficas) e as bactérias metanogênicas (KHALID et al., 2011; CHERNICHARO, 1997). O processo de degradação da matéria orgânica ocorre segundo quatro etapas principais: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese.

A primeira etapa da degradação consiste na hidrólise onde o material particulado é convertido em compostos dissolvidos de menor peso molecular (compostos mais simples), os quais podem atravessar as paredes celulares das bactérias fermentativas. Essa conversão é realizada por meio da ação das exoenzimas excretadas pelas bactérias fermentativas hidrolíticas. Nesta etapa as proteínas são convertidas em aminoácidos, os lipídeos em ácidos graxos e os carboidratos em açúcares (PROSAB, 1999; CHERNICHARO, 1997).

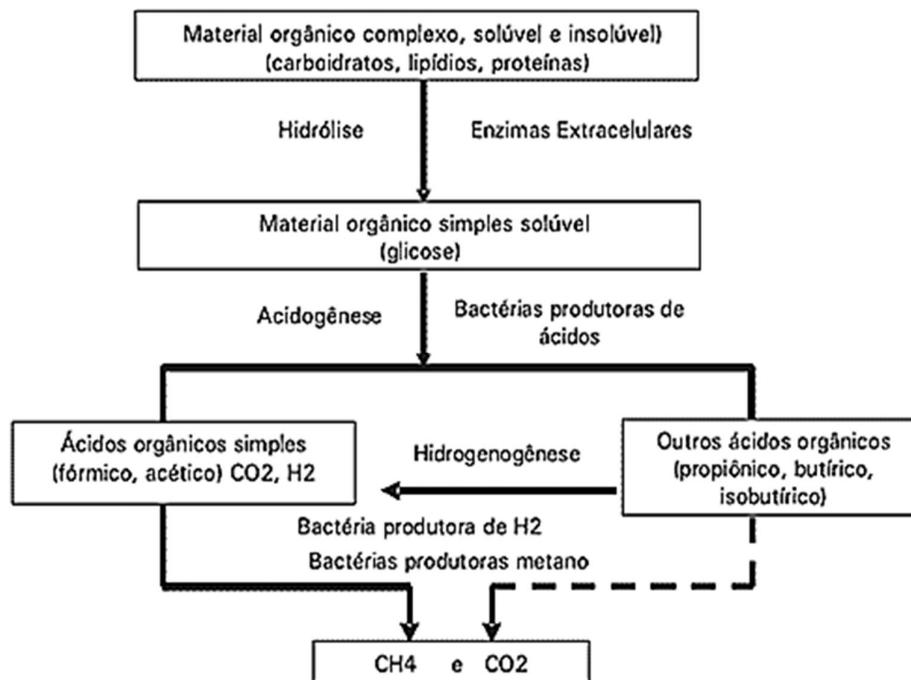
A hidrólise pode ser a etapa limitativa para todo o processo, influenciando a eficiente conversão dos substratos orgânicos, principalmente se ocorrerem situações de sobrecarga destes substratos nos digestores, uma vez que será necessário um tempo maior para solubilização dos compostos orgânicos (PEREIRA, 2013; MENEZES, 2012).

A segunda etapa considerada é a acidogênese onde as bactérias fermentativas acidogênicas absorvem, no interior de suas células, os compostos gerados durante a hidrólise, transformando-os em substâncias mais simples que são posteriormente excretados ao meio. Os compostos produzidos compreendem ácidos orgânicos (ácidos graxos voláteis (AGV)) (ácido acético, fórmico, propiônico, butírico e láctico), álcoois, gás carbônico, hidrogênio, ácido sulfídrico e amônia, além de outras células bacterianas (PROSAB, 1999; BENGTTSSON, 2008, CHERNICHARO, 1997). A fermentação na etapa da acidogênese é realizada por um grupo diversificado de bactérias, na maioria anaeróbia obrigatória. Algumas delas são facultativas e podem metabolizar material orgânico através de via oxidativa. Isso é importante nos sistemas de tratamento anaeróbio, porque o oxigênio dissolvido, eventualmente presente, se não fosse removido pelas bactérias acidogênicas facultativas poderia se tornar uma substância tóxica para as metanogênicas (PROSAB, 1999).

A terceira fase da digestão anaeróbia é a acetogênese, onde os ácidos orgânicos e álcoois produzidos na fase acidogênica são metabolizados pelas bactérias acetogênicas para produzir ácido acético, dióxido de carbono e hidrogênio (APPELS, 2008). Cerca de 70% da DQO digerida é convertida em ácido acético, enquanto os outros 30% restantes da DQO estão concentrados no hidrogênio formado. A acetogênese é etapa essencial na conversão de compostos intermediários (principalmente propionato e butirato) em ácido acético, no entanto, a formação de acetato resulta na produção de grande quantidade de hidrogênio, gerando uma redução no valor do pH do meio. Ademais, a formação de acetato a partir de propionato e butirato é termodinamicamente desfavorável, isto é, não ocorre de forma espontânea a não ser que essas espécies químicas (acetato e hidrogênio) sejam retiradas do meio, para assim deslocar o equilíbrio da reação no sentido da formação desses produtos (PROSAB, 1999; CHERNICHARO, 1997). A consequência dessa não remoção é o acúmulo de ácidos orgânicos (MINISTERIO DAS CIDADES E GIZ, 2010). Portanto, uma vez que os ácidos propiônico e butírico são formados, as reações acetogênicas só serão possíveis se as concentrações de hidrogênio e acetato forem mantidas baixas. Essa tarefa é conseguida através da ação dos microorganismos consumidores de acetato e hidrogênio. A remoção de hidrogênio do meio é realizada principalmente pelas bactérias metanogênicas hidrogenotróficas e as bactérias redutoras de sulfato. (PROSAB, 1999; CHERNICHARO, 1997). De todos os produtos metabolizados pelas bactérias acidogênicas, apenas o hidrogênio e o acetato podem ser utilizados de forma direta pelas bactérias metanogênicas (LOUZADA, 2006).

Na quarta e última fase, chamada metanogênese, o metano é produzido a partir da conversão de acetato, hidrogênio e dióxido de carbono, principalmente, em metano e dióxido de carbono. Essa conversão é efetuada pelos microorganismos metanogênicos (arqueas metanogênicas), que desempenham uma função vital em ambientes anaeróbios, pois removem o excesso de hidrogênio e os produtos da fermentação que são oriundos de fases anteriores. Com isso é possível a redução da pressão parcial de hidrogênio do meio, o que torna possível as reações efetivadas pelas acetogênicas (CHERNICHARO, 1997). As bactérias metanogênicas são divididas em dois grupos principais as metanogênicas acetotróficas (acetoclástica) e as metanogênicas hidrogenotróficas. O metano é formado pelas metanogênicas acetotróficas, a partir da redução de acetato, e pelas metanogênicas hidrogenotróficas, a partir da redução de gás carbônico (CHERNICHARO, 1997; PROSAB, 1999). Desta forma, as bactérias metanogênicas dependem do substrato fornecido pelas acetogênicas, que são dependentes das acidogênicas e estas por sua vez das fermentativas hidrolíticas, estabelecendo-se um mecanismo de interações entre diversificados grupos de bactérias (SILVA, 2009). A Figura 6 apresenta as etapas do processo de digestão anaeróbia.

**Figura 6 – Diagrama do processo de digestão anaeróbia**



Fonte: Santos (2011)

De modo geral, as quatro fases da decomposição anaeróbia ocorrem paralelamente em um processo de um único estágio. No entanto, uma vez que as bactérias têm exigências diferentes quanto ao seu habitat, tais como o pH e a temperatura, deve ser definido um meio termo em relação à tecnologia do processo (MINISTERIO DAS CIDADES E GIZ, 2010). As bactérias acidogênicas crescem mais rápido e são menos sensíveis às variações de pH quando comparadas as acetogênicas e metanogênicas (FUENTES et. al, 2008).

O biogás rico em metano, formado na digestão anaeróbia, é considerado uma fonte energética renovável, adequando-se à produção de energia e pode substituir as fontes energéticas fósseis (CURRY; PILLAY, 2012).

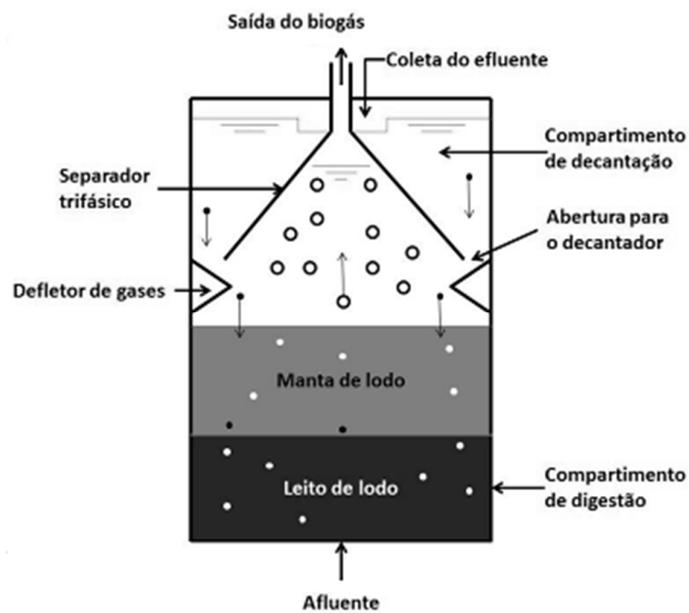
### **3.6 Reator UASB**

O reator tipo UASB, sigla em inglês para *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* ou Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente de Manta de Lodo foi desenvolvido na Holanda no final da década de 70 pelo Dr. Gatze Lettinga, com a finalidade de tratar efluentes industriais. Desde então, o mesmo vem sendo utilizado tanto no tratamento de efluentes industriais como domésticos (LÉO MATSUMOTO, 2007). Em decorrência da ampliação do conhecimento na área, os sistemas anaeróbios de tratamento de esgotos, notadamente o uso dos reatores de manta de lodo (UASB), cresceu e se aperfeiçoou passando a ocupar posição de destaque principalmente no Brasil, devido às condições favoráveis de temperatura (CHERNICHARO, 1997).

O reator UASB é um sistema de alta taxa o que é caracterizado por serem operados com baixos tempos de detenção hidráulica, elevados tempos de retenção celular e necessitam incorporar mecanismos de retenção de biomassa. Em relação ao tipo de crescimento de biomassa do sistema, o reator UASB é classificado como possuindo crescimento bacteriano disperso. Basicamente os UASB são reatores de manta de lodo nos quais o esgoto afluente entra no fundo do reator e em seu movimento ascendente, atravessa uma camada de lodo biológico que se encontra em sua parte inferior, passa por um separador de fases, enquanto escoar em direção à superfície. O esgoto é biologicamente degradado, tanto no leito quanto na manta de lodo. O efluente deixa o reator através de um decantador interno que está localizado na parte superior do reator. O sistema é automisturado graças ao movimento ascendente das bolhas de biogás e ao fluxo de esgoto através do reator. Um dispositivo de separação de gases e sólidos, localizado abaixo do decantador, garante as boas condições para a sedimentação das

partículas que se “afastam” da manta de lodo, permitindo que estas retornem para o compartimento de digestão, ao invés de serem arrastadas para fora do sistema junto ao efluente. O perfil de sólidos no reator altera de muito denso e com partículas granulares de alta capacidade de sedimentação, próximas ao fundo (leito de lodo), até um lodo mais disperso e leve, próximos ao topo do reator (manta de lodo). (CHERNICHARO, 1997). Essa manta de lodo é formada basicamente pela acumulação dos sólidos suspensos e pelo crescimento dos microrganismos (SUBTIL, 2007) (Figura 7).

**Figura 7 – Esquema do funcionamento de um reator UASB**



Fonte: Chernicharo (1997)

A instalação do separador trifásico (separador de sólidos de líquidos e gases) é o que garante o retorno do lodo assim como a elevada capacidade de retenção de grandes quantidades da biomassa, de elevada atividade microbiana, sem a necessidade de qualquer meio de suporte (PROSAB, 1999). Os separadores trifásicos também possibilitam a coleta do biogás produzido no processo do tratamento, porém apenas os que apresentam menor solubilidade em água é que se liberam da fase líquida. Esses gases são ricos em metano, normalmente cerca de 70 a 80% de sua composição e proporcionalmente pobres em gás sulfídrico (CHERNICHARO, 1997).

#### 4. MATERIAIS E MÉTODOS

A presente pesquisa objetivou estudar o tratamento de efluente doméstico acrescido de resíduos alimentares triturados, em reator UASB. Para tanto, foram empregados dois reatores UASB, onde o primeiro reator foi utilizado no tratamento de esgoto doméstico sintético e o segundo, aplicado no tratamento de esgoto doméstico sintético adicionado de resíduos alimentares triturados.

##### 4.1 Condições operacionais aplicadas

Os reatores foram nomeados como reator resíduos alimentares (RA) e reator controle, onde o reator RA teve como substrato o esgoto sintético acrescido dos resíduos alimentares triturados e o reator controle teve como substrato o esgoto sintético.

Os reatores foram operados segundo as condições apresentadas na Tabela 1, para obtenção da carga orgânica volumétrica (COV) adotou-se um valor médio de DQO para cada fase. Foi aplicado um Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) de 24 horas em ambos os reatores e em ambas as fases de operação do reator RA. A operação do reator tratando esgoto sintético adicionado de resíduos sólidos triturados foi dividida em duas fases com o mesmo TDH, porém com as concentrações dos resíduos alimentares adicionados diferentes. O tempo de detenção e a carga permaneceram os mesmos para o reator que tratou somente o esgoto sintético. Não houve mudança de fase para o reator Controle, o mesmo continuou operando sob as mesmas condições iniciais.

**Tabela 1 – Condições operacionais**

<b>Condições operacionais aplicadas</b>			
<b>Fase</b>	<b>TDH (h)</b>	<b>COV resultante (kg DQO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>)</b>	<b>Concentração de resíduos alimentares (g.L<sup>-1</sup>)</b>
<b>Reator RA</b>			
Fase I	24	0,96	2,0
Fase II	24	1,35	3,6
<b>Reator Controle</b>			
Única Fase	24	0,52	–

#### 4.2 Descrição do sistema experimental

O trabalho experimental foi desenvolvido no Laboratório de Engenharia Ambiental (LEA) do Campus Acadêmico do Agreste (CAA) da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), situado no Município de Caruaru/PE. Ambos os reatores foram instalados, operados e monitorados no referido laboratório.

Os reatores (Figuras 8 e 9) foram construídos em escala de bancada, confeccionados com tubos de Cloreto de polivinila (PVC). Cada reator consistiu em tubo de 150 mm de diâmetro e 580 mm de altura (volume útil de 8 L e 9 L de volume total) (Figura 10). Ambos possuíam separador trifásico (separador de líquido, sólido e gás), construído em material de plástico. O defletor de gases foi confeccionado em material de borracha. Em cada reator foram instalados 3 (três) pontos de amostragem, utilizando-se registros com diâmetro de 20 mm. A entrada e o ponto de saída dos reatores também possuíam o diâmetro de 20 mm. Mangueiras flexíveis, fabricadas em material de silicone foram utilizadas para transportar o afluente do reservatório na geladeira até a entrada do reator.

**Figura 8 – Fotografia dos reatores instalados no Laboratório de Engenharia Ambiental**



Fonte: O Autor (2016)

Para transporte do efluente, foi utilizado mangueira em material plástico, que destinou o efluente para o reservatório coletor. Para o transporte dos gases também foi utilizada mangueira em material plástico, porém de diferente diâmetro da usada para transporte do efluente. Os reatores possuíam suas saídas de gases conectadas a aparatos para lavagem do biogás e medição do volume de metano produzido. A solução para a lavagem do biogás era hidróxido de sódio 3%, com indicador de azul de bromotimol.

**Figura 9 – Etapas da montagem dos reatores**

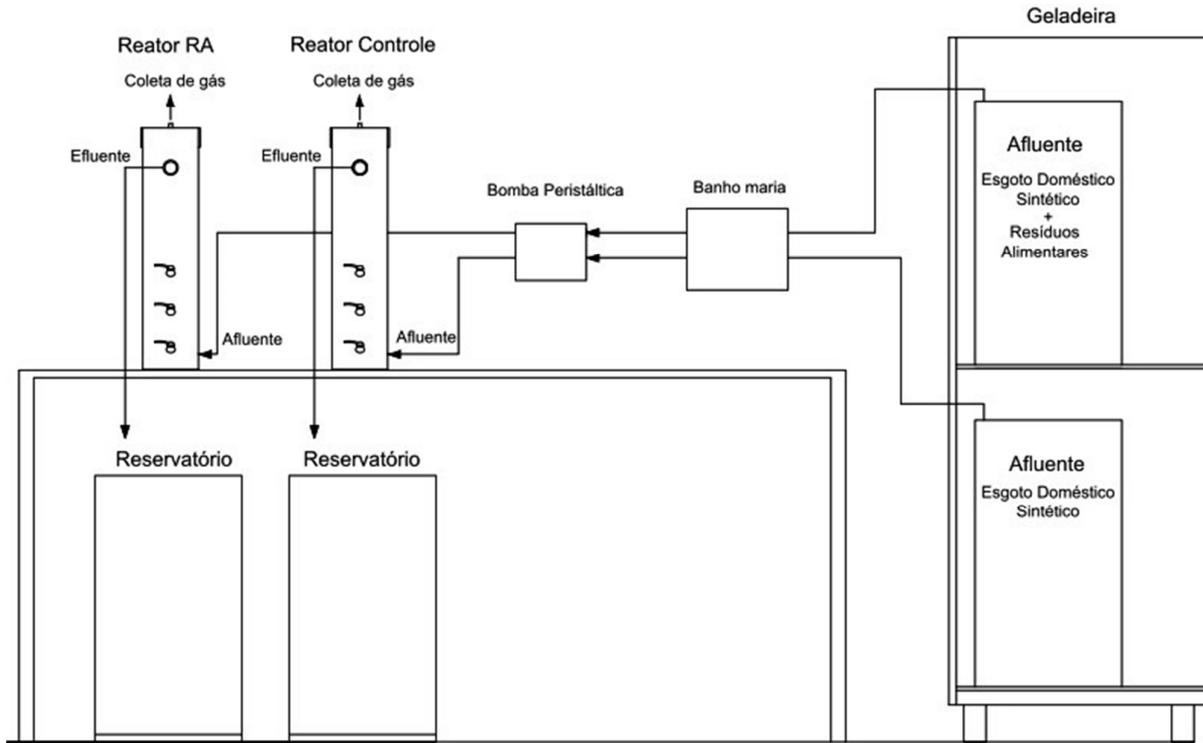


Fonte: O Autor (2016)

O esgoto sintético era preparado e acondicionado em geladeira em baixa temperatura (4°C em média), para auxiliar na manutenção das características do esgoto.

Os afluentes eram mantidos na geladeira com agitação constante. Por bombeamento os afluentes contidos nos reservatórios na geladeira eram conduzidos ao “banho maria”, para atingirem uma temperatura média de 25°C antes de entrarem nos reatores. Em seguida ao deixarem os reatores os efluentes eram destinados a reservatório coletor (Figura 10).

**Figura 10 – Esquema ilustrativo do sistema**



Fonte: O Autor (2016)

### ***4.3 Inoculação dos reatores***

Os reatores anaeróbios foram inoculados com lodo anaeróbio proveniente de reator UASB da cervejaria localizada no estado de Pernambuco, reator em operação a cerca de 1 ano e meio. Os reatores foram preenchidos com lodo em 1/3 de seu volume útil.

### ***4.4 Efluente sintético utilizado no experimento***

Os reatores foram alimentados com esgoto sintético, simulando esgoto doméstico real, para possibilitar um maior controle da composição e concentração dos compostos, mantendo assim as características do afluente. E segundo Patza (2007) a utilização do esgoto sintético proporciona uma maior praticidade operacional ao sistema e apresenta ainda a vantagem da redução do risco de contaminação no manuseio do experimento.

Para a preparação do esgoto doméstico sintético foi utilizada a metodologia proposta por Torres (1992) adaptada por Parsekian (2003) (Tabela 2). Onde Parsekian (2003), em sua

pesquisa de doutorado, utilizou efluente doméstico sintético na alimentação dos seus reatores UASB. As quantidades pré-definidas de componentes orgânicos simulam as proteínas (representada pelo extrato de carne), carboidrato (representado pela sacarose, amido e celulose) e lipídeos (representado pelo óleo de soja) que estão presentes no esgoto real. Torres (1992) adicionou também ao substrato sintético soluções de sais minerais (NaCl, MgCl<sub>2</sub>.6H<sub>2</sub>O, CaCl<sub>2</sub>.2H<sub>2</sub>O e KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>) para tornar o esgoto com características ainda mais semelhantes ao esgoto sanitário real.

**Tabela 2 – Composição do esgoto sintético - Formulação de Torres (1992)**

<b>Compostos Orgânicos</b>	<b>Concentração (g/l)</b>
Extrato de carne	0,208
Sacarose	0,035
Amido	0,114
Celulose	0,034
Óleo de soja	0,051 ml/l
Detergente	0,114
Bicarbonato de sódio	0,2
Solução de sais minerais	5,0 ml/l
<b>Solução de sais minerais</b>	<b>Quantidade por litro</b>
NaCl	0,2500 g
MgCl <sub>2</sub> .6H <sub>2</sub> O	0,0070 g
CaCl <sub>2</sub> .2H <sub>2</sub> O	0,0045 g
KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	0,0264 g

Fonte: Parsekian (2003)

#### **4.5 Preparação dos resíduos alimentares padrão**

Visando minimizar as variações na composição do substrato, um resíduo alimentar triturado sintético foi preparado, simulando a água residuária advinda do dispositivo triturador de cozinha. Os resíduos alimentares que foram usados nessa pesquisa se basearam na composição dos resíduos alimentares produzidos pelas famílias do Reino Unido, participantes de um estudo realizado pela WRAP e publicado no ano de 2008, em relatório nomeado *The food we waste* (WRAP, 2008). A referida pesquisa calculou os montantes e tipos de resíduos de alimentos que foram produzidos no Reino Unido, onde foram realizadas entrevistas num

total de 2715 domicílios, onde deste total 2138 domicílios tiveram seus resíduos coletados para análise.

Baseado nos dados disponibilizados no relatório WRAP foi elaborada a tabela dos componentes e composição de resíduos alimentares que foi utilizada na presente pesquisa, como pode ser observado na Tabela 3. Os componentes definidos em cada categoria representaram os respectivos grupos alimentares em questão, pois são os alimentos mais presentes nos resíduos alimentares.

**Tabela 3 – Composição de resíduos alimentares usados neste estudo**

<b>Grupo de alimentos</b>	<b>Porcentagem (% peso)</b>	<b>Componentes em cada categoria (% peso)</b>
Vegetais	31,3	Batata (77,5), cebola (14,2), cenoura (8,3)
Frutas	19,9	Banana (44,7), maçã (37,8), laranja (17,5)
Fatias de pão	16,3	Pão (100)
Alimentos mistos	12,7	Feijão (50), arroz (50)
Carnes	10,2	Frango (55), carne bovina (45)
Salada	5,3	Alface (50,9), tomate (49,1)
Laticínio	4,3	Queijo (100)

Fonte: Adaptado do relatório WRAP (2008)

Essa composição dos resíduos orgânicos foi definido como resíduos alimentares padrão para a presente pesquisa. As proporções definidas para os resíduos alimentares triturados apresentadas na Tabela 3 foram utilizadas durante toda a pesquisa. Os alimentos foram devidamente pesados, em suas quantidades e proporções pré-definidas e, posteriormente, triturados num liquidificador industrial onde essa moagem pôde simular o dispositivo triturador.

Para produzir o resíduo alimentar padrão para o reator foi necessário definir a quantidade de massa de matéria orgânica produzida por unidade de volume de esgoto. Para essa definição, considerou-se a contribuição per capita de esgoto, visto que o rejeito da matéria orgânica será lançado na rede de coleta de esgoto para posterior tratamento, juntamente com todo o esgoto sanitário. Para tal definição foi preciso os valores de contribuição per capita de resíduos sólidos e esgoto. Foram considerados

A partir dos valores de contribuição diária de esgoto, apresentados na Tabela da Figura 11, foi escolhido o valor de 160 L/hab. dia, por se tratar de residência de alto padrão,

possivelmente dotada de dispositivo de trituração e sistema de coleta e tratamento de esgoto sanitário.

**Figura 11 – Contribuição diária de esgoto (C)**

Prédio	Unidade	Unid.: L	
		Contribuição de esgotos (C) e lodo fresco (Lf)	
1. Ocupantes permanentes			
- residência			
padrão alto	pessoa	160	1
padrão médio	pessoa	130	1
padrão baixo	pessoa	100	1
- hotel (exceto lavanderia e cozinha)	pessoa	100	1
- alojamento provisório	pessoa	80	1

Fonte: NBR 7229 (ABNT, 1993)

Segundo o Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil (2012), realizado pela Associação Brasileira das Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE), a produção per capita de resíduos sólidos urbanos é de 1,107 kg/hab.dia e 51,4% do material coletado são matéria orgânica. Considerando-se esse percentual, pode se estimar que 0,57 kg/hab.dia seria a contribuição de matéria orgânica *per capita*. Para a obtenção da contribuição da carga de matéria orgânica adicional no esgoto tem-se a razão entre a produção da fração orgânica e a produção de esgoto por pessoa, como pode ser verificado na expressão abaixo (Eq. (1)).

$$\frac{F}{W} \rightarrow \frac{0,57 \text{ kg/hab.dia}}{160 \text{ L/hab.dia}} = 3,6 \text{ g. L}^{-1} \quad \text{Eq. (1)}$$

Onde:

F – Contribuição *per capita* de matéria orgânica no Brasil

W – Contribuição *per capita* de esgoto

Thomas (2011) afirmou em seu estudo que há diferentes estimativas para o valor de resíduos alimentares produzidos, mas afirma que dentre a faixa encontrada o maior valor é de 0,3 kg/hab.dia. Já em estudo realizado em 2014 por Perez-Elvira *et al.* (2014), que simularam em *software* o impacto da implementação de dispositivos trituradores em diferentes cenários de estudo, utilizaram valor de geração de resíduos de fração orgânica como sendo de

0,34 kg/hab.dia. Portanto considerando uma média entre os dois valores tem-se a contribuição de 2,0 g.L<sup>-1</sup> (Eq (2)) de matéria orgânica.

$$\frac{F}{W} \rightarrow \frac{0,32 \text{ kg/hab. dia}}{160 \text{ L/hab. dia}} = 2 \text{ g. L}^{-1} \quad \text{Eq. (2)}$$

Onde:

F – Contribuição *per capita* de matéria orgânica no Brasil

W – Contribuição *per capita* de esgoto

Portanto as quantidades utilizadas de resíduos alimentares adicionados para cada litro de esgoto foram de 2,0 g.L<sup>-1</sup> e 3,6 g.L<sup>-1</sup>, respectivamente em duas fases de estudo. Onde na primeira fase do monitoramento o reator foi operado com a concentração de 2 g.L<sup>-1</sup> e na segunda fase a concentração utilizada foi de 3,6g g.L<sup>-1</sup>. A Figura 12 mostra as etapas de preparação do resíduo alimentar padrão que foi utilizado durante toda a pesquisa.

**Figura 12 – Preparação de resíduo alimentar padrão**



Fonte: O Autor (2016)

#### 4.6 Monitoramento do sistema operacional

O período de monitoramento experimental foi dividido em duas fases. Os reatores foram operados por um período total de 102 dias efetivos. A fase I teve 79 dias (novembro de 2015 a janeiro de 2016) de duração e a concentração de resíduos alimentares adicionados ao esgoto sintético para compor substrato do reator RA foi de  $2 \text{ g.L}^{-1}$ . A fase II contou com 23 dias de monitoramento (janeiro de 2016 a fevereiro de 2016), e a concentração de resíduos alimentares utilizada foi de  $3,6 \text{ g.L}^{-1}$ .

O TDH médio mantido no período durante todo o experimento foi de 24 horas para ambos os reatores.

#### 4.7 Parâmetros analisados

Os parâmetros de monitoramento dos reatores e as respectivas frequências de análises estão apresentados na Tabela 4.

**Tabela 4 – Parâmetros de monitoramento e frequência de análise**

Parâmetro	Frequência das análises	Método analítico
pH	Diariamente	Potenciométrico <sup>[3]</sup>
Temperatura	Diariamente	<sup>[3]</sup>
Alcalinidade total e parcial	2 vezes por semana	Titulométrico <sup>[2]</sup>
Demanda Química de Oxigênio	2 vezes por semana	Titulométrico - 5220 <sup>[1]</sup>
Ácidos Graxos Voláteis	2 vezes por semana	Titulométrico <sup>[2]</sup>
Nitrogênio total e Amoniacal	Quinzenal	Titulométrico 4500 - e 4500 C <sup>[1]</sup>
Série de sólidos	Semanal	Gravimétrico 2540 B.; D.; E. <sup>[1]</sup>

[1] *Standard Methods for The Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005).

[2] Dillalo e Albertson, (1961).

[3] Equipamentos de bancada e/ou medição direta.

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Nesse capítulo serão apresentados e discutidos os resultados obtidos nos tratamentos de efluente doméstico sintético e de efluente sanitário sintético adicionado de resíduos orgânicos alimentares empregando reatores UASB. Os resultados aqui apresentados foram obtidos através de análises realizadas nas amostras dos afluentes e efluentes coletados com a periodicidade apresentada na Tabela 4. O reator UASB que foi alimentado com o esgoto doméstico sintético será referido aqui como reator Controle e o reator UASB que foi alimentado com o esgoto doméstico sintético adicionado dos resíduos orgânicos será referido como reator RA (reator resíduos alimentares).

### 5.1 Caracterização dos afluentes

Na Tabela 5 estão contidos os parâmetros de caracterização dos afluentes. São apresentados os valores médios para os valores obtidos durante todo o período de monitoramento. O reator controle teve o afluente constituído por esgoto sintético.

**Tabela 5 – Características físico-químicas do afluente aos reatores RA e Controle no período de monitoramento (novembro de 2015 a fevereiro de 2016)**

Valores médios e desvio padrão			
Parâmetro	Reator RA Fase I	Reator RA Fase II	Reator Controle
pH	7,75 ± 0,42	7,30 ± 0,23	8,41 ± 0,62
Temperatura (°C)	25,1 ± 0,4	25,2 ± 0,6	25,0 ± 0,3
DQO Bruta (mg O <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> )	958 ± 50	1.351 ± 50	518 ± 15
DQO Filtrada (mg O <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> )	487 ± 35	618 ± 16	349 ± 19
NTK (mg N.L <sup>-1</sup> )	30 ± 1,3	67,6 ± 2,8	22,9 ± 1,6
N-Amoniacal (mg N-NH <sub>4</sub> .L <sup>-1</sup> )	1,91 ± 0,74	4,29 ± 0,65	1,31 ± 1,25
Alcalinidade Total (mg CaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )	291,27 ± 24,39	268,31 ± 17,19	285,83 ± 28,41
Sólidos Totais (mg.L <sup>-1</sup> )	980,37 ± 76,33	1.300,24 ± 197,34	637,89 ± 43,01
Sólidos Suspensos Totais (mg.L <sup>-1</sup> )	422,24 ± 31,17	682,00 ± 58,23	66,18 ± 5,8
Sólidos Suspensos Voláteis (mg.L <sup>-1</sup> )	389,36 ± 30,34	624,00 ± 50,01	54,36 ± 6,19
Sólidos Suspensos Fixos (mg.L <sup>-1</sup> )	32,88 ± 5,39	58,00 ± 12,24	11,82 ± 1,53

O afluente do reator RA foi constituído por 2,0 gramas de resíduos orgânicos triturados adicionados a cada litro de esgoto sintético para a Fase I de operação. Para a Fase II

do reator RA houve um aumento de 80% no valor da concentração dos resíduos alimentares aplicados passando de 2,0 a 3,6 gramas de resíduos triturados adicionados a cada litro de esgoto sintético.

O reator RA apresentou duas fases operacionais que se diferem entre si devido à quantidade de resíduos alimentares triturados adicionados a cada litro de esgoto. Esse aumento na quantidade de resíduos que foi realizado no afluente da Fase II refletiu nos valores obtidos para os parâmetros analisados, como pode ser observado nos dados apresentados na Tabela 5.

O valor médio do pH reduziu da Fase I para a Fase II de  $7,75 \pm 0,42$  para  $7,30 \pm 0,23$ , isso ocorreu devido ao fato dos resíduos alimentares adicionados ao afluente apresentarem caráter ácido, o aumento de sua quantidade na Fase II fez com que o valor do pH sofresse redução. Os valores médios de DQO, tanto a bruta quanto a filtrada, sofreram aumento da Fase I para a Fase II, o acréscimo na quantidade de matéria orgânica adicionada ocasionou esse aumento. O valor médio da alcalinidade total reduziu de  $291,27 \pm 24,39$  para  $268,31 \pm 17,19$  mg  $\text{CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$  da Fase I para a Fase II. Com relação aos sólidos analisados (sólidos totais, sólidos suspensos totais, sólidos suspensos voláteis e sólidos suspensos fixos) todos apresentaram aumento em seus valores médios na Fase II do reator RA.

A Tabela 6 apresenta um comparativo entre valores médios de caracterização de esgotos sintéticos e esgotos reais obtidos na literatura. Apresenta ainda os valores da presente pesquisa e uma coluna com valores de referência para esgoto sanitário real apresentados por Von Sperling (1996). Parsekian (2003) utilizou esgoto sintético na alimentação de reatores UASB em sua pesquisa. Behling *et al.* (2003) tratou esgoto doméstico municipal em reator UASB, em escala piloto, e apresenta esses valores como composição típica para esgotos não tratados. Florêncio *et al.* (2001) monitorou reatores UASB em estação de tratamento de esgoto e obteve os valores apresentados na Tabela 6 para os determinados parâmetros.

**Tabela 6 – Tabela Comparativa do esgoto do experimento com outros valores encontrados na literatura**

Valores encontrados na literatura para esgoto real e sintético					
Parâmetro	Esgoto Sintético Parsekian (2003)	Esgoto sanitário Von Sperling (1996)	Reator Controle (Presente pesquisa)	Behling <i>et al.</i> (2003)	Florêncio <i>et al.</i> (2001)
pH	7,3	6,7 – 8,0	8,41 ± 0,62	-	7,0
DQO Bruta (mg O <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> )	512	450 – 800	518 ± 15	200 – 1206	290
NTK (mg N.L <sup>-1</sup> )	23	35 - 60	22,9 ± 1,6	-	-
N-Amoniacal (mg N-NH <sub>4</sub> .L <sup>-1</sup> )	1,0	20 – 35	1,31 ± 1,25	1,1 – 63	-
Alcalinidade Total (mg CaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )	217	100 – 250	285,83 ± 28,41	-	343
Sólidos Totais (mg.L <sup>-1</sup> )	-	700 – 1350	637,89 ± 43,01	-	869
Sólidos Suspensos Totais (mg.L <sup>-1</sup> )	66	200 – 450	66,18 ± 5,8	162 – 462	139
Sólidos Suspensos Voláteis (mg.L <sup>-1</sup> )	65	165 – 350	54,36 ± 6,19	58 – 350	85
Sólidos Suspensos Fixos (mg.L <sup>-1</sup> )	1	40 – 100	11,82 ± 1,53	-	-

Analisando a Tabela 6 observa-se que o esgoto sintético utilizado no experimento apresentou valores próximos ao esgoto de Torres (1992) adaptado por Parsekian (2003), que foi a formulação que serviu de base para a obtenção do esgoto sintético usado nessa pesquisa. Comparando os dados da caracterização dessa pesquisa com os disponibilizados na Tabela 6 nota-se uma coerência entre esses valores. Apenas o parâmetro de pH e as concentrações de sólidos suspensos fixos do afluentes sintético diferiram dos valores comparados, porém nada que comprometesse o andamento da pesquisa.

## ***5.2 Monitoramento dos reatores***

Os reatores foram monitorados por meio do acompanhamento de parâmetros físico-químicos.

As discriminações usadas nos gráficos referidas como AFC, EFC, AFRA, EFRA são equivalentes aos afluentes e efluentes dos reatores, assim como FI e FII são referentes às fases operacionais que são mencionadas no texto. As discriminações Fase I e Fase II apresentadas nos gráficos são referentes ao reator RA, que operou sob duas fases, embora o reator Controle não tenha mudado de fase o mesmo está apresentado nos gráficos conjuntamente com o reator RA para contribuir com a visualização e o acompanhamento dos resultados. Portanto tem-se:

AFC – Afluente do reator controle

EFC – Efluente do reator controle

AFRA – Afluente do reator RA

EFRA – Efluente do reator RA

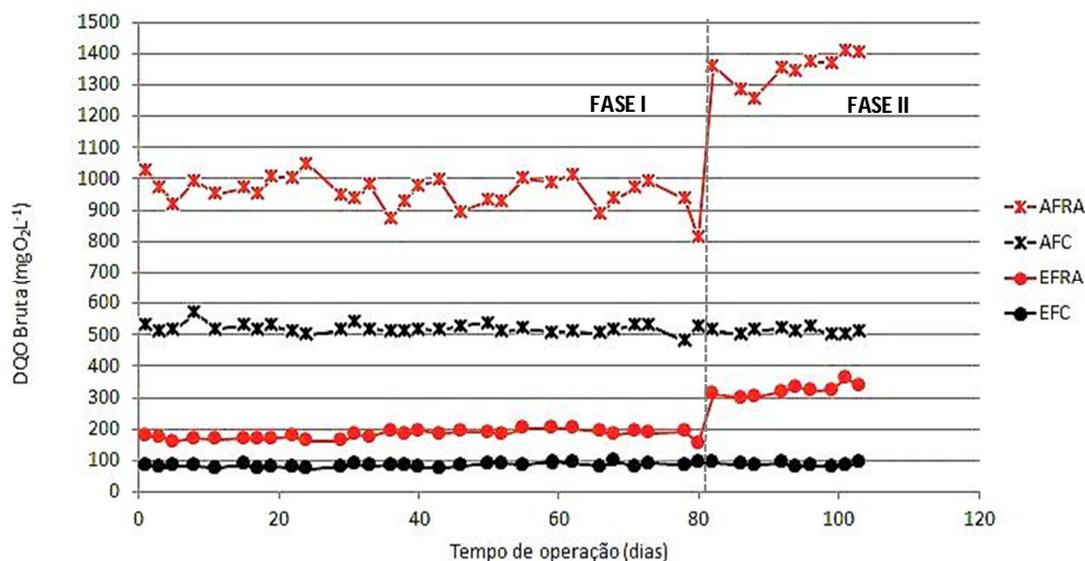
FI – Primeira fase operacional para o reator RA

FII – Segunda fase operacional para o reator RA

### ***5.2.1 DQO e eficiência de remoção***

Os resultados obtidos para a DQO bruta ao longo do período operacional são apresentados na Figura 13. A DQO bruta média afluente do reator Controle foi igual a  $518 \pm 15 \text{ mg O}_2\text{.L}^{-1}$ . Para o reator RA os valores de DQO bruta média afluente para as FI e FII foram respectivamente  $958 \pm 50 \text{ mg O}_2\text{.L}^{-1}$  e  $1351 \pm 50 \text{ mg O}_2\text{.L}^{-1}$ . A carga orgânica volumétrica média foi de  $0,52 \pm 0,01$ ;  $0,96 \pm 0,05$  e  $1,35 \pm 0,05 \text{ kg DQO.m}^{-3}\text{.dia}$  para os reatores Controle, RA FI e RA FII, respectivamente. Os valores médios obtidos para o efluente do reator RA em FI e FII foram iguais respectivamente a  $181 \pm 13 \text{ mg O}_2\text{.L}^{-1}$  e  $323 \pm 20 \text{ mg O}_2\text{.L}^{-1}$ . Para o efluente do Controle o valor médio de DQO bruta obtido foi de  $85 \pm 6 \text{ mg O}_2\text{.L}^{-1}$ .

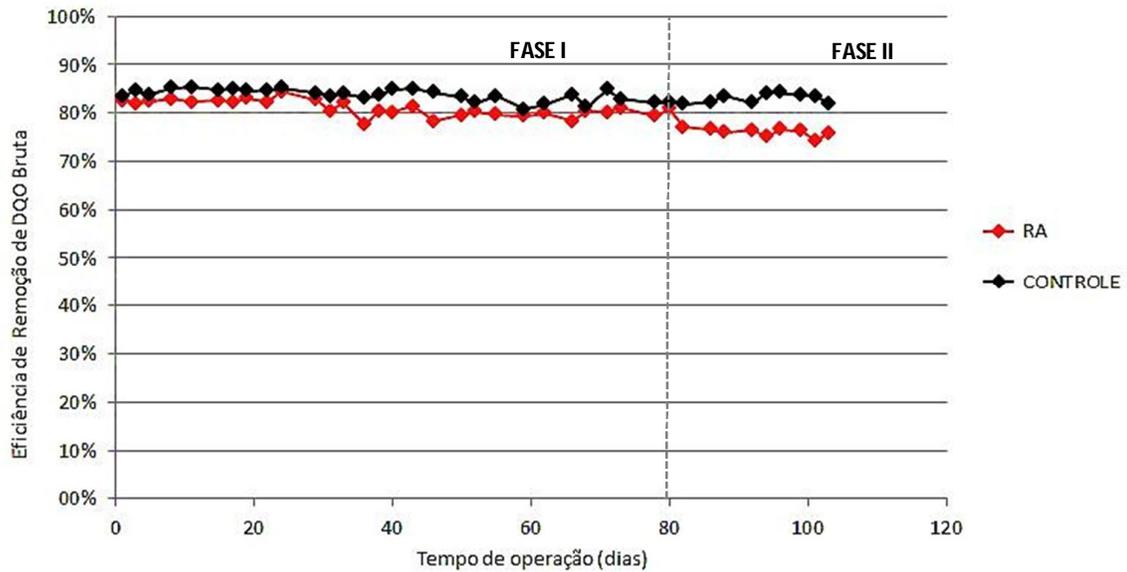
Figura 13 – Concentração de DQO Bruta



As eficiências médias de remoção de DQO bruta para o reator Controle e o reator RA FI e RA FII foram iguais a  $84 \pm 1\%$ ;  $81 \pm 2\%$  e  $76 \pm 1\%$ , respectivamente. Os maiores valores de remoção foram observados no reator Controle, com eficiência máxima encontrada de 85%. O reator RA apresentou melhor desempenho na FI atingindo uma eficiência de remoção de 84%. O menor valor de eficiência ocorreu na FII do reator RA com o valor de 74% (Figura 14). Florêncio *et al.* (2001), operaram reator UASB no tratamento de efluente doméstico durante 3 fases de operação e obtiveram resultados de eficiência na remoção de DQO semelhantes ao da presente pesquisa, assim como a faixa aplicada do COV na presente pesquisa esteve dentro da faixa aplicada por Florêncio *et al.* (2001). Florêncio *et al.* (2001) obtiveram eficiência de remoção de DQO variando entre 60 a 90%, e o COV aplicado variou de 0,5 a 2,5 Kg DQO.m<sup>3</sup>.dia<sup>-1</sup> e sob TDH na faixa entre 8,8 a 9,7 horas. Senthilkumar *et al.* (2011) utilizando reator UASB para tratamento de efluente têxtil misturado com efluente de sagu como co-substrato obtiveram 88,5% de eficiência de remoção de DQO utilizando TDH de 24h.

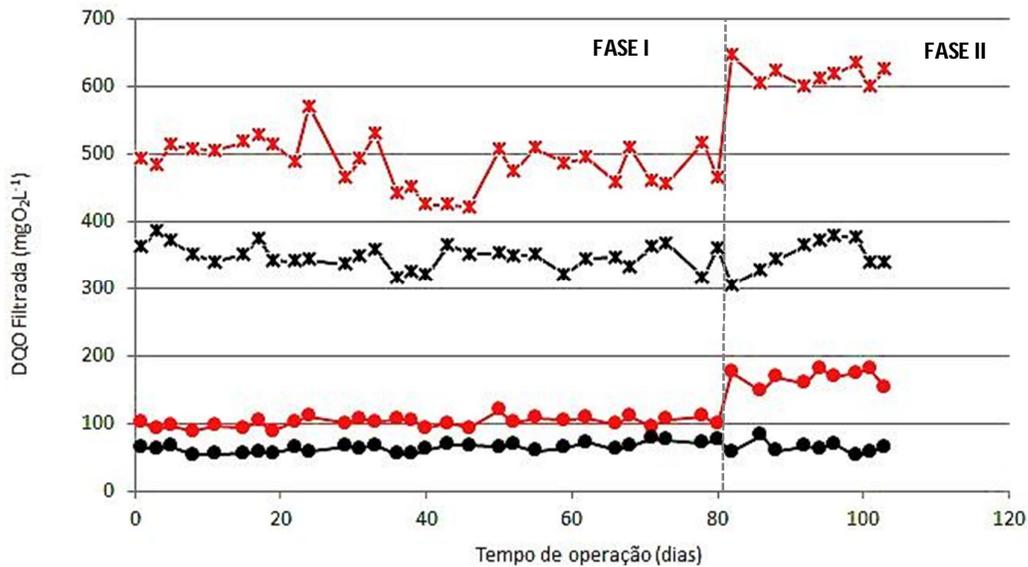
Battistoni *et al.* (2007) estudaram o impacto da aplicação de dispositivos trituradores, em vila de 250 habitantes, na Estação de Tratamento do lugarejo e os valores afluentes à estação apresentavam médias de DQO de 827 mg O<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> com picos de 1200 mg O<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> (valores afluentes semelhantes ao da presente pesquisa para o reator RA) e apresentou faixa de remoção de DQO entre 80 e 90%. Logo, os valores de eficiência dos dois reatores nas duas fases de operação encontram-se aceitáveis para esse tipo de tratamento.

Figura 14 – Eficiência de remoção de DQO bruta



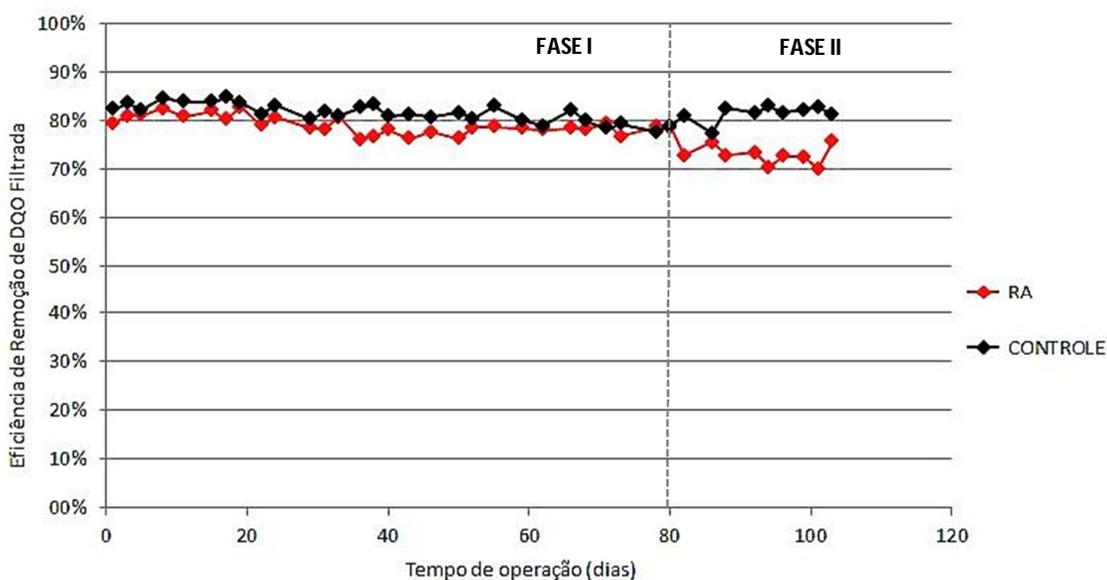
Os resultados obtidos para DQO filtrada estão descritos na Figura 15. A DQO filtrada média afluente obtida para os reatores Controle, RA FI e RA FII foram respectivamente  $349 \pm 19 \text{ mg O}_2\text{L}^{-1}$ ;  $487 \pm 35 \text{ mg O}_2\text{L}^{-1}$  e  $618 \pm 16 \text{ mg O}_2\text{L}^{-1}$ . O maior valor de DQO filtrada afluente obtido foi  $647 \text{ mg O}_2\text{L}^{-1}$  para o reator RA durante a FII.

Figura 15 – Concentração de DQO filtrada



Quanto à eficiência de remoção de DQO filtrada tem-se com eficiências médias para o reator Controle e o reator RA FI e RA FII iguais a  $82 \pm 2\%$ ;  $79 \pm 2\%$  e  $72 \pm 2\%$  respectivamente. Os melhores desempenhos de remoção para a DQO filtrada foram observados no reator Controle, com eficiência máxima encontrada de 85%. O menor valor de eficiência de remoção ocorreu na FII do reator RA com o valor de 70%. O reator RA apresentou seu melhor desempenho na FI atingindo uma eficiência de remoção para DQO filtrada de 83% (Figura 16).

**Figura 16 – Eficiência de remoção de DQO filtrada**



### 5.2.2 pH, Alcalinidade e Ácidos Graxos Voláteis (AGV)

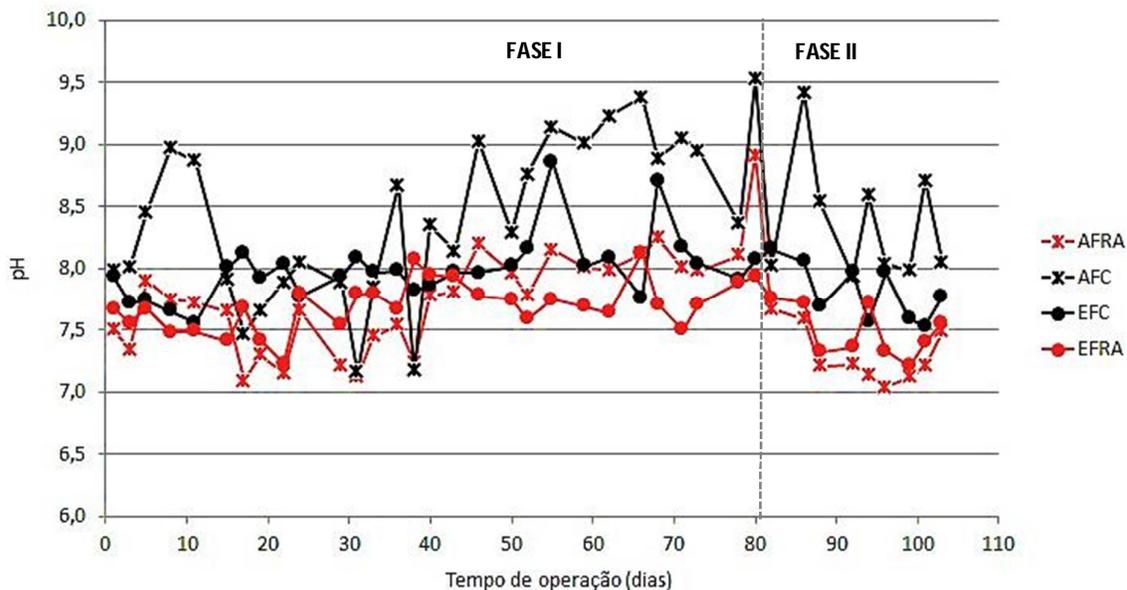
A Figura 17, apresenta os valores obtidos para pH ao longo do processo de tratamento. O pH do efluente do reator Controle apresentou um valor médio de  $7,9 \pm 0,3$ . Os valores de pH do efluente do reator RA para FI e FII apresentaram oscilações entre 7,2 a 8,1 e 7,2 a 7,8 respectivamente, com médias de  $7,7 \pm 0,2$  e  $7,5 \pm 0,2$  respectivamente.

A variação nos valores de pH dos afluentes, possivelmente, foi devida a água utilizada para sua preparação pois, por muitas vezes, ocorreu falta de água no Campus e tendo sido necessária a utilização de água advinda de cisternas, localizadas no Campus, para que a alimentação dos reatores não fosse interrompida.

A Resolução CONAMA 430/11 preconiza valor de lançamento de efluentes, em corpos d'água, para pH entre 5 e 9. Dessa forma, os efluentes dos reatores se encontram enquadrados no padrão de emissão quanto ao parâmetro pH.

Analisando a Figura 17 observa-se que alguns valores de pH dos efluentes foram superiores aos valores obtidos para os afluentes, principalmente no reator RA, o que indica a presença de mecanismos de tamponação dos substratos retidos no reator, conferindo a estabilização necessária para a produção de metano. Ainda é importante frisar que a elevação do pH é ocasionada pelo mecanismo natural de tamponamento do reator, especialmente pela conversão de proteínas (fonte de nitrogênio orgânico), a nitrogênio amoniacal. No processo de amonificação, a amônia forma o hidróxido de amônio ( $\text{NH}_4\text{OH}$ ) que ao ionizar forma  $\text{NH}_4^+$  (íon amônio) e  $\text{OH}^-$  (hidroxila), que eleva os valores de pH do meio (Reis, 2012; Dillalo e Albertson, 1961).

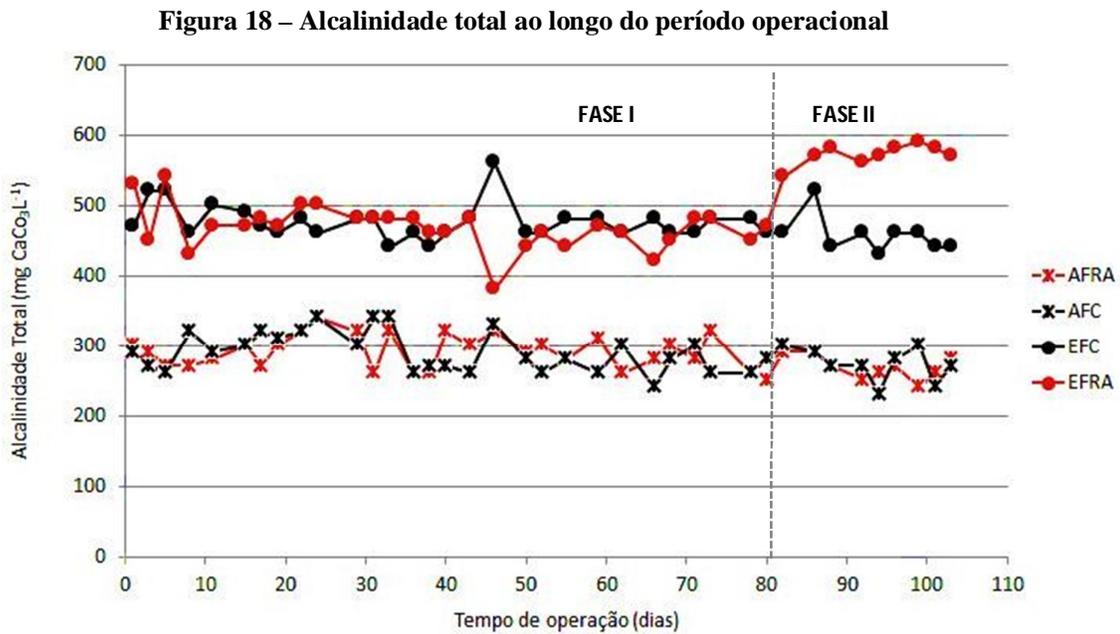
**Figura 17 – Comportamento do pH ao longo do período experimental**



Os valores relativos a alcalinidade total dos afluentes e dos efluentes dos reatores controle e RA estão apresentados na Figura 18. A alcalinidade total presente em sistemas anaeróbios é devida a soma das parcelas da alcalinidade parcial (AP) e alcalinidade intermediária (AI). Onde a alcalinidade parcial (AP) é basicamente a parcela equivalente à alcalinidade bicarbonato e a alcalinidade intermediária é basicamente a parcela referente à alcalinidade dos ácidos voláteis (CHERNICHARO, 1997).

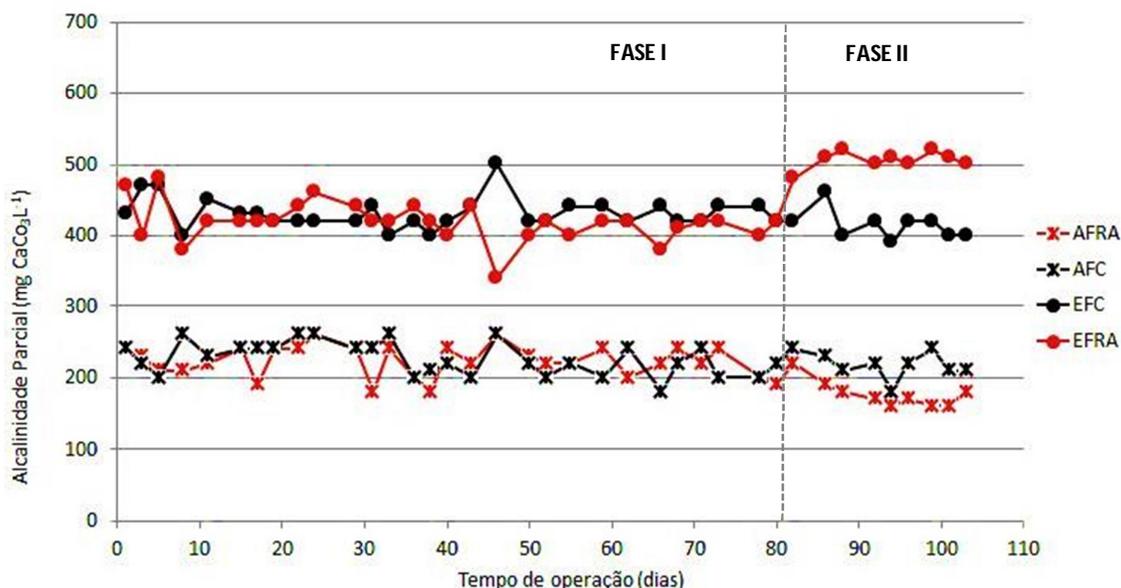
As variações apresentadas nos valores de alcalinidade total para o afluente do reator Controle foram de 230 a 341 mg CaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup>, e para o afluente do reator RA nas FI e FII foram respectivamente 250 a 341 mg CaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup> e 240 a 291 mg CaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup>.

Para os efluentes essas variações de alcalinidade total tiveram seus valores registrados de 431 a 561 mg CaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup> para o reator Controle; de 381 a 541 mg CaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup> para a FI RA e de 541 a 591 mg CaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup> para a FII RA.



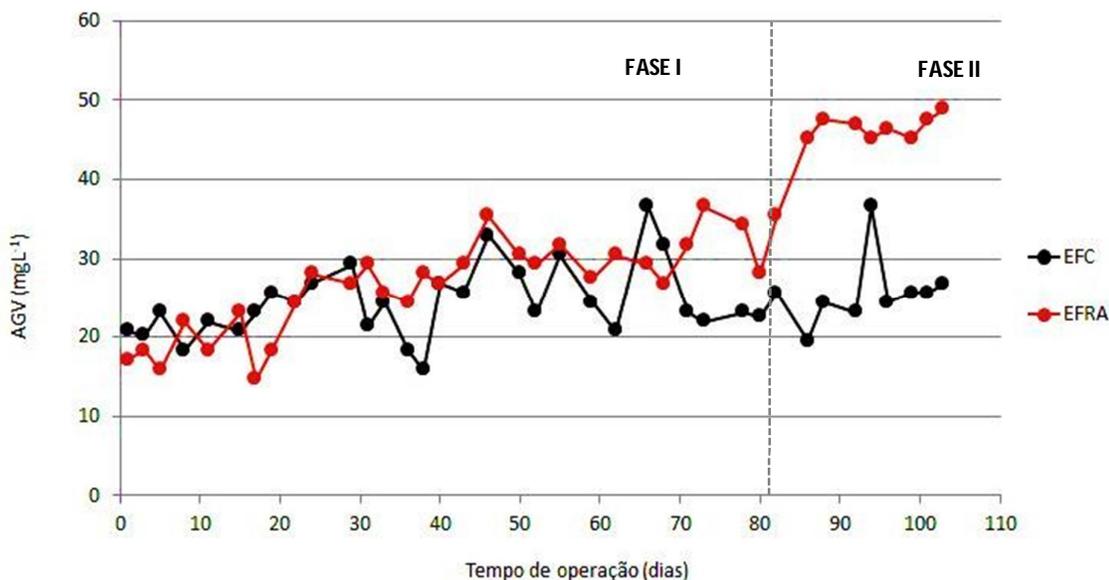
A alcalinidade parcial dos efluentes apresentaram valores médios de  $428 \pm 22$ ,  $419 \pm 27$  e  $507 \pm 12$  mg CaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup> (Figura 19), para o reator Controle, reator RA FI e reator RA FII, respectivamente. Isso indica que há uma auto-suficiência dos reatores na produção de alcalinidade, possibilitando assim condições estáveis para a operação dos mesmos e manutenção do pH em faixas confortáveis ao processo.

Figura 19 – Variação da alcalinidade parcial ao longo do período operacional



Na Figura 20 é possível observar os valores obtidos para AGV ao longo do período de monitoramento dos efluentes. Os valores médios para AGV detectados nos efluentes foram iguais a  $24,7 \pm 4,6$ ;  $26,3 \pm 5,8$  e  $45,3 \pm 3,9$  mg HAc.L<sup>-1</sup> para o reator Controle e o reator RA FI e FII, respectivamente. A concentração de AGV no efluente, apresentou valor máximo de 48,8 mg HAc.L<sup>-1</sup>, na FII do reator RA mas o aumento da alcalinidade manteve a estabilidade do reator.

Figura 20 – Comportamento dos valores de AGV durante o período de operação

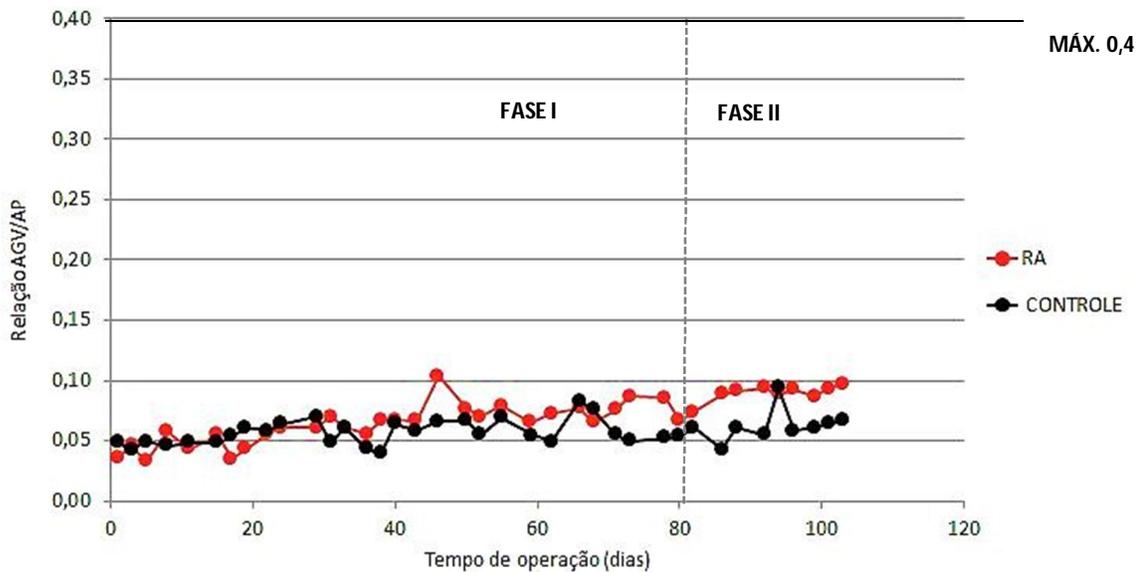


Segundo Behling *et al.* (1997), a estabilidade de operação do reator UASB pode ser verificada a partir da relação AGV/Alc. Parcial (Figura 21), quando os valores encontrados para essa relação estão abaixo de 0,4 a estabilidade do reator é confirmada.

Em função da capacidade de tamponamento do processo, a relação AGV/Alc. Parcial variou de 0,04 a 0,09 e 0,03 a 0,10 para o reator Controle e o reator RA, respectivamente, demonstrando que a alcalinidade a bicarbonato predominou em ambos os reatores, garantindo condições estáveis para sua operação, manutenção do pH e consequentemente criando condições favoráveis para o aumento da eficiência de bioestabilização da massa de DQO.

Ripley<sup>4</sup> *et. al.* (1986 *apud* Chernicharo 1997) explica ainda que a estabilidade do processo pode ser avaliada através da relação AI/AP onde os valores superiores a 0,3 indicam a ocorrência de distúrbios no processo da digestão anaeróbia. Para a presente pesquisa os valores dessa relação mantiveram-se, durante todo o monitoramento, entre 0,09 a 0,14 e 0,09 a 0,16 para o reator Controle e o reator RA, respectivamente. Portanto a estabilidade do processo foi mantida para ambos os reatores.

**Figura 21 – Relação AGV/Alcalinidade Parcial durante o período operacional**



<sup>4</sup> RIPLEY L. E., BOYLE W. C. & CONVERSE J.C. (1986). Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strength wastes. J. WPCF. 58, 5, 406-411.

### 5.2.3 Nitrogênio

Os valores médios de NTK nos efluentes foram de  $23,4 \pm 1,2$ ;  $31 \pm 1,4$  e  $63,4 \pm 5,2$  mg N.L<sup>-1</sup> para o reator Controle e o reator RA FI e FII, respectivamente.

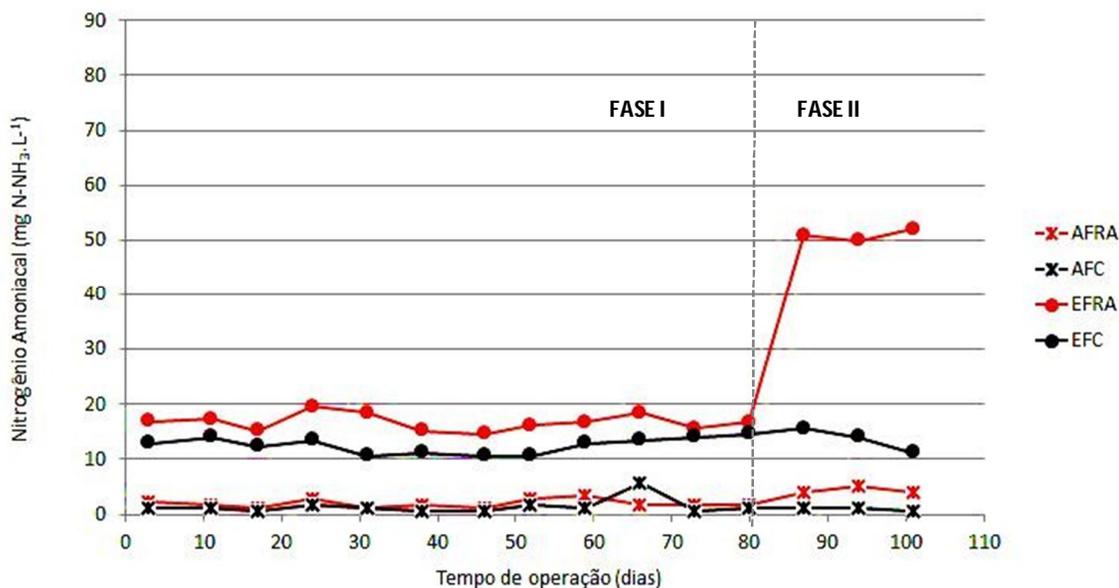
Em estudo realizado por Battistoni *et al.* (2007), em que estudaram o impacto da aplicação dos dispositivos trituradores, em vila de 250 habitantes, na Estação de Tratamento do local estudado os valores afluentes apresentaram valores médios de NTK de 69 mg N.L<sup>-1</sup> em média. Valores estes similares ao da presente pesquisa que obteve 67,6 mg N.L<sup>-1</sup> como média dos valores afluentes obtidos na segunda fase de operação do reator RA.

A Figura 22 apresenta o comportamento do nitrogênio amoniacal do afluente e efluente de ambos os reatores. As concentrações médias de nitrogênio amoniacal para os afluentes do reator Controle e do reator RA FI e FII foram iguais a  $1,3 \pm 1,2$ ;  $1,9 \pm 0,7$  e  $4,3 \pm 0,6$  mg N-NH<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup>, respectivamente. As concentrações nos efluentes variaram de 10,7 a 15,7; 14,6 a 19,6 e 49,8 a 52,1 mg N-NH<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup>, no reator Controle e no reator RA FI e FII, respectivamente. O maior pico observado nas concentrações de nitrogênio amoniacal ocorreu no efluente do reator RA na FII, onde foi obtido o valor de 52,1 mg N-NH<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup>. O acréscimo nas concentrações de nitrogênio amoniacal observadas na FII do reator RA ocorreu devido ao aumento na quantidade dos resíduos alimentares aplicados, que foi de 80% em relação ao que havia sido aplicado na FI.

Shahriari *et al.* (2012) explicam que o monitoramento do nitrogênio amoniacal é de extrema importância, pois, dependendo da concentração existente no reator, sua presença pode ser favorável ou limitante da atividade metanogênica.

A degradação de compostos ricos em proteína conduz a formação do bicarbonato de amônia, que atua como fonte de nitrogênio, cuja amonificação gera capacidade de tamponamento, porém tanto a amônia livre quanto o íon amônia podem se tornar inibidores se presentes em elevadas concentrações (CHERNICHARO, 1997).

Figura 22 – Concentração de Nitrogênio Amoniacal ao longo do período experimental

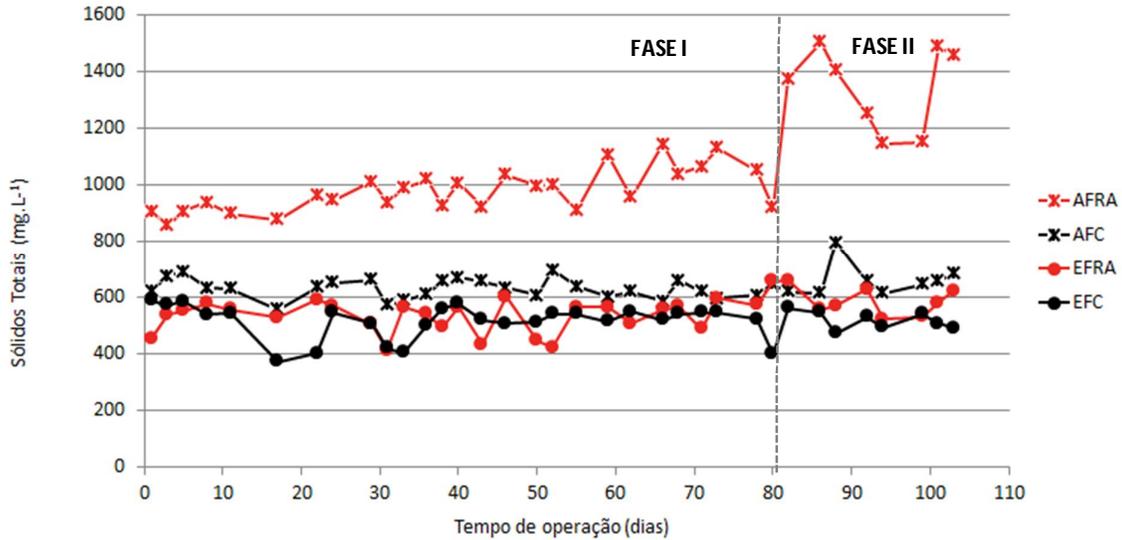


#### 5.2.4 Sólidos

A Figura 23 apresenta o comportamento dos sólidos totais (ST), para ambos os reatores, ao longo de todo período experimental. No reator Controle, o teor de ST no afluente oscilou de 556 a 796 mg.L<sup>-1</sup>, enquanto que no efluente essa oscilação foi de 372 a 588 mg.L<sup>-1</sup>, atingindo uma eficiência máxima de remoção de 41%. Na FI do reator RA, os valores de ST no afluente variaram de 856 a 1.144 mg.L<sup>-1</sup>, enquanto que no efluente essa variação foi de 412 a 656 mg.L<sup>-1</sup>, e atingiu uma eficiência máxima de remoção de 58%. E na FII do reator RA tem-se o teor de ST no afluente variando de 920 a 1.504 mg.L<sup>-1</sup>, enquanto que no efluente essa variação foi de 524 a 660 mg.L<sup>-1</sup>, e atingindo uma eficiência máxima de remoção de 63%.

A concentração no afluente do reator RA apresentou maiores variações devido a maior quantidade de sólidos advindos dos resíduos alimentares adicionados.

**Figura 23 – Comportamento dos Sólidos Totais (ST) durante o período experimental**



Os valores médios de sólidos suspensos totais (SST) obtidos nos afluentes (Figura 24) foram de  $66 \pm 6$ ;  $422 \pm 31$  e  $682 \pm 58$   $\text{mg.L}^{-1}$  no reator Controle e no reator RA FI e FII, respectivamente. Kim *et al.* (2015) realizaram testes utilizando 440 g de resíduos de alimentos com água da torneira como água de diluição. Os resíduos de alimentos foram triturados com a adição de água da torneira. Onde Kim *et al.* (2015) obtiveram  $440 \pm 120$   $\text{mg.L}^{-1}$  para SST valor bastante próximo do obtido na FI do reator RA.

Os valores de SST no efluente oscilaram de 8 a 16; 14 a 56 e de 368 a 44  $\text{mg.L}^{-1}$  para reator Controle e reator RA FI e FII, respectivamente. O reator Controle atingiu uma eficiência média de remoção de  $84 \pm 4\%$ . E o reator RA atingiu  $93 \pm 3\%$  de remoção média na FI e de  $94 \pm 1\%$  na FII.

Com relação aos sólidos suspensos voláteis (SSV) do reator Controle, apresentaram no afluente valor médio de  $54 \pm 6$   $\text{mg.L}^{-1}$ , enquanto que no efluente o valor médio foi de  $6 \pm 3$   $\text{mg.L}^{-1}$ . Na FI do reator RA, o valor médio de SSV no afluente foi de  $389 \pm 30$   $\text{mg.L}^{-1}$ , e no efluente foi de  $20 \pm 11$   $\text{mg.L}^{-1}$ . E na FII do reator RA tem-se o valor médio de SSV no afluente de  $624 \pm 50$   $\text{mg.L}^{-1}$ , enquanto que no efluente esse valor foi de  $22 \pm 2$   $\text{mg.L}^{-1}$ . O reator Controle alcançou uma eficiência média de remoção de  $88 \pm 5\%$ . E o reator RA alcançou  $95 \pm 3\%$  de remoção média na FI e de  $96 \pm 1\%$  na FII (Figura 25).

Figura 24 – Comportamento dos Sólidos Suspensos Totais (SST) durante o período experimental

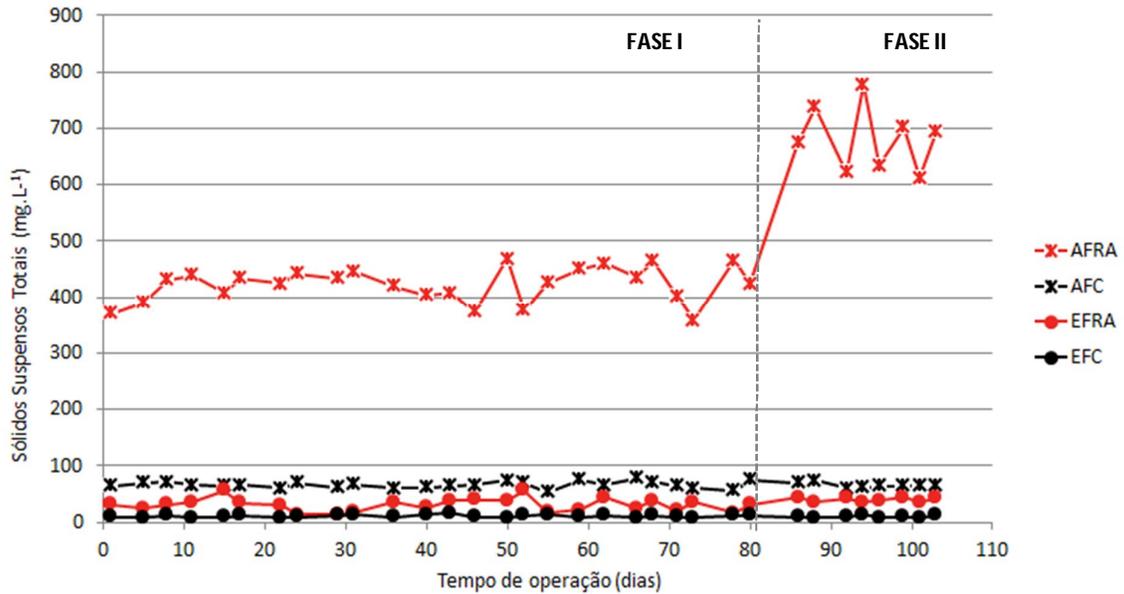
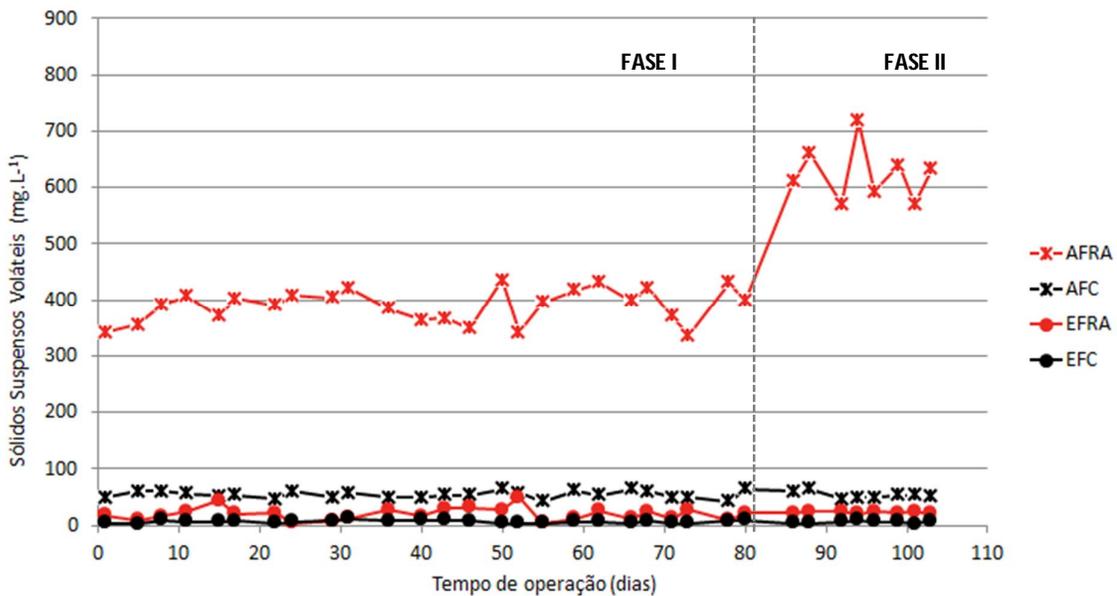


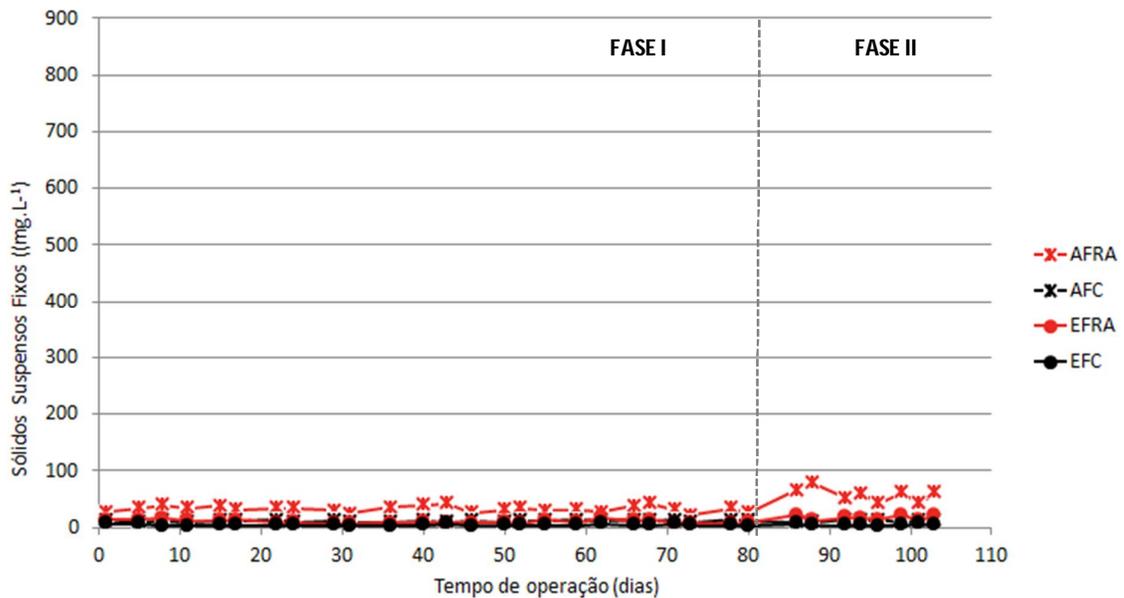
Figura 25 – Comportamento dos Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) durante o período experimental



As variações dos valores de sólidos suspensos fixos (SSF) obtidos para os afluentes foram de 10 a 14 mg.L<sup>-1</sup>; 22 a 42 mg.L<sup>-1</sup> e 42 a 78 mg.L<sup>-1</sup> para o reator Controle e o reator RA FI e FII, respectivamente. Os valores médios obtidos para o parâmetro de sólidos suspensos fixos (SSF) nos efluentes foram de 4 ± 1 mg.L<sup>-1</sup>; 10 ± 3 mg.L<sup>-1</sup> e 17 ± 4 mg.L<sup>-1</sup> para o reator

Controle e o reator RA FI e FII, respectivamente. Os valores obtidos para sólidos suspensos voláteis são superiores aos valores dos sólidos suspensos fixos devido a grande parcela de matéria orgânica presente nos afluentes. Com relação às eficiências médias de remoção obtidas correspondentes ao reator Controle e ao reator RA FI e FII são respectivamente  $66 \pm 12\%$ ;  $68 \pm 11\%$  e  $70 \pm 7\%$  (Figura 26).

**Figura 26 – Comportamento dos Sólidos Suspensos Fixos (SSF) durante o período experimental**



Com relação às dificuldades apresentadas, devido à presença de uma maior quantidade de sólidos no reator RA durante as duas fases de operação, houve dificuldades eventuais durante a passagem dos resíduos triturados nas mangueiras de condução dos afluentes da geladeira ao reator. No entanto, no caso dos reatores UASB esse problema pode ser solucionado se realizadas modificações nas mangueiras e/ou bomba a fim de sanar essa dificuldade.

### 5.2.5 Medição do biogás

O valor médio obtido para a produção de biogás no reator Controle foi correspondente a  $73 \pm 10$  ml. O reator RA apresentou valores médios de  $225 \pm 30$  ml para a FI e de  $297 \pm 12$  ml para a FII. Os valores de produção de biogás no reator Controle se apresentam mais constantes quando comparados aos valores obtidos no reator RA. O reator RA apresentou um aumento de 32% na produção durante a segunda fase em relação a primeira.

## 6. CONCLUSÕES

De forma geral, os resultados obtidos foram satisfatórios para a maioria dos parâmetros analisados, porém as características dos efluentes gerados ainda indicam a necessidade de um pós-tratamento, haja vista que as concentrações de matéria orgânica e nutrientes presentes no mesmo são maiores que os valores permitidos pela resolução CONAMA 430/11, o que impossibilita a disposição no meio ambiente. Quanto aos resultados específicos podem ser citadas as seguintes conclusões:

- I. Quanto à eficiência de remoção de material orgânico, ambos os reatores apresentaram bom desempenho. O reator Controle obteve uma maior eficiência de remoção de DQO quando comparado ao reator RA. As eficiências de remoção de DQO estiveram sempre acima de valores como 74,33%, em ambos os reatores, em todas as fases de operação.
- II. Em relação aos sólidos totais (ST) houve uma melhor eficiência de remoção na FII do reator RA, com o valor médio de 63,04%. Assim como os sólidos totais, para os sólidos suspensos totais também houve uma melhor eficiência de remoção na FII do reator RA, com valor médio de 94,13% de remoção.
- III. Os valores mais altos registrados para o parâmetro nitrogênio amoniacal foram observados na FII do reator RA, provavelmente causado pelo acréscimo na quantidade dos resíduos alimentares, o que explica o aumento dos valores de alcalinidade total registrados na segunda fase de operação do reator RA.
- IV. O aumento da carga orgânica aplicada resultou em uma redução da eficiência de remoção de DQO. Porém, houve uma melhor eficiência de remoção nos parâmetros ST e SST, quando do aumento dessa carga.
- V. Houve maior produção de biogás no reator RA do que no reator Controle, isto porque havia maior carga orgânica no reator RA, maior quantidade de DQO degradada para ser convertida a metano.

## **7. SUGESTÕES**

Recomendam-se para os trabalhos futuros:

- Operar os reatores com tempos de detenção hidráulica inferiores ao utilizado nesse trabalho;
- Avaliar o desempenho do reator com outras cargas orgânicas de resíduos alimentares;
- Avaliar o comportamento do reator com outras receitas de alimento padrão.

## REFERÊNCIAS

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7.229: Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos.** 1993.

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9.648: Estudo de concepção de sistemas de esgoto sanitário.** Rio de Janeiro: ABNT, 1986.

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10.004: Resíduos Sólidos - Classificação.** 2004.

ABRAMOVAY, R.; SPERANZA, J. S.; PETITGAND, C.. **Lixo zero: gestão de resíduos sólidos para uma sociedade mais próspera.** São Paulo: Planeta sustentável: Instituto Ethos, 2013.

ABRELPE. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil.** Empresas associadas ABRELPE. Edição Especial de 10 anos. 2012.

ABRELPE. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil.** Empresas associadas ABRELPE. 2011.

APHA - American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.** 21sted. Washington DC, USA: American Water Works Association/ Water Environment Federation, 2005.

APPELS, L.; BAEYENS, J.; DEGRE`VE, J.; DEWIL, R. **Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge.** Progress in Energy and Combustion Science 34, 2008.

BATTISTONI, P.; FATONE, F.; PASSACANTANDO, D.; BOLZONELLA, D. **Application of food waste disposers and alternate cycles process in small-decentralized towns: A case study.** Water research 41 (2007) 893-903. 2007.

BELITZ, H.-D., GROSCH, W.; SCHIEBERLE, P. **Food Chemistry**, fourth revised and extended. Editora Springer. 2009.

BEHLING, E.; DIAZ, A.; COLINA, G.; HERRERA, M.; GUTIERREZ, E.; CHACIN, E.; FERNANDEZ, N.; FORSTER, C. **Domestic wastewater treatment using a UASB reactor**. *Biorsource Technology* 61 (1997) 239-245. 1997.

BENGTSSON, S.; HALLQUIST, J.; WERKER, A.; WELANDER, T. **Acidogenic fermentation of industrial wastewaters: Effects of chemostat retention time and pH on volatile fatty acids production**. *Biochemical Engineering Journal* 40 (2008) 492–499. 2008.

BRAUN, R., WELLINGER, A. **Potential of Co-digestion**. International Energy Agency (IEA) Bioenergy.

CARUCCI, G., CARRASCO, F., TRIFONI, K.; MAJONE, M.; BECCARI, M. **Anaerobic digestion of food industry wastes: effect of codigestion on methane yield**. *Journal of Environmental Engineering* 131, 1037-1045. 2005.

CECED. European Committee of Manufacturers of Domestic Appliances. **Food Waste Disposers**. An integral part of the EU's future waste management strategy. 2003.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Vol. 5. 2º Edição. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 1997.

COAMB. **Processos físico-químicos para tratamento do chorume de aterros de resíduos sólidos urbanos**. Série Temática: Tecnologias Ambientais. Volume 4. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Faculdade de Engenharia. 2011.

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA N° 430, de 13 de maio de 2011. **Dispõe sobre condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução N° 357, de março de 2005**. P. 89. 2011.

CURRY, N.; PILLAY, P. **Biogas prediction and design of a food waste to energy system for the urban environment**. Renewable Energy 41 (2012) 200-209. 2012.

DAVID, A.C. Secagem térmica de lodos de esgoto: determinação da umidade de equilíbrio. Dissertação de Mestrado. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.

DILLALO, R., ALBERTSON, O. E. **Volatile acids by direct titration**. Journal of Water Pollution Control Federation, 3: 356–365. 1961.

ESPOSITO, G.; FRUNZO, L.; GIORDANO, A.; LIOTTA, F.; PANICO, A.; PIROZZI, F. **Anaerobic co-digestion of organic wastes**. Rev Environ Sci Biotechnol (2012) 11:325–341. 2012.

EVANS, T. **Environmental impact study of food waste disposers**. For the County Surveyors' Society and Herefordshire Council and Worcestershire County Council. 2007.

EVANS, T. D.; ANDERSSON, P.; WIEVEGG, A.; CARLSSON, I. **Surahammar – a case study of the impacts of installing food waste disposers in fifty percent of households**. Water Environment Journal. 2010.

FELTRE, R. Química Vol. 3. **Química Orgânica**. 6ª ed. São Paulo. Editora Moderna. 2004.

FORESTI, E. **Fundamentos do processo de digestão anaeróbia**. Departamento de Hidráulica e Saneamento. Escola de Engenharia de São Paulo – USP

FUENTES, M; SCENNA, N. J.; AGUIRRE, P. A.; MUSSATI, M.C. **Application of two anaerobic digestion models to biofilm systems**. Biochemical Engineering Journal. 38:259, 2008.

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

GÓMEZ, X.; CUETOS, M.J.; CARA, J.; MORÁN, A.; GARCÍA, A.I. **Anaerobic co-digestion of primary sludge and the fruit and vegetable fraction of the municipal solid wastes Conditions for mixing and evaluation of the organic loading rate.** Renewable Energy 31 (2006) 2017–2024. 2006.

IACOVIDOU, E.; OHANDJA, D.; GRONOW, J., VOULVOULIS, N. **The household use of food waste disposal units as a waste management option: a review.** Environ. Sci. Technol. 42 (14), 1485–1508. 2012a.

IACOVIDOU, E.; OHANDJA, D.; VOULVOULIS, N. **Food waste co-digestion with sewage sludge e Realising its potential in the UK.** Journal of Environmental Management. 112, 267 e 274, 2012b.

IBAM. **Manual de Gerenciamento Integrado de resíduos sólidos.** José Henrique Penido Monteiro et al.. Rio de Janeiro: IBAM, 2001.

IPT – Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo (2000). **Lixo municipal: manual de gerenciamento integrado.** São Paulo, IPT/CEMPRE. 370 p. 2000.

JINGURA, R.M., MATENGAIFA, R. **Optimization of biogas production by anaerobic digestion for sustainable energy development in Zimbabwe.** Renew. Sust. Energy Rev. 13, 1116–1120. 2009.

JORDÃO, Eduardo Pacheco – 1939 – **Tratamento de Esgotos Domésticos** / Eduardo Pacheco Jordão, Constantino Arruda Pessôa. 6ª Ed. – Rio de Janeiro, 2011.

KHALID, A.; ARSHAD, M.; ANJUM, M.; MAHMOOD, T.; DAWSON, L.. **The anaerobic digestion of solid organic waste.** Waste Management 31 (2011) 1737-1744. 2011.

LEE, K. H.; PARK, K. Y.; KHANAL, S. K.; LEE, J. W. **Effects of household detergent on anaerobic fermentation of kitchen wastewater from waste disposer.** Journal of Hazardous Materials 244-245 (2013) 39-45. 2013.

LEITE, V.D.; LOPES, W.S; BELLI FILHO, P.; PINTO, R.O.; CASTILHO JR, A.B.; SOARES, H.M.; LIBÂNIO, P.A.C. **Bioestabilização de Resíduos Sólidos Orgânicos**. In: CASSINI, S.T. (Coord.). Digestão de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento de biogás. Rio de Janeiro: PROSAB, p.96-119. 2003.

LEITE, V. D.; LOPES, W. S.; SOUSA, J. T.; PRASAD, S.; SILVA, S.A. **Tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos com alta e baixa concentração de sólidos**. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental v.13, n.2, p.190–196. Campina Grande, PB. 2009.

LÉO, L. F. R.; MATSUMOTO, T. **Avaliação da eficiência de um reator UASB em escala piloto com separador de fases em forma de "Y" tratando efluente de curtume**. 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES. 2007.

LETTINGA, G. **Anaerobic digestion and wastewater treatment systems**. Department of Environmental Technology, Wageningen Agricultural University, Bomenweg 2, 6703 HD Wageningen, The Netherlands. Antonie van Leeuwenhoek 67: 3-28, 1995. Kluwer Academic Publishers. 1995.

LOUZADA, A. C. **Avaliação da atividade metanogênica específica de lodos com condicionamento hidrolítico provenientes do sistema UASB + BF's**. Dissertação (Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental). Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória. 2006.

KIM, M.; CHOWDHURY, M. M. I.; NAKHLA, G.; KELEMAN, M. **Characterization of typical household food wastes from disposers: Fractionation of constituents and implications for resource recovery at wastewater treatment**. Bioresource Technology 183 (2015) 61–69. 2015

MACNAIR. **A new look at food waste disposers**. Reeves Journal. 2000.

MARASHLIAN, N.; AND EL-FADEL, M. **The effect of food waste disposers on municipal waste and wastewater management.** Waste Management Research 23, 20–31. 2005.

MASSUKADO, L.M. **Desenvolvimento do processo de compostagem em unidade descentralizada e proposta de software livre para o gerenciamento municipal dos resíduos sólidos domiciliares.** 2008. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.

MATA-ALVAREZ, J.; MACÉ, S.; LLABRÉS, P. **Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives.** Bioresource Technology 74 (2000) 3-16. 2000.

MINISTERIO DAS CIDADES (GOVERNO FEDERAL - BRASIL) E GIZ - Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit. **Guia Prático do Biogás.** Geração e Utilização, 2010.

Ministério do Meio Ambiente (MMA). **Plano Nacional de Resíduos Sólidos: Versão Preliminar para Consulta Pública.** Cap. Diagnóstico da Situação dos Resíduos Sólidos no Brasil. Brasília, 2011.

MENEZES, J. M. C. **Influência da Concentração de sólidos totais e temperatura na bioestabilização anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos.** Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental), Centro de Ciências e Tecnologias, Universidade Estadual da Paraíba, 2012.

ALBUQUERQUE NETO, H. C.; MARQUES, C. C.; ARAÚJO, P. G. C.; GONÇALVES, W. P.; MAIA, R.; BARBOSA, E. A. **Caracterização de resíduos sólidos orgânicos produzidos no restaurante universitário de uma instituição pública (Estudo de Caso).** XXVII Encontro Nacional de Engenharia de Produção A energia que move a produção: um diálogo sobre integração projeto e sustentabilidade. Foz do Iguaçu, PR. 2007.

NEW YORK CITY Department of Environment Protection (DEP). **The Impact of Food Waste Disposers in Combined Sewer Areas of New York City**. New York DEP, New York. 1997.

OHANDJA, D. G.; CONSTANTINOU, A.; EDWARDS, M.; GRONOW, J.; VOULVOULIS, N.. **Household food waste disposers in the uk: should the water industry grin(d) and bear it?** Proceedings Waste 2008: Waste and Resource Management. – A Shared Responsibility Stratford-upon-Avon, Warwickshire, England, 16-17 September 2008.

PARSEKIAN, Marilu P. S. **Aplicação de lise celular forçada em sistema de tratamento aeróbio precedido de reator UASB**. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2003.

PEREIRA, A. I. C. **Co-digestão anaeróbia de resíduos verdes e lamas de ETAR para produção de biogás**. Dissertação (Energia e Bioenergia). Faculdade de Ciências e Tecnologia. Universidade Nova de Lisboa. 2013.

PÉREZ-ELVIRA S.I.; CANO R.; FDZ-POLANCO M.; SOUZA T.S.O.; FDZ-POLANCO F. **Domestic food waste and sewage sludge combined treatment implementing household food waste disposers**. Departamento de Ingeniería Química y Tecnología del Medio Ambiente. Universidad de Valladolid (España). Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental. Escola Politécnica. Universidade de São Paulo (Brasil). XI Simpósio de Digestão anaeróbia. 2014.

PICKBRENNER, K. **Uso de reator seqüencial em batelada (rsb) para pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio**. Dissertação (Programa de pós-graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental). Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. 2002.

PROSAB. **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo** / José Roberto Campos (coordenador). Rio de Janeiro. ABES, 464 p. 1999.

REIS, A. S. **Tratamento de resíduos sólidos orgânicos em biodigestor anaeróbio.** Dissertação (Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental). UFPE/ CAA. Caruaru. 2012.

ROSENWINKEL, K. –H.; WENDLER, D. **Influences of food waste disposers on sewerage system, waste water treatment and sludge digestion.** Institute for Water Quality and Waste Management University of Hanover (ISAH), Welfengarten 1, D-30167 Hannover, Germany. 2001.

SENTHILKUMAR M., GNANAPRAGASAM G., ARUTCHELVANA V., NAGARAJAN S. **Treatment of textile dyeing wastewater using two-phase pilot plant UASB reactor with sago wastewater as co-substrate.** Chemical Engineering Journal. (166):10–14. 2011.

SHAHRIARI, H.; WARITH, M.; HAMODA, M.; KENNEDY, K. J. **Effect of leachate recirculation on mesophilic anaerobic digestion of food waste.** Waste Management 32 (2012) 400–403. 2012.

SILVENNOINEN, K.; KATAJAJUURI, J. M.; HARTIKAINEN, H.; JALKANEN, L.; KOIVUPURO, H.K.; REINIKAINEN, A. **Food waste volume and composition in the finnish supply chain: special focus on food service sector.** Fourth International Symposium on Energy from Biomass and Waste. Cini Foundation, Venice, Italy; 12 - 15 November 2012. CISA. Venice, Italy. 2012.

SILVA, W. R. **Estudo cinético do processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos vegetais.** Tese de Doutorado (Pós-Graduação em Química, do Centro de Ciências Exatas e da Natureza). Universidade Federal da Paraíba. 2009.

STRAKA, F., JENICEK, P., ZABRANSKA, J., DOHANYOS, M., KUNCAROVA, M. **Anaerobic fermentation of biomass and wastes with respect to sulfur and nitrogen contents in treated materials.** Eleventh International Waste Management and Landfill Symposium In: Sardinia. CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Italy. S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy. 2007.

SUBTIL, E. L. **Avaliação da redução de sulfato e produção de sulfeto dissolvido em reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) tratando esgoto sanitário em escala real.** Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental do Centro Tecnológico). Vitória. 2007.

THOMAS, P. **The effects of food waste disposers on the wastewater system: a practical study.** Promoting Sustainable Solutions Water and Environment Journal. Water and Environment Journal. 1747-6585. Water and Environment Journal 25. (2011) 250–256. 2011.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Engenharia Sanitária e Ambiental. Vol. 1. UFMG. 1996.

VON SPERLING, M. **Lodos ativados.** Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Vol. 4. UFMG. 416p.1997.

VON SPERLING, M. **Dimensionamento de Lodos Ativados por Batelada Utilizando os Princípios da Teoria do Fluxo de Sólidos.** Engenharia Sanitária e Ambiental. Vol. 6 - Nº 3 - jul/set 2001 e Nº 4 - out/dez 2001. 2001.

WRAP – Material change for a better environment. **The food we waste.** Food waste report. 2008.

WORLD BANK. **What a waste.** A Global Review of Solid Waste Management. Daniel Hoornweg and Perinaz Bhada-Tata. Urban Development & Local Government Unit. 2012.

WORLD BANK. **The World Bank. IBRD. IDA. Data Indicator.** 2014. Disponível em: <<http://data.worldbank.org/indicator>> Acessado em: 05 de janeiro de 2016.