

**UNIVERSIDADE DE RIBEIRÃO PRETO**  
**CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS NATURAIS E TECNOLOGIAS**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIA AMBIENTAL**

**ALAOR BORGES PINHEIRO NETO**

**DETERMINAÇÃO EXPERIMENTAL DE PARÂMETROS DE**  
**PROJETO PARA DIGESTORES ANAERÓBIOS NO**  
**TRATAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS**

Ribeirão Preto - SP

2015

**ALAOR BORGES PINHEIRO NETO**

**DETERMINAÇÃO EXPERIMENTAL DE PARÂMETROS DE  
PROJETO PARA DIGESTORES ANAERÓBIOS NO  
TRATAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS**

Dissertação apresentada como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre pelo Programa de Mestrado Profissionalizante em Tecnologia Ambiental do Centro de Ciências Exatas, Naturais e Tecnologias da Universidade de Ribeirão Preto.

**Orientador:** Professor Dr. Valdir Schalch

Ribeirão Preto - SP

2015

Ficha catalográfica preparada pelo Centro de Processamento  
Técnico da Biblioteca Central da UNAERP

- Universidade de Ribeirão Preto -

P654d Pinheiro Neto, Alaor Borges, 1989-  
Determinação experimental de parâmetros de projeto para  
digestores anaeróbios no tratamento de resíduos sólidos  
orgânicos / Alaor Borges Pinheiro Neto. - - Ribeirão Preto, 2015.  
67 f. : il. color.

Orientador: Prof. Dr. Valdir Schalch.

Dissertação (mestrado) - Universidade de Ribeirão Preto,  
UNAERP, Tecnologia ambiental. Ribeirão Preto, 2015.

1. Digestão Anaeróbia. 2. Biogás. 3. Resíduos Alimentares.  
I. Título.

CDD 628

**Alaor Borges Pinheiro Neto**

**“ Determinação experimental de parâmetros de projeto para digestores anaeróbios no tratamento de resíduos sólidos orgânicos”.**

Dissertação apresentada como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre pelo programa de Mestrado Profissionalizante em Tecnologia Ambiental do Centro de Ciências Exatas, Naturais e Tecnologias da Universidade de Ribeirão Preto.

Orientador: Prof. Dr. Valdir Schalch

Área de concentração: Tecnologia Ambiental

Data de defesa: 18 de dezembro de 2015

Resultado: APROVADO

**BANCA EXAMINADORA**



Prof. Dr. Valdir Schalch  
Universidade de Ribeirão Preto - UNAERP  
Presidente



Profa. Dra. Luciana Rezende Alves de Oliveira  
Centro Universitário de Barretos – UNIFEB



Luciano Farias de Novaes  
Universidade de Ribeirão Preto - UNAERP

Ribeirão Preto  
2015

### **Dedicatória**

Dedico este trabalho a minha mãe por ter cercado toda a minha vida de carinho, afeto e bons exemplos.

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço a todos aqueles que contribuíram de forma direta ou indireta, para a concretização deste trabalho.

À Professora Doutora Luciana Resende Alves de Oliveira, pela excelente coordenação do Mestrado, que tive a possibilidade de frequentar.

Ao Professor Doutor Valdir Schalch, por ter confiado em mim e, por todos os conselhos e orientação transmitidos neste percurso.

Ao colega Mateus Guimarães, aluno de graduação, que esteve presente auxiliando, apoiando e contribuindo para o desenvolvimento da pesquisa durante o trabalho experimental.

Ao meu amigo e companheiro de mestrado José Emygdio de Oliveira Neto, que se manteve presente em todos os momentos, sempre me incentivando e encorajando nas dificuldades encontradas durante todo o percurso.

À minha família e em particular a minha mãe por toda a força, confiança e incentivo, que foi determinante ao longo deste trabalho.

A Todos, Muito Obrigado!

“Nossas dúvidas são traidoras e nos fazem perder o que, com frequência, poderíamos ganhar, por simples medo de arriscar.”  
(William Shakespeare)

## RESUMO

PINHEIRO NETO, A. B. **DETERMINAÇÃO EXPERIMENTAL DE PARÂMETROS DE PROJETO PARA DIGESTORES ANAERÓBIOS NO TRATAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS** 2015. Dissertação (Mestrado) – Universidade de Ribeirão Preto, 2015.

A geração de resíduos sólidos está relacionada a quase todas as atividades humanas diárias. Com o crescimento populacional constante e o consumismo exagerado, a quantidade de resíduos sólidos gerados aumenta. A Política Nacional de Resíduos Sólidos, instituída em 2010, e seu decreto regulamentador, define os aterros sanitários como locais sujeitos a disposição apenas de rejeitos. A digestão anaeróbia é uma tecnologia que, embora não seja nova, apresenta um futuro muito promissor dado que contribui para a resolução de dois problemas cada vez mais prementes nas sociedades atuais: a produção de resíduos e a disponibilização de energia. Com o presente trabalho pretendeu-se realizar uma pesquisa do sistema de tratamento de digestão anaeróbia, em reatores com volume de 307,9 cm<sup>3</sup>, operados sob regime batelada e temperatura mesofílica a 35°C com resíduos sólidos orgânicos mediante elevados teores de sólidos totais por 39 dias e inserção de gás nitrogênio nos reatores afim de reagir com o oxigênio presente, assim garantindo a digestão anaeróbia. No estudo, o substrato utilizado é composto por fração orgânica de resíduos sólidos urbanos correspondentes a resíduos alimentares e lodo Anaeróbio de Estação de Tratamento de Esgoto da AMBITEC de Ribeirão Preto. As influências das variáveis operacionais foram investigadas experimentalmente. Com o monitoramento do processo foi possível concluir que o gás nitrogênio inserido nos reatores foi responsável por inibir a digestão em todos os tratamentos, pois apresentaram baixa remoção de matéria orgânica e a produção de metano foi ocultado pelo gás nitrogênio devido a curva de leitura do N<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> serem muito próximas no cromatografo utilizado. Contudo, as condições operacionais adotadas não foram adequadas para o processo de digestão anaeróbia do presente trabalho. Não houve uma redução significativa de matéria orgânica e a produção de metano foi constatada somente no ultimo reator.

Palavras-chave: Digestão Anaeróbia. Biogás. Resíduos Alimentares.



## ABSTRACT

PINHEIRO NETO, A. B. **DETERMINATION EXPERIMENTAL PARAMETERS OF DESIGN FOR DIGESTERS ANAEROBIC IN TREATMENT SOLID ORGANIC WASTE**. 2015. Dissertação (Mestrado) – Universidade de Ribeirão Preto, 2015.

The solid waste generation is related to almost all daily human activities. With steady population growth and over-consumption, the amount of solid waste generated increases. The National Solid Waste Policy, established in 2010, and its regulatory decree, the landfills is subject to destinate only tailings. Anaerobic digestion is a technology that is not new, despite this has a very future promising future as it contributes to solve two increasingly pressing problems of the today's society, that are the production of waste and the availability of energy. The present study was intended to conduct a search of the anaerobic digestion treatment system in 307.9 cm<sup>3</sup> reactors, operated under batch regime and mesophilic temperature to 35°C with organic solid waste by high total solids for 39 days and nitrogen gas entering the reactor in order to react with the oxygen present, thus ensuring anaerobic digestion. In the study, the substrate used is composed of organic fraction of municipal solid waste corresponding to food waste and anaerobic sludge Sewage Treatment Plant AMBITEC of Ribeirão Preto. The influence of operational variables were experimentally investigated. With the monitoring process was concluded that the inserted nitrogen gas in the reactor was responsible for inhibiting digestion in all treatments, as had low organic matter removal and methane production was obscured by nitrogen gas because the read curve of N<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> are very close to the chromatograph used. However, the adopted operating conditions were not suitable for the anaerobic digestion process of this work. There wasn't a significant reduction of organic matter and methane production was observed only in the last reactor.

Key words: Anaerobic digestion. Biogas. Food waste.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - - Municípios, segundo a disposição final dos RSU no Brasil.....	10
Figura 2 - Composição Gravimétrica dos Resíduos Gerados no Município de São Paulo .....	12
Figura 3 - Biodigestor Utilizado em Residência na Índia.....	15
Figura 4 - Sequências metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia.....	18
Figura 5 - Perfil do rendimento da digestão anaeróbia em função da temperatura ...	23
Figura 6 – Esquema ilustrativo do biodigestor anaeróbio utilizado no experimento ..	31
Figura 7 – Biodigestores utilizados no experimento antes do preenchimento. ....	32
Figura 8 - Composição da amostra de resíduos alimentares .....	33
Figura 9 – Quarteamento da fração orgânica .....	35
Figura 10 – Lodo anaeróbio digerido ETE .....	36
Figura 11 – Preenchimento dos biodigestores com as amostras.....	38
Figura 12 – Inserção do gás nitrogênio no biodigestor.....	39
Figura 13 – Analisador de umidade (Sartorius MA 30).....	41
Figura 14 – Coleta do Biogás gerado no reator.....	43
Figura 15 – Inserção do biogás no Cromatógrafo Gasoso Shimadzu GC-2014 .....	44
Figura 16 – Análise da umidade no início e fim do processo de digestão .....	48
Figura 17 – Análise dos Sólidos Totais.....	49
Figura 18 – Análise dos STV nos 4 reatores .....	50
Figura 19 – Análise do COT nos 4 reatores .....	51
Figura 20 – Análise de NTK nos 4 reatores.....	52
Figura 21 - Cromatografia gasosa do biogás do reator 01 .....	54
Figura 22 - Cromatografia Gasosa do biogás do reator 02 .....	54
Figura 23- Cromatografia Gasosa do Biogás no Reator 03 .....	55
Figura 24 - Cromatografia Gasosa do Biogás no Reator 04 .....	56

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Disposição final dos resíduos sólidos urbanos no Brasil - 1989/2008 .....	9
Tabela 2 - Municípios com usinas de compostagem no estado de São Paulo.....	12
Tabela 3 - Porcentagens de metano obtido na digestão anaeróbia.....	26
Tabela 4 – Dados de preenchimento dos biodigestores .....	37
Tabela 5 – Parâmetros monitorados nas análises físico-química .....	40
Tabela 6 – Análise de NTK para amostra de entrada e de saída dos reatores .....	42
Tabela 7 – Caracterização da fração orgânica (Resíduos Alimentares).....	45
Tabela 8 - Caracterização do inóculo (lodo de ETE de Ribeirão Preto – SP).....	46
Tabela 9 – Caracterização da Mistura (Resíduos Alimentares + Inóculo) .....	46
Tabela 10 – Caracterização físico-química do digestato oriundo do processo de digestão anaeróbia nos quatro reatores .....	47
Tabela 11 – Produção acumulada do biogás produzido durante o período experimental .....	53

## ABREVIATURAS E SIGLAS

**CH<sub>4</sub>** – Gás Metano

**CO<sub>2</sub>** – Dióxido de Carbono

**COT** – Carbono Orgânico Total

**DA** – Digestão Anaeróbia

**ETE** – Estação de Tratamento de Esgoto

**H<sub>2</sub>S** – Sulfeto de Hidrogênio

**IBGE** – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

**NH<sub>3</sub>** – Amônia

**NTK** – Nitrogênio Total Kjeldahl

**N<sub>2</sub>** – Gás Nitrogênio

**PMGIRS** – Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos

**PNSB** – Pesquisa Nacional de Saneamento Básico

**RD** – Resíduos Domiciliares

**RSO** – Resíduos Sólidos Orgânicos

**RSU** – Resíduos Sólidos Urbanos

**SDF** – Sólidos Dissolvidos Fixos

**SDV** – Sólidos Dissolvidos Voláteis

**SDT** – Sólidos Dissolvidos Totais

**SFT** – Sólidos Fixos Totais

**SSF** – Sólidos Suspensos Fixos

**SSV** – Sólidos Suspensos Voláteis

**ST** – Sólidos Totais

**SVT** – Sólidos Voláteis Totais

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	<b>2</b>
<b>2 OBJETIVOS</b> .....	<b>5</b>
2.1 OBJETIVO GERAL .....	5
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	5
<b>3 REVISÃO BIBLIOGRAFICA</b> .....	<b>6</b>
3.1 RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS (RSU) .....	6
3.1.1 MANEJO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS NO BRASIL .....	8
3.2 DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS SÓLIDOS: PROCESSOS E FATORES INTERVENIENTES.....	14
3.2.1 Utilização de Inóculo para a Digestão Anaeróbia .....	19
3.2.2 Temperaturas para a Digestão Anaeróbia .....	22
3.2.3 Teor de Umidade .....	23
3.2.4 Biogás proveniente da Digestão Anaeróbia.....	24
3.3 BIODIGESTORES .....	27
3.3.1 Tipos de biodigestores .....	28
<b>4 MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	<b>31</b>
4.1 DESCRIÇÃO DO BIODIGESTOR .....	31
4.2 FRAÇÃO ORGÂNICA UTILIZADA NA ALIMENTAÇÃO DO BIODIGESTOR ..	32
4.2.1 Volume útil de Preenchimento dos Biodigestores.....	33
4.2.2 Características do processo de digestão e parâmetros operacionais.....	35
4.2.3 Mistura e Quarteamento da fração orgânica.....	35
4.3 INOCULAÇÃO E PARTIDA DO BIODIGESTOR .....	36
4.4 DESCRIÇÃO DO SISTEMA EXPERIMENTAL .....	37
4.5 PARÂMETROS ANALISADOS NO PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA .....	39
4.5.1 Série de Sólidos .....	40
4.5.2 Umidade da amostra .....	41
4.5.3 Carbono Orgânico Total (COT) .....	41

4.5.4 Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK).....	42
4.5.5 Biogás.....	42
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>45</b>
5.1 CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DA AMOSTRA UTILIZADA NO PREENCHIMENTO DO REATOR.....	45
5.2 ANÁLISE FÍSICO-QUÍMICA DOS PARÂMETROS DO DIGESTATO ORIUNDO DO PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA NOS QUATRO REATORES.....	47
5.3 PRODUÇÃO DO BIOGÁS GERADO NO REATOR .....	52
5.3.1 Identificação do biogás nos reatores.....	53
<b>6 CONCLUSÕES .....</b>	<b>57</b>
<b>RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS.....</b>	<b>58</b>
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>59</b>

## 1 INTRODUÇÃO

O avanço tecnológico, associado a um intenso processo de urbanização, tem causado sérios problemas ambientais ao planeta, sobretudo nas nações menos desenvolvidas ou em estágio de desenvolvimento. Nesse contexto, os resíduos sólidos são um dos principais problemas da humanidade, tendo em vista que esses materiais são gerados inevitavelmente nas atividades desenvolvidas. Dessa forma, a busca por soluções técnicas mais viáveis para o tratamento é objeto de estudo de diversos pesquisadores em diferentes áreas do conhecimento.

A partir da percepção sobre os problemas ambientais, tais como, poluição do solo e das águas subterrâneas, decorrentes muitas vezes, da inadequada gestão dos resíduos sólidos, verificou-se a necessidade de proposições de melhorias para prevenir ou minimizar os efeitos adversos destes resíduos no meio ambiente e na saúde pública.

No Brasil são produzidos cerca de 100.000 t/dia de resíduos sólidos urbanos, sendo que apenas 10% recebem tratamento e/ou disposição final adequada. Desse quantitativo, cerca de 55% é de matéria orgânica putrescível, passível de fermentação. Sendo assim, grande parte de matéria orgânica são dispostas irregularmente, gerando impactos ambientais negativos, que justificam o desenvolvimento de alternativas tecnológicas objetivando o aproveitamento da matéria orgânica, promovendo a redução dos impactos e a melhoria da qualidade de vida da população (BARCELOS, 2009).

O desperdício de restos alimentares não é somente no Brasil. De acordo com um relatório da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos, cerca de 32 milhões de toneladas de resíduos de alimentos são gerados anualmente. Menos de 3% do desperdício de alimentos foi separado e tratado, principalmente através da digestão anaeróbia, e o restante foi depositado em aterros sanitários (COLATTO, 2011). A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) estabelecida pela Lei 12305/2010, possui como meta implantar princípios, objetivos e instrumentos para uma gestão mais eficaz.

Devido às necessidades de dar a importância para o tratamento de resíduos sólidos orgânicos, observou-se que é possível desviar os resíduos do solo que vem aumentando gradativamente e obter geração de energia renovável utilizando a

digestão anaeróbia, desta forma tornando-se um método mais atraente para a gestão de resíduos sólidos orgânicos (XIGUANG et al., 2010).

Nesse sentido, a digestão anaeróbia é uma tecnologia amplamente utilizada para tratar resíduos sólidos orgânicos, uma vez que evita a emissão de compostos orgânicos voláteis, permite a recuperação de energia através da produção de biogás com alto conteúdo energético e produz um resíduo final semi-estabilizado que reúne as condições para ser utilizado como condicionador do solo (DE BAERE, 2000; ROMERO-GUIZA et al., 2014).

Assim, a fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos, que é considerada rejeito ao ser disposta em locais inadequados ou em aterros sanitários, terá uma alternativa de destinação final ambientalmente adequada, contribuindo para o aumento da vida útil dos aterros e redução dos problemas ambientais e de saúde pública.

A digestão anaeróbia é conhecida como o mais antigo e mais utilizado processo de tratamento biológico de resíduos. Sendo um método de degradação biológica controlada que possibilita a captura eficiente e utilização de biogás, disponível para produção de energia (XIGUANG et al., 2010).

A produção do biogás é devido à degradação de matéria orgânica por microrganismos anaeróbios que expõem uma combinação consistente de metano, dióxido de carbono e ainda, traços de outros gases 'contaminantes'. Este biogás é utilizado de modo direto como combustível no decorrer do aquecimento de água, como também no preparo de comida, porém, tem sua eficácia aprimorada se for reformado para alcançar o nível de qualidade do metano (FELIZOLA, 2006).

É importante também ressaltar que digestores anaeróbios tem a importância de operarem na faixa de temperatura mesófila ou termófila, em caso de países de climas tropicais, opera, certamente com temperaturas ambientes (MENEZES, 2012).

A digestão anaeróbia é uma estratégia referente à alternativa benéfica que possibilita a estabilização e diminuição do volume dos resíduos direcionados à disposição final.

O resultante de digestores anaeróbios contém muitos nutrientes e podem, assim, ser usado como fertilizante de plantas e correção do solo. A digestão anaeróbia tem sido pesquisada de maneira extensiva de múltiplos tipos de desperdício de alimentos, podendo afirmar que é viável. No entanto vários resultados do desperdício



de alimentos foram obtidos em relação a diferentes graus de rendimento de metano oriundos da mistura de distintos tipos de resíduos de alimentos e suas proporções, devendo ser determinadas caso a caso (ZHANG et al., 2007).

Para alcançar os objetivos propostos, foram realizadas análises físico-químicas das amostras do digestato (material sólido obtido pós-tratamento, com a abertura dos digestores) e do biogás.

Esta pesquisa permitirá a continuidade de outros trabalhos, que poderão aprimorar as condições operacionais e testar novos tratamentos. Com estudos mais aprofundados será possível a disseminação desta tecnologia, que poderá ser implementada pelos municípios no tratamento dos resíduos sólidos orgânicos.

Diante do exposto, esta pesquisa visa avaliar o processo de tratamento pela digestão anaeróbia de Resíduos Sólidos Orgânicos (RSO).

## 2 OBJETIVOS

### 2.1 OBJETIVO GERAL

Pesquisar a digestão anaeróbia em temperatura mesofílica para a determinação de parâmetros de projeto para digestores anaeróbios no tratamento de resíduos sólidos orgânicos. O substrato utilizado foi composto por lodo anaeróbio de Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) e amostra preparada da fração orgânica, que por sua vez compõem a maior parte dos Resíduos Sólidos Domiciliares (RSD) no Brasil.

### 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Caracterização físico-química da amostra utilizada no experimento;
- Análise dos parâmetros que influenciam a digestão anaeróbia utilizando Resíduos Alimentares inoculados com lodo de ETE;
- Comparar os resultados obtidos em cada um dos reatores para avaliação de sua eficiência.

### 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Esta revisão bibliográfica teve como base sustentar o estudo desta pesquisa científica. Com uma visão geral sobre o tema, e com os pontos principais em mente, foi possível elaborar um roteiro para a revisão de literatura, com os itens e subitens do texto até chegar aos resultados e discussões.

#### 3.1 RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS (RSU)

De acordo com o Decreto nº 7.404, de 23 de Dezembro de 2010 que regulamenta a Lei nº 12.305 de 02 de agosto de 2010, os resíduos sólidos urbanos (RSU) englobam os resíduos domiciliares, originários de atividades domésticas em residências urbanas e os resíduos de limpeza urbana, originários da varrição, limpeza de logradouros e vias públicas e outros serviços de limpeza urbana.

A PNRS (2010), traz em seu texto uma clara definição de resíduos sólidos e a sua diferença em relação aos rejeitos (termo este que mais se aproxima da ideia que dávamos ao que era denominado “lixo”):

- Resíduos sólidos: material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, a cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólido ou semissólido, bem como gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos d'água, ou exijam para isso soluções técnica ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível (BRASIL, 2010a).
- Rejeitos: resíduos sólidos que, depois de esgotadas todas as possibilidades de tratamento e recuperação por processos tecnológicos disponíveis e economicamente viáveis, não apresentem outra possibilidade que não a disposição final ambientalmente adequada (BRASIL, 2010a).

O RSU é em geral todo material sólido ou semi-sólido indesejável ou que tem a necessidade de ser removido por ter sido classificado sem utilização, pela pessoa que o descarta, independente do recipiente destinado a esta ação (MONTEIRO, et al., 2001).

Apesar da mudança de termos, as ações humanas ainda resistem ao novo cenário, seja por falta de instrução, seja por costumes arraigados na cultura. Exemplos disso estão bem próximos: manter o termo “lixo” no vocabulário cotidiano; o outro está no ato de ensacar resíduos e os colocar da porta para fora de casas traduzindo, segundo Wahba (1993), nossa ideia de “jogarmos fora” toda a imperfeição, de afastarmos tudo aquilo que incomoda, como se não tivéssemos responsabilidade alguma sobre o que geramos.

É preciso reiterar, que os resíduos sólidos são, na realidade todos os restos sólidos ou semi-sólidos das atividades humanas ou, contudo, não-humanas, que apesar possam não mencionar a sua utilidade para a atividade fim do local em que foram gerados, podem transformar-se em insumos para outras atividades, como por exemplo, aqueles produzidos na residência e que são recolhidos de forma periódica pelo serviço de coleta.

Referindo-se especificamente, de acordo com o Art. 13 da Lei 12.305/2010, os resíduos domiciliares são originários de atividades domésticas em residências urbanas.

Uma vez que a geração desses resíduos seja caracterizada como não perigosos em presença de sua natureza, como também pela sua composição ou volume, não sejam diferenciados aos RD, principalmente, pelo poder público municipal. Estipulando que apenas rejeitos devem ser dispostos em aterros sanitários e não resíduos (BRASIL, 2010).

É imprescindível que em qualquer município tenha como meta dispor de meios para manter um gerenciamento de resíduo ambientalmente adequado. Partindo deste princípio é importante que a coleta, o destino e a disposição final de resíduos sólidos sejam eficientes, mediante a grande importância e viabilidade para a população, uma vez que elimina a proliferação de agentes transmissores de doenças e também evitando a poluição do meio ambiente.

Os serviços de manejo dos RSU compreendem a coleta, a limpeza pública bem como a destinação final desses resíduos, e exercem um forte impacto no

orçamento das administrações municipais, podendo atingir 20% dos gastos da municipalidade (IBGE, 2008).

### 3.1.1 Manejo dos Resíduos Sólidos no Brasil

Partindo-se da proposição de Wahba (1993), pode-se analisar a situação do Brasil perante o tema resíduos sólidos. Antes de adentrar no assunto, é válido ter em mente que o processo criativo leva a uma ideia inovadora, a qual terá sucesso se implantada com método.

A Lei nº 12.305/10, que implantou no Brasil a Política Nacional de Resíduos Sólidos, foi sancionada após 21 anos de tramitação no Congresso Nacional e, apesar de constituir um marco regulatório que deve delimitar qualquer discussão e atividade na área de resíduos sólidos, não apresenta métodos claros para que as inovações propostas sejam implementadas

O crescimento da população no Brasil tem sido desordenado nas cidades, com aglomerações de diversas pessoas, acarretando maior produção de RSU, tornando-se importante o planejamento de gestão de resíduos, assim como a coleta, destinação e disposição final ambientalmente adequada dos resíduos (MEDEIROS, 2010).

O Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PMGIRS) tem como foco maior a visão nos objetivos fundamentais da questão, que é a conscientização da população urbana e participação eficaz da comunidade, promovendo ampla sensibilidade a não sujar as ruas, diminuindo o descarte, reaproveitar os materiais e reciclá-los, antes que os mesmos sejam encaminhados a disposição final.

É necessário, portanto, adicionar um modelo de gestão capaz de possibilitar, a participação da população na questão do manejo dos resíduos sólidos, despertando diversas atividades que compõem o sistema e dos custos solicitados para sua realização, cujo compromisso esteja vinculado com adoção de práticas pelo agente consumidor e conseqüentemente, pelo gerador.

Uma vez formalizado, é preciso ressaltar que o gerenciamento integrado de resíduos, mantém sujeitas à observância da lei 12.305/2010, por pessoas físicas ou jurídicas, de direito público ou privado, cujas responsabilidades, de modo direto ou

indiretamente, com a geração de resíduos domiciliares e aquelas que desenvolvam ações pertinentes à gestão integrada, para o gerenciamento de resíduos (BRASIL, 2010).

Observando-se a destinação final dos resíduos, os vazadouros a céu aberto (lixões) constituíram o destino final dos resíduos sólidos em 50,8% dos municípios brasileiros, conforme revelou a PNSB 2008. Embora este quadro venha se alterando nos últimos 20 anos, sobretudo nas Regiões Sudeste e Sul do País, tal situação se configura como um cenário de destinação reconhecidamente inadequado, que exige soluções urgente e estrutural para o setor. Contudo, independente das soluções e/ou combinações de soluções a serem pactuadas, isso certamente irá requerer mudança social, econômica e cultural da sociedade (IBGE, 2008).

A geração de RSU é um processo inevitável que acontece todos os dias em quantidades e composições que tende em depender do tamanho da população e, portanto, do desenvolvimento econômico de cada região.

Percebe-se de acordo com a Tabela 1, que no decorrer dos anos a população tem se preocupado com a questão de disposição final dos RSU, mas a situação atual ainda é preocupante.

**Tabela 1 – Disposição final dos resíduos sólidos urbanos no Brasil - 1989/2008**

<b>Ano</b>	<b>Vazadouro a céu aberto</b>	<b>Aterro controlado</b>	<b>Aterro sanitário</b>
1989	88,2	9,6	1,1
2000	72,3	22,3	17,3
2008	50,8	22,5	27,7

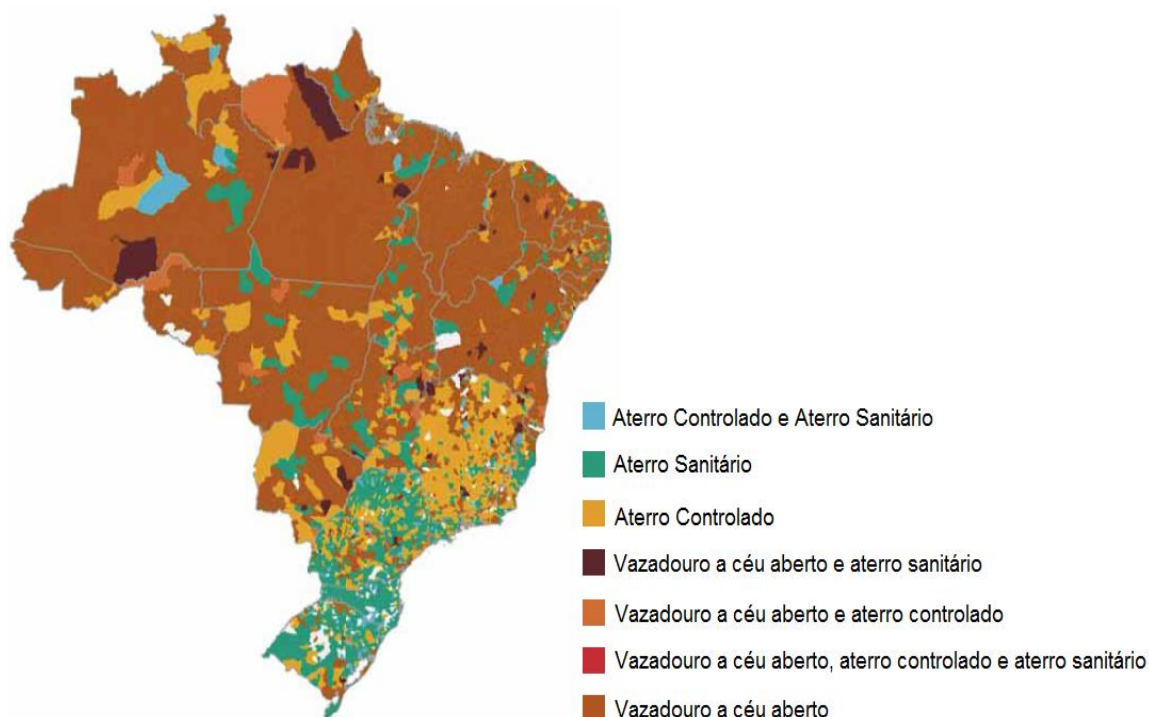
**Fonte:** IBGE, 2008.

Notoriamente não existe no Brasil, legislação para coibir a fabricação de produtos com carga de resíduos e que contém tempo de decomposição, porém devem ser observados nas prateleiras dos supermercados, que são expostos à venda de diversos produtos embalados em tetrapak, isopor, além de plástico e latas,

praticamente estes são modelos que não compõem a legislação preventiva neste aspecto (SOUZA, 2008).

A partir da Figura 1, percebe-se que os municípios com serviços de manejo dos resíduos sólidos situados nas Regiões Nordeste e Norte registraram as maiores proporções de disposição desses resíduos aos lixões – 89,3% e 85,5%, respectivamente, enquanto os localizados nas Regiões Sul e Sudeste apresentaram, no outro extremo, as menores proporções 15,8% e 18,7%, respectivamente (IBGE, 2008).

**Figura 1 - Municípios, segundo a disposição final dos RSU no Brasil.**



**Fonte:** IBGE, 2008.

O processo para acondicionar os RSU diz respeito na sua preparação para a melhor forma possível realizar a coleta, destinação e disposição de modo sanitariamente apropriado, analisando a compatibilidade, como o tipo e a quantidade de resíduos.

A coleta seletiva ainda não é praticada assiduamente no país, acarretando o desperdício de recursos materiais e energéticos presentes nos resíduos descartados. É o caso da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos, gerada diariamente e em quantidade representativa

Os RSU e sua composição são muito diversificados, porém é influenciada por aspectos como localização geográfica e renda familiar. No entanto, nesse tipo de resíduo são encontrados restos de alimentos, além de resíduos sanitários. É preciso estar atento por que determinados resíduos que são gerados em residências são levados em consideração, como produtos que podem também danificar o meio ambiente. Para tanto estes devem ter uma destinação diferente dos demais, com preferência são encaminhados para os locais voltados a resíduos perigosos.

Segundo Almeida (2000), levantamentos realizados em usinas de triagem e compostagem de RSU apontam que em média, depois de devidamente processado, chega-se a uma produção de composto orgânico da ordem de 40% da quantidade inicial da chegada do resíduo a usina. É certo que a composição do resíduo varia de município para município, porém se uma parte desse resíduo for utilizada em produção de composto orgânico e outra reciclada em indústrias de papel, metal, plástico e vidro, o volume final com disposição a aterros sanitários será reduzido de modo significativo.

Quanto à composição dos RSU, nos quais os materiais encontrados merecem destaque são os resíduos domiciliares. No entanto, pelo fato de gerar grande quantidade de matéria orgânica, a existência da presença de vetores nos aterros é grande, ocasionando mau cheiro devido à decomposição da matéria e, conseqüentemente da produção de um líquido de tonalidade escura, denominado chorume, considerado poluente ao meio ambiente (AGUIAR, 2005).

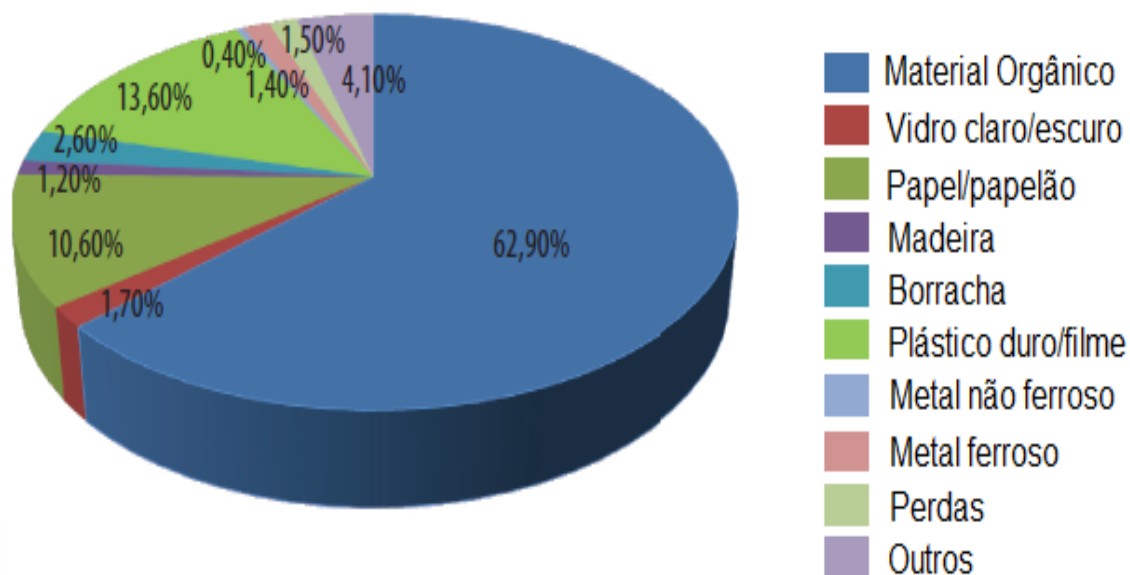
Trilhando por essa linha de pensamento, sabe-se que a matéria orgânica dos RSU, perante a apresentação de sua composição, em média, no Brasil significa a maior parte do resíduo gerado.

Para servir como parâmetro para uma estimativa da quantidade dos diferentes tipos de resíduos produzidos, foi realizado um estudo pela Secretaria do Meio Ambiente do Governo do Estado de São Paulo (SMA) (2013), referente à composição gravimétrica dos RSU produzido no município de São Paulo. A respeito das diferenças metodológicas,



Observa-se pela Figura 2, que a matéria orgânica é preponderante (60% a 65%), geralmente seguida de plásticos e papel/papelão.

**Figura 2 - Composição Gravimétrica dos Resíduos Gerados no Município de São Paulo**



**Fonte:** São Paulo (2012), elaborado por SMA (2013).

Apesar de o levantamento gravimétrico apontar para percentual superior a 50% de geração de RSO, são poucas as unidades de destinação para a compostagem hoje em operação no Brasil, conforme é mostrado na Tabela 2.

**Tabela 2 - Municípios com usinas de compostagem no estado de São Paulo.**

Região Administrativa	Município	Índice de Qualidade de Usinas de Compostagem
Presidente Prudente	Adamantina	7,79
Araçatuba	Andradina	8,71
Marília	Bastos	8,07
Marília	Garça	8,14
Marília	Iacri	8,07
Marília	Parapuá	8,07
São José do Rio Preto	São José do Rio Preto	10

**Fonte:** CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2013.

O crescimento econômico e o conseqüente aumento contínuo do consumo na última década, segundo dados do IBGE, têm sido acompanhados pela maior abrangência da coleta regular e pelos baixos índices de coleta seletiva e de tratamento dos resíduos sólidos urbanos. Estes fatores, ainda predominantes no estado, demonstram a complexa questão da gestão de resíduos sólidos e, conseqüentemente, da crescente dificuldade relacionada à disposição final apenas dos rejeitos (BRASIL, 2013).

A situação mencionada no parágrafo acima se mostra mais delicada ao se estabelecer relações entre a vida útil dos aterros existentes e as necessidades futuras para criação de novos, limitadas pelas condicionantes ambientais, maior valor dos terrenos, sobretudo nas regiões metropolitanas, locais, justamente, em que há maior geração de resíduos.

As prefeituras não possuem verba necessária para executar as mudanças propostas nem pessoal suficiente e qualificado para compor as equipes de trabalho. Atrelado a isso, a PNRS não fornece incentivos (fiscais, financeiros e creditícios) aos municípios para que estes iniciem e prossigam com as transformações previstas em lei. Há uma ineficiência quanto à implementação de prazos e quanto ao mecanismo de acompanhamento da implementação (BIANCO, 2015).

Menos de 10% dos 5.570 municípios brasileiros elaboraram seus respectivos Planos de Gestão Integrada dentro do prazo estipulado (até 2012). A ausência de um plano dificulta o estabelecimento de metas e de indicadores de desempenho, não permite que haja controle e fiscalização, impossibilita soluções consorciadas face à economia de escala, bem como a criação de fontes de negócios com a valorização dos resíduos e a definição do cálculo para a cobrança dos serviços públicos, impedindo, ainda, o acesso do município aos recursos da União para empreendimentos e serviços relacionados à limpeza urbana e ao manejo de resíduos sólidos (SOLER, 2014).

Aproximadamente 60% dos municípios brasileiros não cumpriram a meta de eliminação dos lixões e de disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos até 8 de agosto de 2014, que foi o prazo final determinado pela lei (SOLER, 2014).

Devido ao não cumprimento da meta de eliminação dos lixões, o Senado aprovou em 1 de julho de 2015, um projeto que estende até 31 de julho de 2018 o limite para a extinção dos lixões (contudo, esse projeto contém uma emenda do

plenário que escalona os prazos de acordo com o município, fazendo com que as datas limite variem entre 2018 e 2021) (SALOMÃO, 2015).

Para a disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos, no Brasil, ainda são incipientes os mecanismos adotados para o tratamento dos RSU. Porém, há no estado de São Paulo algumas experiências em formas de tratamento e recuperação de matérias e energia, como a produção de combustível derivado de resíduos ou de digestão anaeróbia (BRASIL, 2013).

Diante de todas as questões levantadas fica evidente a importância da destinação ambientalmente adequada para os resíduos domiciliares.

### 3.2 DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS SÓLIDOS: PROCESSOS E FATORES INTERVENIENTES

A digestão anaeróbia tem se intensificado nas últimas décadas para o tratamento de resíduos sólidos orgânicos de diversas origens, como urbana, rural ou industrial, no intuito de desenvolver alternativas tecnológicas de aproveitamento energético e de redução dos impactos ambientais.

Este tipo de tratamento vem sendo estudado e pesquisado por vários autores em todo o mundo, analisando diversos resíduos e sua relação com o processo de geração de biogás. Diversas vantagens são apontadas como decorrentes da utilização deste tipo de tratamento, sobretudo por ser uma tecnologia que gera subprodutos e que podem ser utilizados como uma fonte alternativa de energia (biogás) e biofertilizante rico em nutrientes (BRABER, 1995; SPEECE, 1996; MATA-ALVAREZ, 2003; RIUJI, 2009).

Ao refletir sobre a necessidade de promover a destinação ambientalmente adequada aos resíduos sólidos, com uma inovação da tecnologia de digestão anaeróbia, passou-se a perceber o quanto é um processo valioso, para a gestão de RSU. Através da digestão anaeróbia é possível controlar e quantificar a produção de gases, podendo ser utilizados como energia renovável, dessa forma acarretando a diminuição de danos no meio ambiente.

Segundo Baadstorp (2004), várias soluções e aplicações têm sido desenvolvidas e adaptadas ao longo do tempo, englobando diferentes tipos de substratos orgânicos, como por exemplo, a biodigestão de estrume de gado, resíduos

alimentares e glicerina bruta, em nível descentralizado, para o uso na cocção de alimentos na Índia e na China, ou a geração industrial de energia elétrica.

Voegeli e Zurbrugg (2008) comentam que experiências de digestão anaeróbia, realizadas em escala piloto, em países da Ásia e da África, mostram que esta pode ser uma importante e sustentável forma de tratamento e reaproveitamento de resíduos sólidos. Segundo os mesmos autores, no ano de 2007, um estudo realizado com 16 plantas de tratamento por digestão anaeróbia, localizadas em cidades do sul da Índia, revelou que as mesmas utilizavam, na maioria das vezes, resíduos domiciliares (provenientes de cozinhas ou até mesmo papel higiênico), e eram de pequeno, médio e grande porte. O biogás gerado nas unidades de pequeno porte era normalmente utilizado nas cozinhas das residências próximas ao digestor, conforme pode ser visualizada na Figura 3.

**Figura 3 - Biodigestor Utilizado em Residência na Índia.**



**Fonte:** Vogeli & Zurbrugg, 2008.

De acordo com Bouallagui et al., (2003), o tratamento anaeróbio da fração orgânica dos RSU é um processo que tem crescido nos últimos anos. Neste contexto figuram como uma alternativa promissora, em virtude das taxas de produção de biogás.

Este processo biológico ocorre na ausência de oxigênio molecular, onde diversos microrganismos exercem atividades metabólicas para a conversão do material orgânico complexo (carboidratos, proteínas e lipídios) em metano ( $\text{CH}_4$ ), dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) e amônia ( $\text{NH}_3$ ), traços de outros gases e ácidos orgânicos de baixo peso molecular (CHERNICHARO, 1997).

Basicamente, a digestão anaeróbia consiste na degradação biológica da matéria orgânica por uma variedade de micro-organismos anaeróbios (facultativos e obrigatórios) na ausência de oxigênio. Os produtos finais do processo são o material digerido (digestato) e o biogás (McCARTY, 1982).

O digestato é separado em fração líquida e sólida: a primeira pode ser recirculada no sistema ou então misturada aos resíduos frescos; já a segunda deve ser compostada a fim de finalizar a estabilização e promover a maturação do produto, que poderá ser utilizado como condicionador do solo.

De acordo com Silva (2009) a digestão anaeróbia pode ser dividida em um processo de quatro fases, que são: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese.

A hidrólise é o processo pelo qual a matéria orgânica presente no sistema é transformada em compostos dissolvidos de menor peso molecular. Certo que neste processo há a solubilização em presença de água.

No entanto, segundo Harris (2005), ocorre o processo propriamente denominado de hidrólise, uma reação de qualquer espécie com água. Especificamente, ocorre a reação de um íon com água, formando uma substância associada, resultando na liberação de íons.

Em geral a fase de hidrólise se torna limitante se o substrato se apresentar na forma particulada.

Na fase de Acidogênese, os produtos gerados na hidrólise são absorvidos por bactérias acidogênicas fermentativas e excretados como substâncias orgânicas simples e de compostos minerais como dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), hidrogênio ( $\text{H}_2$ ), amônia ( $\text{NH}_3$ ), sulfeto de hidrogênio ( $\text{H}_2\text{S}$ ), entre outros. No processo de acidogênese

a maioria das bactérias são anaeróbias obrigatórias, existindo também espécies facultativas, onde metabolizam o material orgânico pela via oxidativa (BENGTSSON, 2008).

Segundo Labib et al. (1992), na terceira fase, que é a Acetogênese os ácidos graxos e o etanol formados são transformados pelas bactérias acetogênicas, produtoras de acetato e hidrogênio. É nesta fase que ocorre a conversão dos produtos gerados na acidogênese em compostos que formam os substratos para a produção de metano. A função desses microrganismos é degradar esses ácidos graxos e álcoois dando origem a acetato, H<sub>2</sub> e CO<sub>2</sub>.

A etapa da fermentação acidogênica assume um importante papel na conversão de matéria orgânica em energia na forma de metano, pois a conversão do substrato a acetato deve ser rápida para que a produção de energia venha ser economicamente viável, uma vez que o acetato vem a ser o principal precursor do metano (GHOSH, 1981)

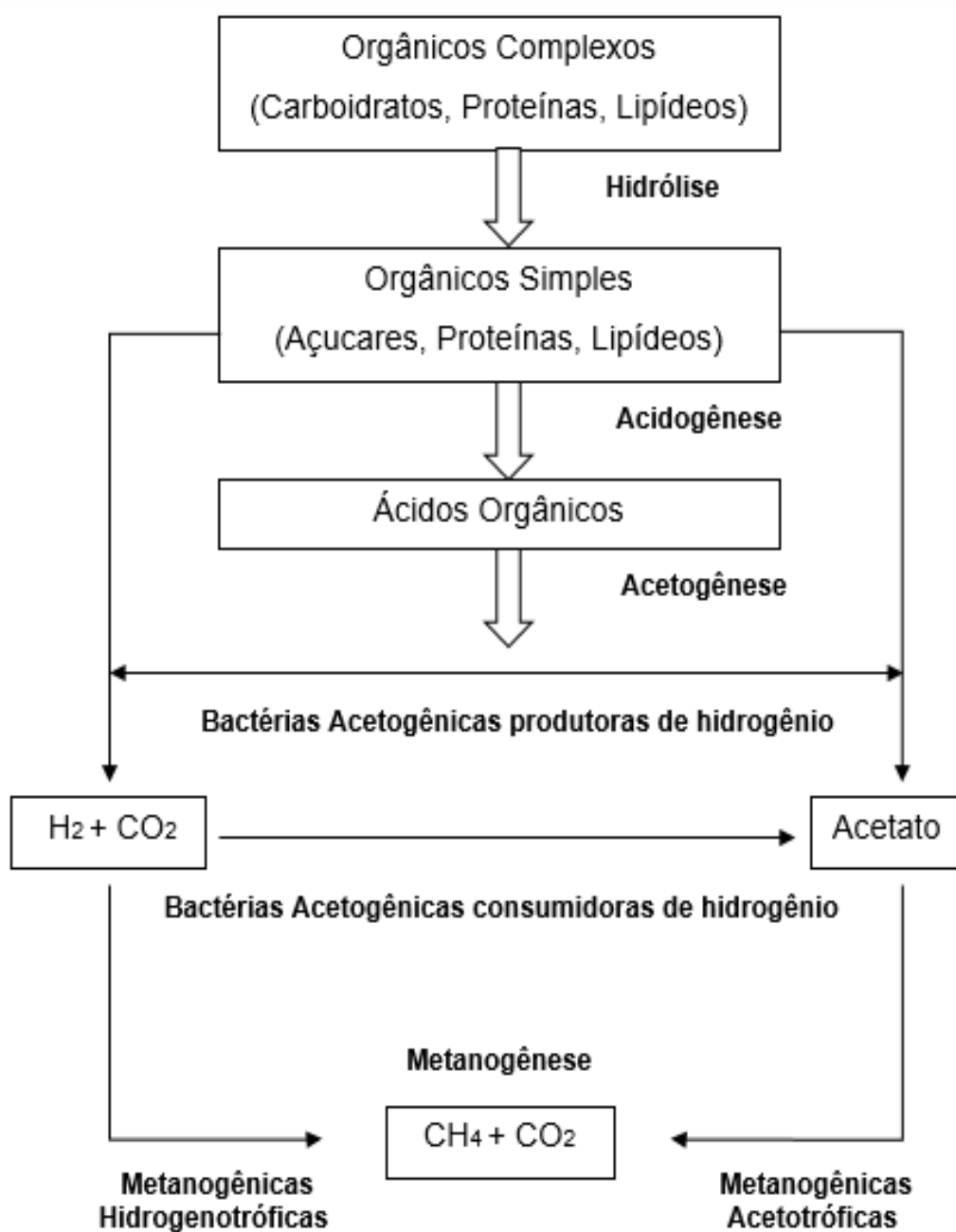
Foresti et al., (1999), afirmam que não havendo essa conversão, tampouco haverá metanogênese, ocorrendo o acúmulo dos produtos da hidrólise e da fermentação ácida no reator.

Se por alguma razão a taxa de remoção de ácidos voláteis através da metanogênese não acompanhar a taxa de produção dos mesmos pode surgir uma situação de instabilidade, com a produção líquida de ácidos, resultando na diminuição do valor do pH. Tal fato pode causar uma redução na atividade metanogênica e um aumento na produção líquida de ácido, ocasionando o que se denomina de acidificação do conteúdo do reator, sendo a causa mais comum de falha operacional em sistemas de tratamento anaeróbio (VAN HAANDEL, 1994).

Na quarta e última fase, que é a metanogênese o metano é produzido por um grupo de procariontes, as metanobactérias, convertendo o acetato, hidrogênio e dióxido de carbono principalmente em metano e dióxido de carbono (LEITE, 2009).

A digestão anaeróbia é um sistema ecológico delicadamente balanceado, onde, cada microrganismo desempenha uma função essencial, conforme representa a Figura 4.

Figura 4 - Sequências metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia.



Fonte: Adaptado de Chernicharo (1997).

Conforme o mecanismo mencionado é possível verificar as inter-relações existentes entre bactérias acidogênicas, conversoras de compostos orgânicos a ácidos graxos voláteis que são convertidos a ácido acético e hidrogênio e estes a metano.

### 3.2.1 Utilização de Inóculo para a Digestão Anaeróbia

Um dos desafios inerente à operação de biometanizadores é a manutenção da estabilidade do processo. Diversas estratégias têm sido estudadas para este fim, como por exemplo, meios para a regulação da concentração de hidrogênio e de acetato visando minimizar a inibição termodinâmica; métodos que mantenham as condições ideais para os diferentes grupos microbianos; e, ainda, alternativas capazes de contornar as deficiências cinéticas do processo (AQUINO e CHERNICHARO, 2005).

Segundo Souto (2005), o ecossistema anaeróbio não se instala imediatamente após a colocação dos resíduos no reator. Há necessidade de um tempo, muitas vezes consideravelmente elevado, para que as populações de microorganismos possam crescer e levar o sistema a um ponto de equilíbrio (METCALF E EDDY, 1991). Em virtude disto, o uso de inóculo pode ser importante, uma vez que reduz o tempo de bioestabilização do material orgânico.

No contexto a inoculação dos resíduos de entrada pode auxiliar na estabilidade ao longo prazo do sistema anaeróbio (McMAHON et al., 2001) e na redução do tempo de bioestabilização dos resíduos (LOPES; LEITE; PRASAD, 2004; SILVA et al., 2012).

Em países da Europa como a Dinamarca, a digestão anaeróbia da fração orgânica dos resíduos sólidos é geralmente associada à inóculos como os estrumes e lodo de esgoto (HARTMANN E AHRING, 2004).

Os inóculos podem ser provenientes de qualquer ambiente onde a degradação anaeróbia é natural (GUELFO, 2008), como por exemplo:

- Rúmen bovino (LEITE; LOPES; PRASAD, 2001);
- Esterco bovino (McMAHON et al., 2001);
- Lodo de esgoto sanitário de lagoas de estabilização anaeróbias e facultativas (LEITE et al., 2003);
- Lodo mesofílico procedente da recirculação de digestores anaeróbios de Estação de Tratamento de Esgoto (FORSTER-CARNEIRO; PÉREZ; ROMERO, 2007);



- Fração líquida e sólida provenientes de biometanizador tratando resíduos sólidos orgânicos (FACCHIN et al., 2013);
- Lixiviado bruto de aterro sanitário (XIAOFENG et al., 2014).

Neste sentido, a utilização de inóculos tem mostrado resultados satisfatórios. Geralmente são utilizados lodos de Estação de Tratamento de Esgoto, que é rico em microrganismos anaeróbios sendo capaz de acelerar o tempo de bioestabilização (LEITE et al., 2003).

Vários autores mostram diversos estudos utilizando a digestão anaeróbia com diferentes inóculos, resultado de seu potencial uso como alternativa tecnológica para o tratamento da fração orgânica dos resíduos sólidos. Verifica-se que, na maior parte das pesquisas apresentadas, são demonstrados resultados positivos com relação ao uso de inóculos. Esta técnica acelera a digestão, aumenta a produção de biogás, e, além disso, dá destino a resíduos.

Carneiro (2005) estudou o efeito da adição de lixiviado de aterro e lodo de esgoto como inóculo no tratamento da fração orgânica de resíduos sólidos. De acordo com o autor, a adição de inóculo propiciou maior geração de biogás e remoção acima de 70% em termos de matéria orgânica.

Agdag e Sponza (2007), trabalhando com digestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos, utilizaram lodo de estação de tratamento de esgoto como inóculo. Na pesquisa, verificou-se que a concentração de ácidos voláteis orgânicos decaiu significativamente nos reatores inoculados com o lodo, resultando em aumento no valor de pH quando comparado com o reator sem adição de inóculo. Ademais, a produção de gás metano e a relação DBO/DQO no lixiviado gerado foram melhores nos reatores que digeriram com o lodo, quando comparados com reator que digeriu apenas sem inóculo.

Em contrapartida, Barcelos (2009) analisou o potencial de aplicação do esterco bovino, esterco suíno e rúmen bovino, como inóculos na digestão anaeróbia do resíduo sólido orgânico. Segundo a autora, os resultados da degradação da matéria orgânica em termos de sólidos voláteis indicaram que, provavelmente, a quantidade de inóculo utilizada não foi suficiente para acelerar a digestão; provável também que os micro-organismos dos inóculos não se adaptaram à fração orgânica

dos resíduos sólidos, haja vista que o bioreator testemunha obteve degradação maior que os demais.

Blok et al., (1985) salientaram que as condições do experimento podem ser harmonizadas, porém algumas variáveis nos resultados permanecerá sempre devido à natureza biológica do inóculo. As características de microorganismos recolhidos para uso como inóculo pode variar de uma Estação de Tratamento de Esgoto para outra (diariamente ou variações sazonais, composição do substrato, condições operacionais, carga orgânica, tempo de retenção de sólidos, entre outros).

Segundo Raposo et al., (2011) a influência do inóculo sobre os ensaios depende de seis fatores: origem, concentração, atividade, pré-incubação, aclimatação e armazenamento. Mas dois desses fatores é primordial para os testes.

- Origem: A fonte de inóculo para os testes não é uniforme na literatura. Lodo de Estação de Tratamento de Esgoto, extratos de solo, plantas de tratamento industriais, rúmen e adubos animais, todos têm sido utilizados. Embora o uso de um inóculo dessas fontes diferentes pode favorecer o meio ambiente em relevância dos testes. Diferentes fontes poderiam levar a resultados diferentes de biodegradabilidade como consequência dos diferentes níveis de população microbiana. Para um inóculo definido, o rendimento de metano de um substrato orgânico está diretamente relacionado com o grau de solubilização, enquanto a velocidade de degradação vai depender do processo de digestão anaeróbia.
- Concentração: A experiência prática tem demonstrado que o nível de concentração de inóculo afeta a taxa de biodegradação. Normalmente, quanto maior a concentração de inóculo, mais rápida é a conversão anaeróbia do substrato, e quanto mais rápida o teste será concluído. Além disso, a concentração afeta a duração do período de latência e a susceptibilidade da degradação devido aos efeitos inibitórios.

Seguindo a pesquisa de Raposo et al., (2011), alguns testes de biodegradabilidade inicial, a quantidade de inóculo utilizado é geralmente expressa como uma porcentagem do volume de 10-80% dos sólidos totais da amostra. Por outro lado, no caso de um complexo RSU uma pequena quantidade de inóculo pode levar

a uma sobrecarga no processo com a acidificação e a inibição da produção de metano. A literatura da pesquisa mostra que uma vasta gama de concentração tem sido utilizada até a atual data.

### 3.2.2 Temperaturas para a Digestão Anaeróbia

A temperatura afeta a velocidade global do processo anaeróbio, pois seleciona os micro-organismos atuantes, bem como sua velocidade de crescimento e atividade de degradação, interferindo também na constante de equilíbrio e na solubilidade dos gases (CHERNICHARO, 2007).

De acordo com Bergamo et al., (2009), o efeito da temperatura na atividade biológica está relacionado ao tempo de retenção celular nos biodigestores, que deve ser superior com a diminuição da temperatura. Apesar dos microrganismos anaeróbios poderem se aclimatar às temperaturas de operação fora da faixa ideal, a atividade da biomassa e o desempenho do digestor podem ser adversamente afetados.

Segundo Metcalf & Eddy (1991) e Mata-Alvarez (2003), os microorganismos são classificados em: psicrófilos, sobrevivem a uma temperatura de 0 a 20°C; mesófilos (20 a 45°C) e termófilos (45 a 70°C). Os mesmos autores afirmam que dois níveis ótimos de temperatura têm sido associados à digestão anaeróbia, um na faixa mesófila (30 a 35°C) e o outro na faixa termófila (50 a 55°C).

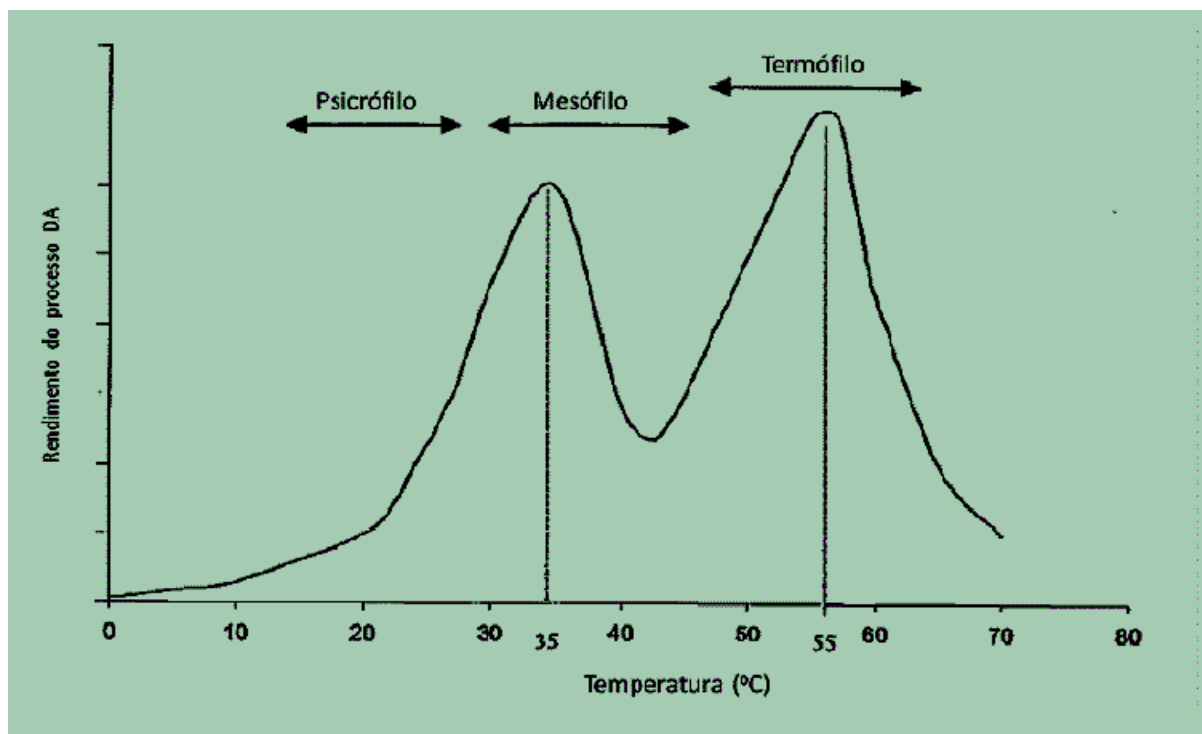
É interessante frisar que para a digestão anaeróbia é primordial trabalhar basicamente em duas faixas de temperatura, resultante das condições ligadas para a produção de biogás metano, sendo a temperatura mesófila e termófila. Com argumentos similares, os sistemas mesófilos são sensíveis à variação da temperatura ambiente, acarretando a fabricação de biogás (XIGUANG et al., 2010).

No ponto de vista de Leite (2004), em temperaturas elevadas, as reações biológicas acontecem com maior velocidade, resultantes provavelmente de uma maior eficiência do processo. Para tanto, o processo anaeróbio poderá ser desempenhado, em contato à temperatura a nível mesófilo, ou a nível termófilo.

O processo anaeróbio em fase mesófila e termófila são influenciados por múltiplos fatores, merecendo destaque a temperatura, seguida pela carga orgânica aplicada.

De acordo com a Figura 5 é possível observar o rendimento da digestão anaeróbia em função da temperatura.

**Figura 5 - Perfil do rendimento da digestão anaeróbia em função da temperatura**



Fonte: Rodrigues (2005).

### 3.2.3 Teor de Umidade

A umidade é um fator imprescindível para o processo de digestão anaeróbia, uma vez que serve como o substrato e fornece os nutrientes necessários aos micro-organismos, além de ser agente condutor de enzimas e de outros metabólitos microbianos importantes no processo de decomposição.

Conforme relata Lopes (2000) um dos problemas da digestão anaeróbia com alta concentração de sólidos pode ser atribuído ao baixo teor de umidade, uma vez que este limita o transporte de massa, existindo pouca penetração e distribuição dos micro-organismos na extensão do substrato.

O percentual de umidade permite não somente auxiliar no movimento microbiano, como também influenciar na limitação do transporte de massa de sólidos e no balanço entre a produção de ácidos graxos voláteis pelos micro-organismos

acidogênicos e a conversão desses ácidos em metano pelos microrganismos metanogênicos (LAY et al., 1997).

### 3.2.4 Biogás proveniente da Digestão Anaeróbia

Para a conversão da matéria orgânica em biogás, a digestão anaeróbia, é normalmente dividida em dois estágios, sendo que no primeiro estágio atuam bactérias anaeróbias e facultativas, denominadas formadoras de ácidos. Os compostos orgânicos complexos do tipo carboidratos, lipídios e proteínas são convertidos em outros compostos mais simples, principalmente, ácidos voláteis. No segundo estágio atuam bactérias estritamente anaeróbias, as quais convertem os ácidos orgânicos em produtos finais gasosos como  $\text{CH}_4$  e  $\text{CO}_2$  (FUENTES et al., 2008).

O metano pode ser produzido pelas bactérias acetotróficas a partir da redução do ácido acético ou pelas hidrogenotróficas, a partir da redução de dióxido de carbono. Cerca de 60% do metano produzido é proveniente da redução de acetato, enquanto que aproximadamente 40% provêm da redução de  $\text{CO}_2$  com  $\text{H}_2$  (YANG e GUO, 1990).

Conforme mencionado, as bactérias metanogênicas desempenham funções de produzir metano, possibilitando a remoção de carbono orgânico, reduzindo ácido acético a metano e dióxido de carbono, pela via acetotrófica.

A geração de biogás a partir dos RSU é uma realidade pouco explorada no Brasil, mas que já existe em grande escala em países da Europa, Estados Unidos e Japão. Além de ser uma fonte de energia limpa e inesgotável, sem explorar recursos naturais, é economicamente valorizada por acabar com os altos custos que envolvem o gerenciamento de RSU.

Quanto ao biogás, sua composição varia conforme o material a ser degradado e às condições químicas e físicas que influenciam o processo. Em média, a proporção de gases no biogás é a seguinte (SALOMON; LORA, 2009).

- Metano ( $\text{CH}_4$ ) – 40 a 75%;
- Gás carbônico ( $\text{CO}_2$ ) – 25 a 40%;
- Nitrogênio ( $\text{N}_2$ ) – 0,5 a 2,5%;
- Hidrogênio ( $\text{H}_2$ ) – 1 a 3%;

- Oxigênio (O<sub>2</sub>) – 0,1 a 1%;
- Gás sulfídrico (H<sub>2</sub>S) – 0,1 a 0,5%;
- Amônia (NH<sub>3</sub>) – 0,1 a 0,5%.

O potencial energético do biogás será resultado da concentração de metano, a qual deve estar acima de 55%, podendo então ser utilizado como fonte de energia térmica e elétrica. A concentração de metano na mistura varia em função de vários aspectos, tais como: quantidade de água e teor de sólidos voláteis no substrato, presença de agentes químicos inibidores, agitação do material, pH e temperatura (MAGALHÃES, 1986; CHYNOWETH et al., 1992).

Segundo Raposo et al., (2011) a digestão anaeróbia envolve a degradação e estabilização da matéria orgânica complexa por um consórcio de microrganismos levando a um biogás rico em energia que podem ser utilizados como energia renovável para substituir as fontes de energia fósseis.

Portanto, é possível imaginar que a digestão anaeróbia de resíduos domiciliares expõe o resultado do grande desperdício de alimentos em vários níveis de rendimentos de CH<sub>4</sub> e, desta maneira, os efeitos da mistura de múltiplos tipos de resíduos domiciliares e suas proporções devem ser determinadas caso a caso.

Estoppey (2010), avaliou em experimento na Índia, diversos biodigestores anaeróbios no tratamento de resíduos provenientes das cozinhas de algumas comunidades. A pesquisa mostrou que o biogás gerado continha cerca de 65% de CH<sub>4</sub>, sendo utilizado por diversas comunidades locais.

Silva (2009) estudou o potencial energético dos resíduos sólidos orgânicos em escala laboratorial com reatores de 25 litros, a partir da utilização de resíduos provenientes de uma central de abastecimento de alimentos em reator anaeróbio. Conforme cita o autor, na primeira etapa do trabalho foi necessária a adição de bicarbonato de sódio para controlar o pH do sistema, uma vez que neste período foi verificado valores baixos de metano no biogás, ocasionado pela acidificação do sistema. Após o reator adquirir capacidade de tamponamento (segunda etapa), o autor quantificou uma porcentagem máxima de metano contido no biogás de 61,5%.

De acordo com a Tabela 3, várias pesquisas citadas demonstraram a importância da tecnologia de digestão anaeróbia, no que se refere à utilização energética do biogás em teores de CH<sub>4</sub>.

Tabela 3 - Porcentagens de metano obtido na digestão anaeróbia

Substrato Utilizado na Alimentação	Tempo de Digestão (dias)	Temperatura °C	% de CH <sub>4</sub> obtida	Referência
Resíduos Alimentares	28	50	73	Zhang et al., (2007)
Resíduos Alimentares	28	37	72 - 86	Cho e Park (1995)
Resíduos Alimentares	40	35	69 - 71	Heo et al., (2004)
Resíduos Alimentares	40	35	57	Riuji (2009)
Resíduos Alimentares	43	35	89	Cousiño (2007)

Fonte: Autor, 2015.

A falta de revolvimento periódico dessa massa orgânica faz com que o oxigênio em seu interior seja rapidamente consumido pela ação bacteriana, dando lugar à decomposição anaeróbia, com desprendimento de gases, como o CH<sub>4</sub>, o CO<sub>2</sub>, e alguns gases de odores desagradáveis, como o gás sulfídrico e mercaptanas, entre outros (SCHALCH et al., 2002).

Massey e Pohland, (1978) afirmam que, a digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos é um processo microbiano de flora mista, onde a matéria orgânica, em ausência de oxigênio molecular, é convertida a gases compostos predominantemente de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub>.

Assim, dada a facticidade do quadro teórico do tratamento de digestão anaeróbia de resíduos alimentares com elevada concentração de sólidos edificados em reatores anaeróbios, poderão ser aplicados para bioestabilizar distintos tipos de resíduos, de forma conjugada com o escopo de alguns fatores, como a indicação de gases assim como a avaliação do resíduo no final da digestão anaeróbia.

### 3.3 BIODIGESTORES

Os biodigestores anaeróbios podem ser definidos como câmeras fechadas, nas quais é colocado o substrato orgânico para ser decomposto na ausência de oxigênio molecular, tendo como subproduto principal o biogás. Para que isso ocorra, é necessária a ação conjunta de diversos micro-organismos, o que pode exigir tempos de detenção elevados, para que o substrato adicionado seja decomposto.

De modo geral um biodigestor é definido como sendo o meio onde ocorre o processo de degradação, transformação ou decomposição de matéria orgânica, na ausência de oxigênio.

O tratamento da fração orgânica putrescível, quando realizado em biodigestores, não causa problemas de maus odores e utiliza espaços físicos relativamente pequenos, além de oferecer melhores condições operacionais, se comparados com os aterros sanitários. Uma das desvantagens relacionadas ao uso de biodigestores se refere ao longo tempo necessário para bioestabilização do material (LEITE et al., 2003).

Menezes (2012), diz que, mesmo que sejam encontrados determinados, fungos e, ainda protozoários nos digestores anaeróbios, as bactérias são os fundamentais microrganismos, com a responsabilidade pela concretização do procedimento de digestão anaeróbia.

Na contextualização, as experiências com o uso de biodigestores anaeróbios mostram que essa tecnologia não é recente. Dessa forma, o crescente interesse no uso de biogás como fonte de energia renovável levou ao desenvolvimento de novos tipos de biodigestores para o tratamento de resíduos sólidos e semi-sólidos, com eficiência elevada.

A literatura classifica os biodigestores sob diversos aspectos, como por exemplo quanto ao teor de sólidos, formas de alimentação e número de estágios, como exposto a seguir.



### 3.3.1 Tipos de biodigestores

Ao tecer comentários da digestão anaeróbia, é preciso notificar que múltiplos tipos de reatores vem sendo desenvolvidos para o tratamento da fração orgânica dos RSU.

Conforme Leite e Povinelli (1999), a concentração de sólidos está associada ao resíduo total presente no substrato, seja este de origem orgânica ou inorgânica. O processo anaeróbio da bioconversão somente acontecerá na fração teoricamente orgânica do substrato de maneira que, quanto maior a concentração de sólidos totais voláteis, maior será a taxa de bioconversão do resíduo.

Os biodigestores podem ser classificados de acordo com suas características físicas e operacionais, conforme mostrado a seguir.

#### **Classificação pela forma de alimentação**

Este tipo de classificação pode ser conferida aos biodigestores anaeróbios, conforme a sua forma de alimentação. Nos sistemas de tratamento de resíduos sólidos biodegradáveis por digestão anaeróbia, a alimentação ao reator pode ser feita de modo contínuo ou descontínuo.

Nos sistemas de alimentação contínua, os resíduos orgânicos a serem digeridos são adicionados de forma constante e regular aos digestores, ao mesmo tempo em que é removida uma quantidade igual de resíduos já digeridos. Este fato resulta numa produção contínua de biogás. Os sistemas contínuos apresentam a desvantagem da possibilidade de parte do resíduo que é removido continuamente do digestor não se encontrar completamente digerido e/ou estabilizado (RODRIGUES, 2005).

De acordo com Vandevivere et al., (2002), nos sistemas de alimentação descontínua, os resíduos frescos são introduzidos no reator, com ou sem adição de inóculo, e digeridos durante o tempo de retenção de sólidos. Cessando o período de digestão anaeróbia, os resíduos digeridos são descarregados e o processo é reiniciado. Geralmente são necessários vários digestores funcionando em paralelo e em modo alternado para garantir as necessidades de tratamento. Esse tipo de alimentação também é conhecido como alimentação por batelada.

## **Classificação quanto ao teor de sólidos**

Em relação ao teor de sólidos os biodigestores classificam-se em:

- Baixo teor de sólidos (convencional ou “low-solids” ou “slurry”):

Díaz et al.(2003) - de 5 a 10% de Sólidos Totais (ST) - ou 90 a 95% de umidade

Mata-Alvarez (2003) – 10 a 15% de ST

Brummeler (1993) – ST < 12%

- Alto teor de sólidos (“high-solids ou dry”):

Díaz et al. (2003) - 15% de ST (ou 85% de umidade)

Mata-Alvarez (2003) – 20 a 40% de ST

Brummeler (1993) – ST > 20%

Bouallagui et al. (2003) analisou a influência da concentração do substrato durante a biodegradação dos resíduos vegetais, coletados do mercado público da tunísia, em digestor anaeróbio operando em regime semicontínuo. A produção de biogás cresceu na medida que a concentração do substrato aumentou de 4% para 6% de ST. Entretanto, houve um considerável decréscimo da conversão do substrato em biogás, quando modificou a concentração do substrato de 6% para 8% de ST.

## **Classificação pelo número de estágios**

Os sistemas anaeróbios para o tratamento de resíduos sólidos orgânicos são geralmente sistemas de um estágio, sistemas de dois estágios ou sistemas multi-estágios. Nos sistemas de dois estágios ou multi-estágios, as reações de hidrólise, acidificação, acetogênese e metanogênese ocorrem sequencialmente em digestores separados. Em contrapartida, nos sistemas de um estágio, estas etapas da digestão anaeróbia ocorrem simultaneamente no mesmo digestor.

Apesar de nos sistemas de dois estágios ou multi-estágios ser possível otimizar cada uma das etapas da digestão anaeróbia em separado, e assim alcançar níveis de degradação mais elevados para menores tempos de retenção, existe uma

maior dificuldade de controle e manutenção, devido um maior investimento econômico, levando que os processos deste tipo apenas representem 8% da capacidade instalada para o tratamento de resíduos orgânicos em países da Europa (DE BAERE, 2003).

Os sistemas de dois estágios apresentam vantagens no tratamento de resíduos em que a degradação é limitada pela metanogênese em vez da hidrólise, como é o caso dos resíduos de cozinha que são muito biodegradáveis. Estes resíduos são facilmente acidificados pelo que, se a digestão ocorrer num sistema de um único estágio, pode ocorrer inibição da metanogênese se os resíduos a digerir não forem adequadamente homogeneizados e dosados, e se não for feita a correta adição de químicos com capacidade tampão (RODRIGUES, 2005).

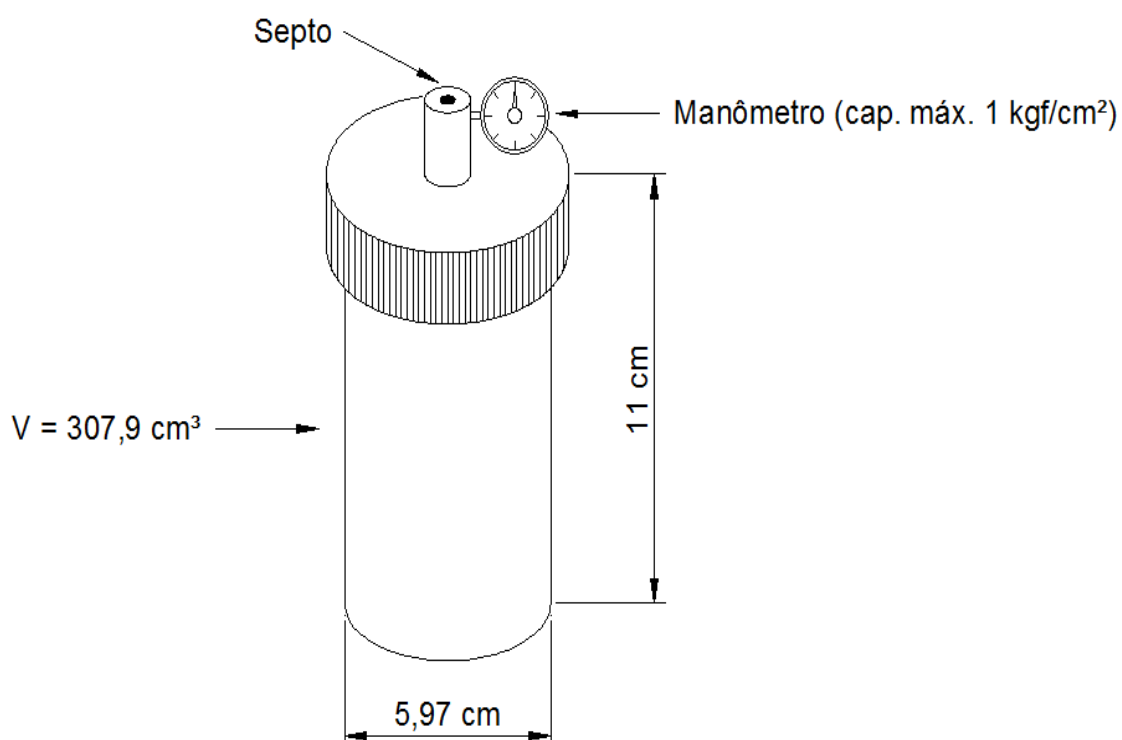
## 4 MATERIAIS E MÉTODOS

O trabalho experimental foi conduzido nas dependências do laboratório de Engenharia Química da Universidade de Ribeirão Preto (UNAERP), assim como também foi realizado todos os ensaios e análises, exceto a cromatografia gasosa que foi realizada no Laboratório de Processos Biológicos da Escola de Engenharia de São Carlos (EESC/USP).

### 4.1 DESCRIÇÃO DO BIODIGESTOR

Para a realização da pesquisa experimental foram utilizados quatro biodigestores (reatores) de aço inox com capacidade de volume interno de  $307,9 \text{ cm}^3$  destinada a zona de reação; e uma saída de gás, para coletar o biogás. Em cada reator foi acoplado um manômetro de pressão máxima de  $1 \text{ Kgf/cm}^2$  que permitissem a leitura da pressão gerada dentro de cada um, conforme é mostrado na Figura 6.

**Figura 6 – Esquema ilustrativo do biodigestor anaeróbio utilizado no experimento**



**Fonte:** Autor, 2015.

Na Figura 7 é apresentada uma visão geral dos biodigestores, antes de serem preenchidos com as amostras.

**Figura 7 – Biodigestores utilizados no experimento antes do preenchimento.**

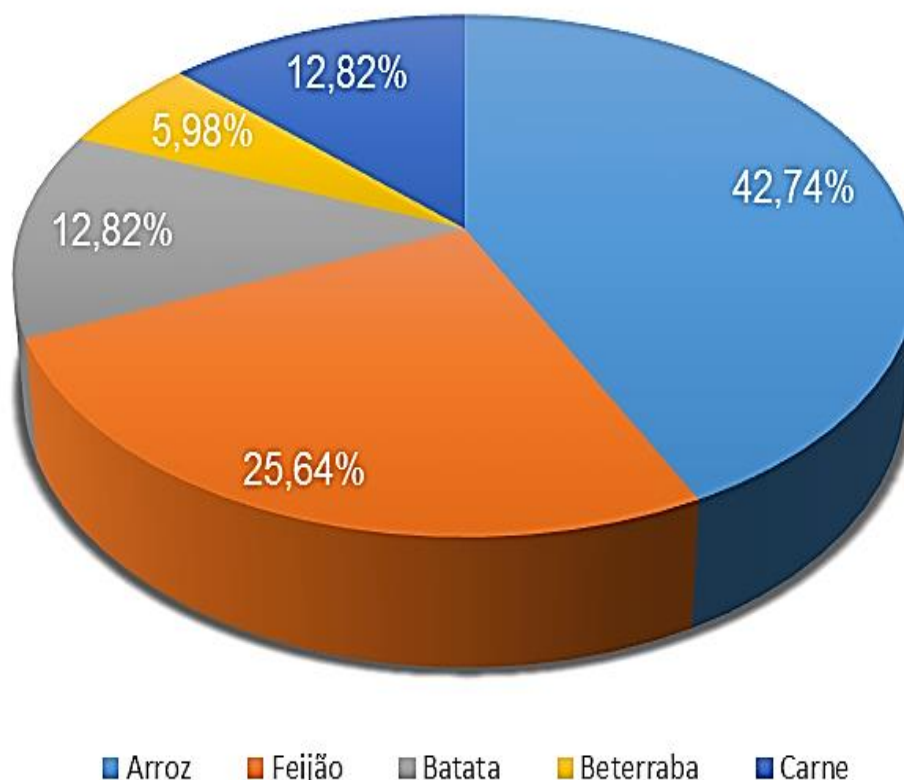


**Fonte:** Autor, 2015.

#### 4.2 FRAÇÃO ORGÂNICA UTILIZADA NA ALIMENTAÇÃO DO BIODIGESTOR

No estudo, a fração orgânica utilizada é composta por amostra preparada de resíduos alimentares típicos da dieta alimentar brasileira, que por sua vez compõem a maior parte dos resíduos sólidos urbanos no Brasil.

Sabe-se que a biodegradabilidade anaeróbia da matéria orgânica está relacionada diretamente à sua composição. Por conseguinte, a fim de realizar o ensaio foi essencial caracterizar o substrato a ser digerido. Dessa forma evitou-se qualquer incerteza sobre a origem do substrato testado, conforme mostra a Figura 8.

**Figura 8 - Composição da amostra de resíduos alimentares**

**Fonte:** Autor, 2015.

#### 4.2.1 Volume útil de Preenchimento dos Biodigestores

A quantidade de fração orgânica utilizada na alimentação do biodigestor foi em função da limitação do manômetro. Os reatores tinham um volume total de preenchimento de 307,9 cm<sup>3</sup>. Conforme estudos que empregaram reatores anaeróbios operados em batelada para tratamento de resíduos alimentares (LEITE; POVINELLI, 1999; LEITE *et al.*, 2002; CASSINI, 2003; FORSTER-CARNEIRO; PÉREZ; ROMERO, 2007), a capacidade útil de preenchimento do reator deve ser de aproximadamente 70% da capacidade total. Porém a obtenção do volume da amostra a ser utilizada, foi a favor da segurança de forma que a pressão gerada pela decomposição do resíduo não ultrapassasse a pressão máxima do manômetro de 1 kgf/cm<sup>2</sup>.

A Equação 1, permite obter o volume ocupado no reator.

$$V_{\text{OCUPADO}} = V_{\text{AMOSTRA}} + V_{\text{INOCULO}} \quad (1)$$

Onde:

$V_{\text{OCUPADO}}$  – volume ocupado no reator ( $\text{cm}^3$ )

$V_{\text{AMOSTRA}}$  – amostra de restos alimentares ( $\text{cm}^3$ )

$V_{\text{INÓCULO}}$  – lodo ETE ( $\text{cm}^3$ )

O volume livre no reator é dado pela equação 2.

$$V_{\text{LIVRE}} = V_{\text{REATOR}} - V_{\text{OCUPADO}} \quad (2)$$

Onde:

$V_{\text{REATOR}}$  – volume interno do reator ( $\text{cm}^3$ )

$V_{\text{OCUPADO}} = V_{\text{AMOSTRA}} + V_{\text{INÓCULO}}$  ( $\text{cm}^3$ )

Para obter a média da pressão gerada dentro do reator, evitando que ultrapasse a pressão máxima do manômetro, utilizou-se a equação a seguir:

$$p_f = V_{i, \text{biogás}} \cdot RT / (V_{\text{livre}} \cdot C) + p_i \quad (3)$$

Onde:

$P_f$  – pressão final dentro do reator,  $\text{kgf/cm}^2$

$p_i$  – pressão atmosférica =  $1000 \text{ kgf/cm}^2$

$V_{i, \text{biogás}}$  – volume do biogás no dia  $i$ ,  $\text{cm}^3$

$R$  – constante universal dos gases perfeitos =  $8,314 \cdot 10^{-2} (\text{L} \cdot \text{kgf/cm}^2) / (\text{K} \cdot \text{mol})$

$T$  – temperatura absoluta dos reatores =  $308\text{K}$

$C$  – volume molar =  $22,41 \text{ L/mol}$

$V_{\text{livre}} = V_{\text{REATOR}} - V_{\text{OCUPADO}}$ ,  $\text{cm}^3$

#### 4.2.2 Características do processo de digestão e parâmetros operacionais.

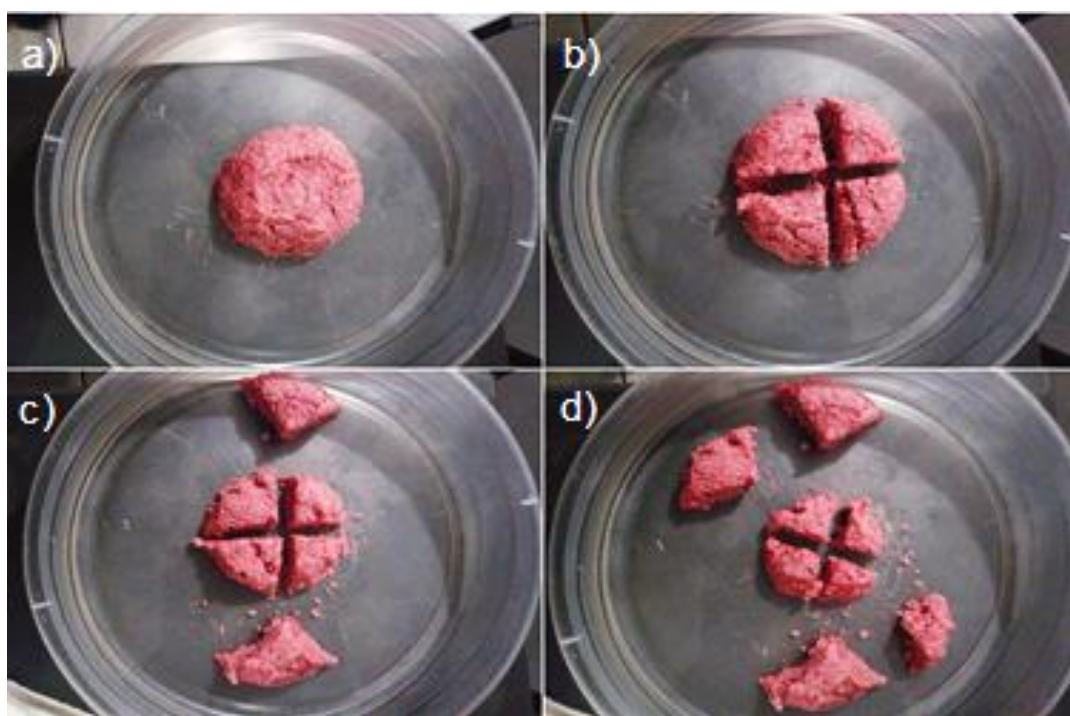
A seguir são apresentadas as variáveis que caracterizaram o processo de digestão:

- 1) Regime de alimentação dos biodigestores: batelada
- 2) Temperatura do processo: mesofílica
- 3) Etapas de digestão: fase única

#### 4.2.3 Mistura e Quarteamento da fração orgânica.

Misturou-se manualmente os resíduos alimentares citados na Figura 8, até a mistura ficar totalmente homogênea, em seguida passou por um quarteamento garantindo a redução do tamanho, e boa representatividade, conforme é mostrado na Figura 9. Na Figura da letra (a) é mostrado os resíduos da amostra já misturado e homogêneo. Seguindo pelas figuras das letras (b), (c) e (d) observa-se que foi realizado o quarteamento da amostra reduzindo o tamanho até chegar na massa de fração orgânica estimada para inserir no biodigestor.

**Figura 9 – Quarteamento da fração orgânica**



**Fonte:** Autor, 2015.



### 4.3 INOCULAÇÃO E PARTIDA DO BIODIGESTOR

A fonte de inóculo, para os testes relativos de digestão anaeróbia, não é uniforme na literatura. Diferentes fontes levam a resultados diferentes de biodegradabilidade, como consequência dos diferentes níveis de população microbiana.

Foi utilizado como inóculo o lodo Anaeróbio Digerido de ETE (fonte de microrganismos anaeróbios).

Optou-se usar para o experimento deste trabalho o lodo anaeróbio de esgoto proveniente da Estação de Tratamento de Esgoto AMBIENT, localizada no município de Ribeirão Preto – SP.

Sendo assim foi coletado, e armazenado de acordo com a NORMA BRASILEIRA, Amostragem de resíduos sólidos, ABNT NBR 10007:2004, conforme observado na Figura 10.

**Figura 10 – Lodo anaeróbio digerido ETE**



**Fonte:** Autor, 2015.

A obtenção de concentração do inóculo a ser utilizado no preenchimento do biodigestor, foi em função da quantidade da amostra de resíduos alimentares e da umidade final de 70%, conforme a Equação 4.

$$A \cdot U_{AMOSTRA} + I \cdot U_{INOCULO} = (A + I) \cdot U_{TOTAL} \quad (4)$$

Onde:

**A** – amostra de resíduos alimentares (g)

**U<sub>AMOSTRA</sub>** – umidade da amostra (%)

**I** – inóculo utilizado no experimento (g)

**U<sub>INÓCULO</sub>** – umidade do inóculo (%)

**A + I** – amostra + inóculo (g)

**U<sub>TOTAL</sub>** – umidade total = 70%

#### 4.4 DESCRIÇÃO DO SISTEMA EXPERIMENTAL

A partir da quantidade da amostra de entrada já estimada (resíduos alimentares e lodo anaeróbio de ETE), foi possível dar continuidade na realização do experimento. Observa-se na Tabela 4 que foi estabelecido as mesmas condições para os quatro reatores.

**Tabela 4 – Dados de preenchimento dos biodigestores**

Biodigestores	Resíduos Alimentares (g)	Inóculo (g)	Total (g)
B1	2,2	0,6	2,8
B2	2,2	0,6	2,8
B3	2,2	0,6	2,8
B4	2,2	0,6	2,8

**Fonte:** Autor, 2015.

As amostras foram pesadas separadamente e logo após foram acondicionadas dentro do biodigestor, conforme mostra a Figura 11.

**Figura 11 – Preenchimento dos biodigestores com as amostras.**



**Fonte:** Autor, 2015.

Após o preenchimento dos biodigestores, foram fechados e inserido o gás nitrogênio para deixar o oxigênio inerte e assim garantir a digestão anaeróbia.

O nitrogênio foi inserido através de compressor de gás, no qual foi adaptado uma agulha de forma que fosse possível introduzi-la dentro do reator. Foi estabelecido para a introdução do nitrogênio no reator um tempo de aproximadamente 2 minutos para cada reator.

Finalizado o processo de inserção do nitrogênio, conforme é mostrado na Figura 12 os reatores foram acondicionados à temperatura mesófila em uma estufa de cultura a 35°C.

Figura 12 – Inserção do gás nitrogênio no biodigestor



Fonte: Autor, 2015.

Para a realização do experimento foi estabelecido condições iguais para os quatro reatores, afim de realizar as análises dos parâmetros de digestão anaeróbia em tempos diferentes.

#### 4.5 PARÂMETROS ANALISADOS NO PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA

Os parâmetros analisados a seguir foram fundamentais para se obter os resultados e conseqüentemente chegar aos objetivos deste estudo.

As análises físico-químicas foram realizadas com o intuito de analisar as alterações nas condições do meio de digestão anaeróbia.

Tanto para a caracterização do resíduo de entrada (resíduos alimentares e lodo), quanto para o de saída (digestato), utilizaram-se os parâmetros descritos na Tabela 5. O biogás gerado foi analisado para obtenção de sua composição.

**Tabela 5 – Parâmetros monitorados nas análises físico-química**

<b>Caracterização dos resíduos de entrada e de saída (fração sólida)</b>	<b>Análise do biogás</b>
Sólidos Totais	Composição do biogás: %H <sub>2</sub> , %N <sub>2</sub> , %CH <sub>4</sub> , %CO <sub>2</sub> , %H <sub>2</sub> S
Sólidos Totais Voláteis	
Sólidos Totais Fixos	
Teor de Umidade	
COT	
NTK	

**Fonte:** Autor, 2015.

#### 4.5.1 Série de Sólidos

Para a série de sólidos usou-se o método gravimétrico que determina as diversas formas de resíduos.

Os resultados de resíduos estão sujeitos a erro, devido à:

- Perda de compostos voláteis durante a evaporação;
- Perda de CO<sub>2</sub> e compostos minerais voláteis durante a ignição;
- Decomposição de compostos.

Os sólidos totais (ST) incluem os sólidos totais fixos (STF) e os sólidos totais voláteis (STV):

$$ST = STF + STV \quad (5)$$

#### 4.5.2 Umidade da amostra

A umidade da amostra de entrada e de saída foi obtida através do medidor de umidade Sartorius MA30. A análise termogravimétrica é rápida e confiável. A umidade foi removida através do calor no tempo de 3 a 15 minutos, conforme mostra a Figura 13.

**Figura 13 – Analisador de umidade (Sartorius MA 30)**



Fonte: Autor, 2015.

#### 4.5.3 Carbono Orgânico Total (COT)

Para a determinação do COT pesou-se a amostra, em seguida secou-se a uma temperatura maior ou igual a 100°C para retirar a água. Pesou-se novamente,

tendo assim a massa seca da amostra a ser analisada. Anotou-se o valor da amostra seca, e pesou-se uma massa da amostra seca. Posteriormente colocou essa amostra seca pesada no analisador de carbono de fase sólida. Dentro do equipamento ocorreu a queima da amostra a 900°C, analisando assim a porcentagem de carbono que estava contida na quantidade de amostra seca colocada no analisador.

#### 4.5.4 Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK)

A análise de NTK foi realizada no Laboratório de Química da UNAERP/Ribeirão Preto. Na Tabela 6 está descrito o método de determinação, equipamentos e vidrarias das etapas de determinação do NTK das amostras de entrada e saída dos biodigestores.

**Tabela 6 – Análise de NTK para amostra de entrada e de saída dos reatores**

	<b>Método de determinação</b>	<b>Equipamentos e Vidrarias</b>
<b>Nitrogênio</b>	Destilação Preliminar/ Titulométrico	Aparelho de destilação
		Balão volumétrico
		Pipetas volumétricas
		Béqueres
		Agitador magnético
		Frasco Kjeldahl

**Fonte:** Autor, 2015.

#### 4.5.5 Biogás

A coleta do biogás foi feita com uma seringa (a mesma que é utilizada para aplicação de insulina), com trava, de 1,0 mL (Figura 14).

Para a análise do biogás utilizou-se o Cromatógrafo Gasoso Shimadzu GC-2014 com detector de condutividade térmica (DCT) e coluna HP-PLOT (30m x 0,53mm x 40,9µm de espessura de filme) e gás de arraste Hidrogênio.

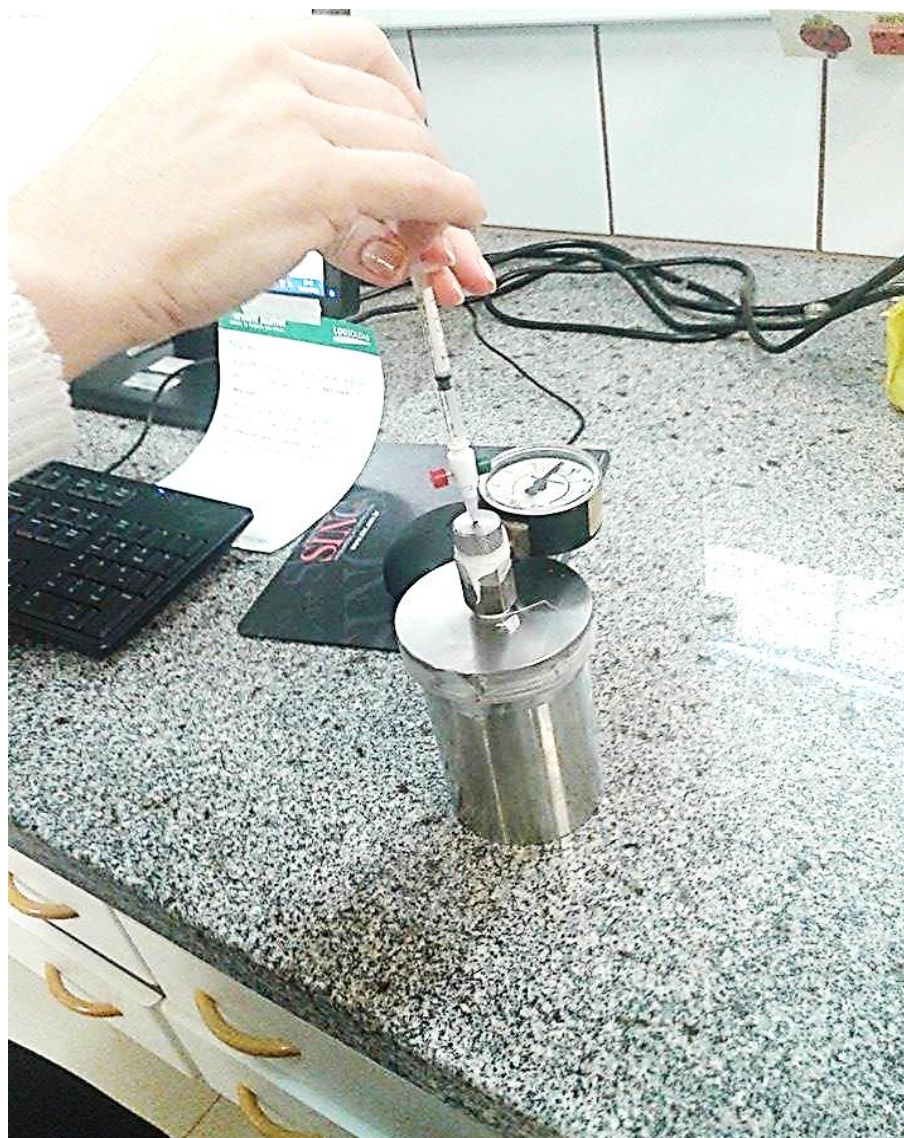
Temperatura do injetor = 160°C; Split = 5,0.

Temperatura do detector = 170°C; Polaridade = +; Corrente = 180 m A.

Temperatura do forno = 35°C (2 minutos) – 170°C (1 minuto) a 60°C/min.

Tempo de corrida = 5,25min.

**Figura 14 – Coleta do Biogás gerado no reator**



**Fonte:** Autor, 2015.

As amostras gasosas coletadas durante o processo de digestão anaeróbia do experimento foram realizadas no Laboratório de Processos Biológicos da Escola de



Engenharia de São Carlos (*EESC/USP*), onde é aplicada a técnica de cromatografia gasosa (Figura 15) para avaliar a composição do biogás produzido.

**Figura 15 – Inserção do biogás no Cromatógrafo Gasoso Shimadzu GC-2014**



**Fonte:** Autor, 2015.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste item são apresentados e discutidos os dados experimentais relativos ao processo de digestão anaeróbia de amostra preparada com resíduos alimentares e inóculo, digeridos em reator anaeróbio em fase mesófila. São abordados os perfis dos principais parâmetros analíticos do digestato, seguindo da apresentação e discussão dos resultados.

### 5.1 CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DA AMOSTRA UTILIZADA NO PREENCHIMENTO DO REATOR.

Iniciou-se a caracterização separadamente da amostra da fração orgânica, inóculo (lodo de ETE), e da mistura (resíduos alimentares + lodo de ETE) através dos seguintes parâmetros: umidade, sólidos totais, sólidos fixos totais, sólidos voláteis totais, e análises químicas elementares (carbono e nitrogênio).

Os parâmetros da amostra da fração orgânica são apresentados na Tabela 7.

**Tabela 7 – Caracterização da fração orgânica (Resíduos Alimentares).**

<b>Parâmetros</b>	<b>Amostra (Resíduos Alimentares)</b>
Massa utilizada (g)	2,2
Teor de Umidade (%)	62,1
Sólidos Totais (%p/p ou g/100g)	37,9
Sólidos Totais Fixos (%p/p ou g/100g)	1,9
Sólidos Totais Voláteis (%p/p ou g/100g)	98,1
COT (%p/p ou g/100g)	28,4
NTK (%p/p ou g/100g)	1,4

**Fonte:** Autor, 2015.

Para a caracterização do inóculo, utilizou-se os mesmos parâmetros da amostra da fração orgânica, conforme mostrado na Tabela 8.

**Tabela 8 - Caracterização do inóculo (lodo de ETE de Ribeirão Preto – SP)**

<b>Parâmetros</b>	<b>Inóculo (Lodo de ETE)</b>
Massa Utilizada (g)	0,6
Teor de Umidade (%)	98,7
Sólidos Totais (%p/p ou g/100g)	1,3
Sólidos Totais Fixos (%p/p ou g/100g)	0,4
Sólidos Totais Voláteis (%p/p ou g/100g)	99,6
COT (%p/p ou g/100g)	19,9
NTK (%p/p ou g/100g)	0,3

**Fonte:** Autor, 2015.

Realizou-se a análise dos mesmos parâmetros com a mistura (resíduos alimentares + inóculo), afim de se obter uma caracterização segura da amostra de entrada nos reatores, conforme apresentado na Tabela 9.

**Tabela 9 – Caracterização da Mistura (Resíduos Alimentares + Inóculo)**

<b>Parâmetros</b>	<b>Mistura (RA + Inóculo)</b>
Massa Utilizada (g)	2,8
Teor de Umidade (%)	70,1
Sólidos Totais (%p/p ou g/100g)	29,9
Sólidos Totais Fixos (%p/p ou g/100g)	1,9
Sólidos Totais Voláteis (%p/p ou g/100g)	98,1
COT (%p/p ou g/100g)	28,4
NTK (%p/p ou g/100g)	1,4

**Fonte:** Autor, 2015.

Neste trabalho a amostra da fração orgânica de resíduos alimentares possuía um conteúdo de umidade de 62,1% e uma porcentagem de sólidos totais de 37,9%. O lodo ETE utilizado como inóculo possuía uma umidade em torno de 98,7% e

somente 1,3% de sólidos totais, auxiliando na manutenção do tratamento para se chegar a uma umidade de 70% da mistura.

Quanto aos sólidos totais, se pode diferenciar entre “fixos” e “voláteis”, fazendo referência aos componentes orgânicos. A amostra da fração orgânica de resíduos alimentares possuía concentração de sólidos voláteis de 98,1% e de sólidos fixos 1,9%, indicando uma quantidade de matéria biodegradável bastante superior. Este fato também foi observado para o lodo ETE, que apresentava 99,6% de sólidos voláteis e 0,4% de sólidos fixos. Assim também na mistura (resíduos alimentares + inóculo) a quantidade de sólidos voláteis 98,3% era muito superior aos sólidos fixos 1,7%.

## 5.2 ANÁLISE FÍSICO-QUÍMICA DOS PARÂMETROS DO DIGESTATO ORIUNDO DO PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA NOS QUATRO REATORES

As misturas que preencheram os reatores, após o processo de digestão anaeróbia deram origem a um composto semi-estabilizado, também denominado digestato. Após a abertura dos reatores, essas misturas foram novamente caracterizadas e analisadas conforme apresentado na Tabela 10.

**Tabela 10 – Caracterização físico-química do digestato oriundo do processo de digestão anaeróbia nos quatro reatores**

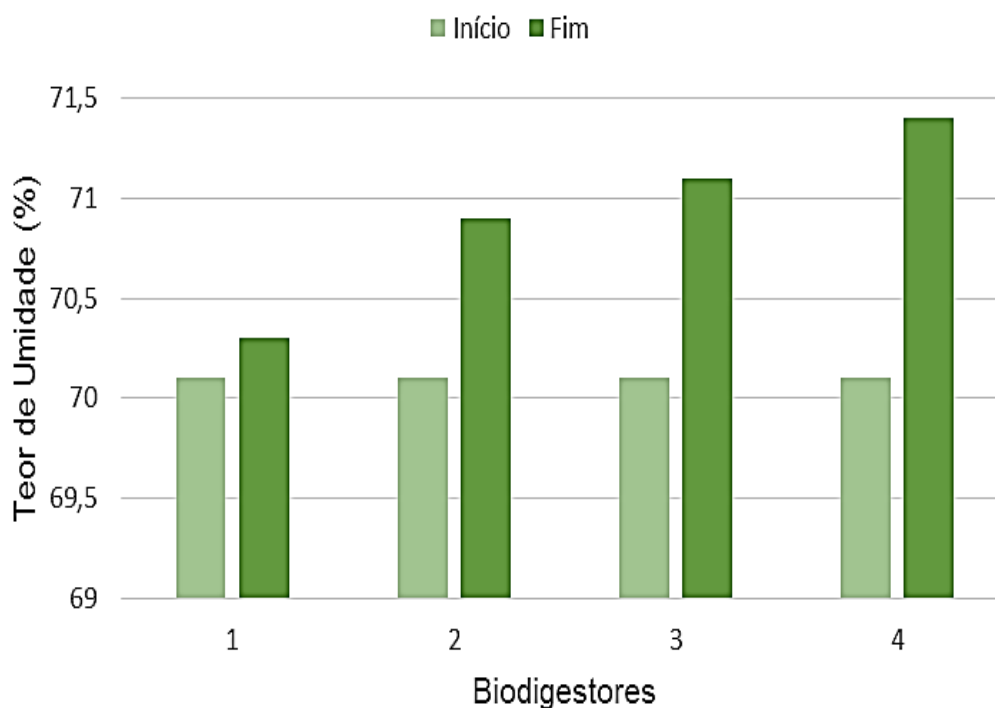
Parâmetros	Amostra de Entrada	Reator 01	Reator 02	Reator 03	Reator 04
Tempo (dias)	0	10	17	28	39
Teor de Umidade (%)	70,1	70,3	70,9	71,1	71,4
Sólidos Totais (%p/p ou g/100g)	29,9	29,7	29,1	28,9	28,6
Sólidos Totais Fixos (%p/p ou g/100g)	1,9	1,7	1,9	4,2	3,6
Sólidos Totais Voláteis (%p/p ou g/100g)	98,1	98,3	98,1	95,8	96,4
COT (%p/p ou g/100g)	28,4	27,6	26,9	26,1	25,9
NTK (%p/p ou g/100g)	1,4	1,6	1,6	1,7	1,8

**Fonte:** Autor, 2015.

Uma análise detalhada que permite uma melhor comparação entre as misturas de entrada e saída dos reatores pode ser observada abaixo.

O teor de umidade foi analisado antes do processo de digestão e após a abertura de cada reator, conforme a Figura 16.

**Figura 16 – Análise do Teor de Umidade no início e fim do processo de digestão de cada reator**



**Fonte:** Autor, 2015.

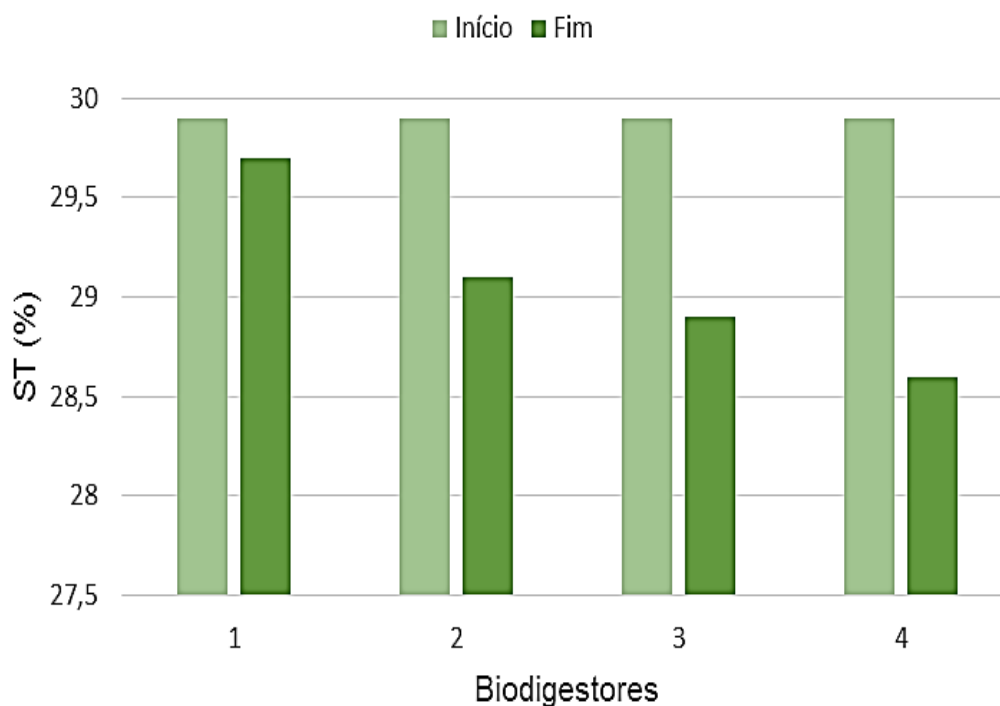
A análise da umidade no início e no fim do processo de digestão anaeróbia de cada reator mostra que cada um apresentou aumento da concentração do teor de umidade com relação ao início do processo de digestão. O aumento do teor de umidade se justifica pela presença do lodo ETE. Além disso, o processo de degradação anaeróbia transformou parte da matéria orgânica em chorume, aumentando o teor de umidade.

Um maior percentual de umidade é favorável no tratamento anaeróbio e, conforme Leite *et al.* (2004), o ajuste do percentual ótimo de umidade para o desempenho do processo contribuirá tecnicamente para se alcançar um maior índice de transformação de matéria orgânica.

O maior percentual no teor de umidade do experimento foi observado nos reatores 3 e 4, sendo 71,1% e 71,4%, respectivamente.

Na Figura 17, são apresentadas as tendências temporais dos sólidos totais. A concentração no início e no fim apresentou uma redução durante o período experimental.

**Figura 17 – Análise dos Sólidos Totais no início e fim do processo de digestão de cada reator**

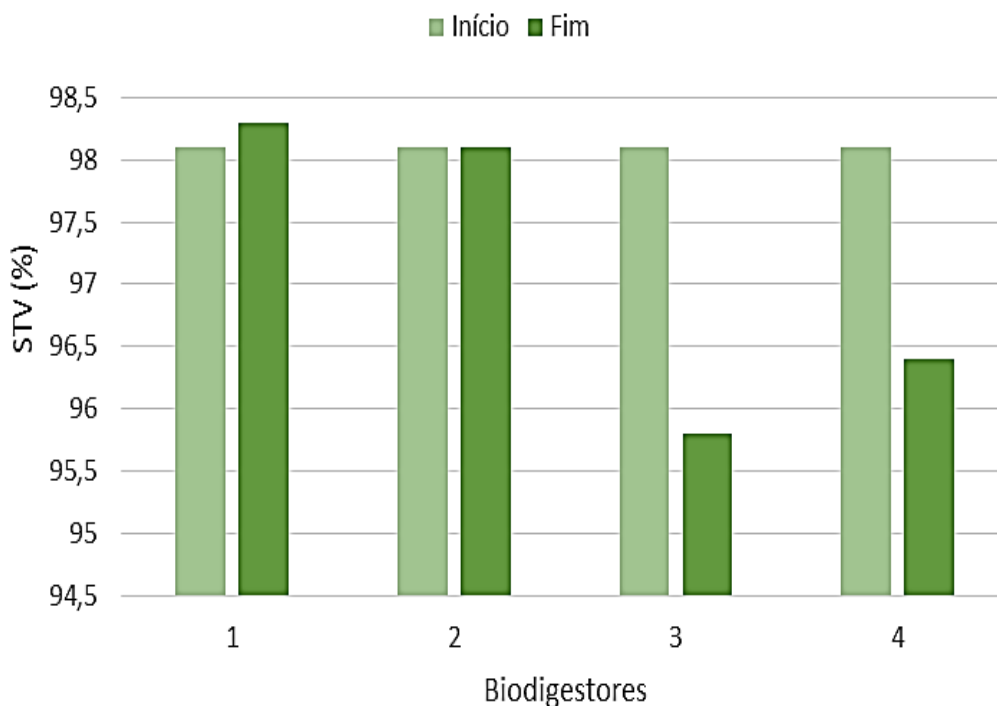


**Fonte:** Autor, 2015.

O teor de ST antes do preenchimento dos reatores era de 29,9%, enquanto que após a abertura dos reatores houve uma redução mínima de 1,3% do teor de sólidos totais. Leite e Povinelli (1999) ressaltaram que o comportamento de ST não expressa de maneira satisfatória os mecanismos envolvidos na digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos, uma vez que estão presentes em sua composição, materiais de natureza extremamente complexa.

Quanto aos sólidos totais voláteis todos os reatores analisados, exceto o reator 1, apresentaram redução na concentração, conforme é apresentado na Figura 18.

**Figura 18 – Análise dos STV no início e fim do processo de digestão de cada reator**



**Fonte:** Autor, 2015.

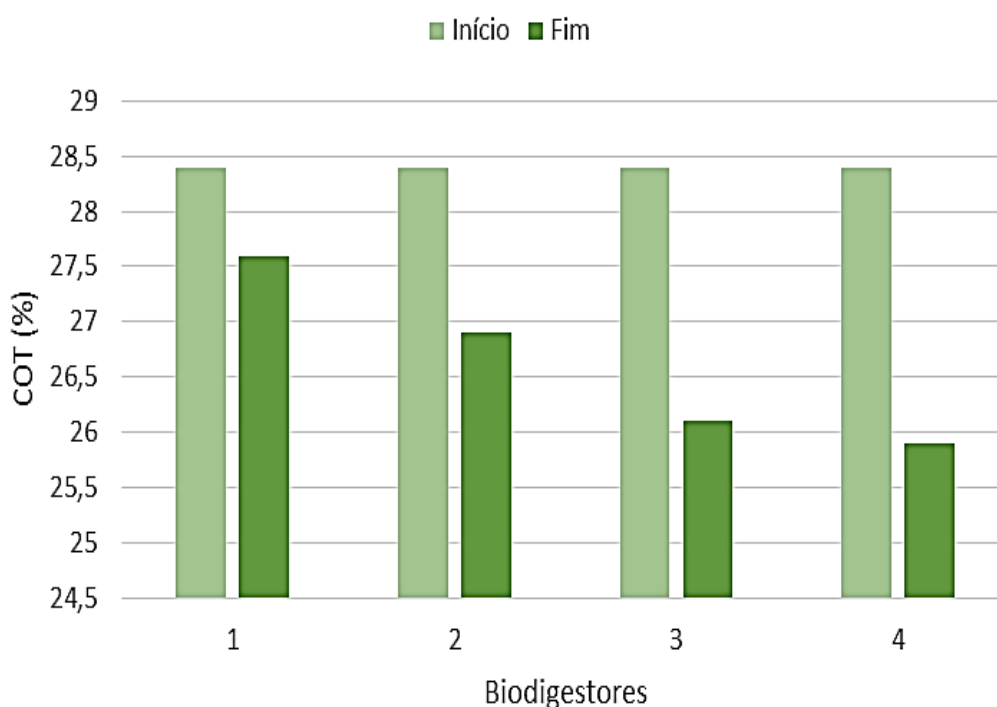
Durante a fase inicial do tratamento anaeróbico, também chamada de arranque do reator, observa-se um aumento no reator 1 dos valores de STV de 98,1% para 98,3%. Isso fez com que as taxas de remoção fossem zero até o reator 2. Após o reator 2, a concentração de sólidos voláteis de todos os reatores começaram a reduzir. Leite e Povinelli (1999), relatam que a baixa redução da concentração de sólidos voláteis para o tempo de operação considerado se deve, ainda, à instabilidade do processo, causada sobretudo pela forte hidrólise do material particulado presente na massa de resíduos sólidos.

Ainda assim, o desempenho de todos os reatores, obtiveram resultados insignificantes do desejado para o tratamento pois, de acordo com Alves (2008), os resíduos serão considerados estabilizados apenas quando o teor de STV encontrar-se abaixo de 20%, ou seja, a remoção de STV deve ser maior que 80%. Portanto

uma concentração maior de inóculo proporcionaria uma maior remoção da matéria orgânica devido a grande quantidade de microorganismos existentes no inóculo.

O carbono orgânico total é um dos nutrientes essenciais para as bactérias da digestão anaeróbia. Uma análise detalhada desse resultado pode ser observada na Figura 19.

**Figura 19 – Análise do Carbono Orgânico Total – COT, no início e fim do processo de digestão de cada reator**



**Fonte:** Autor, 2015.

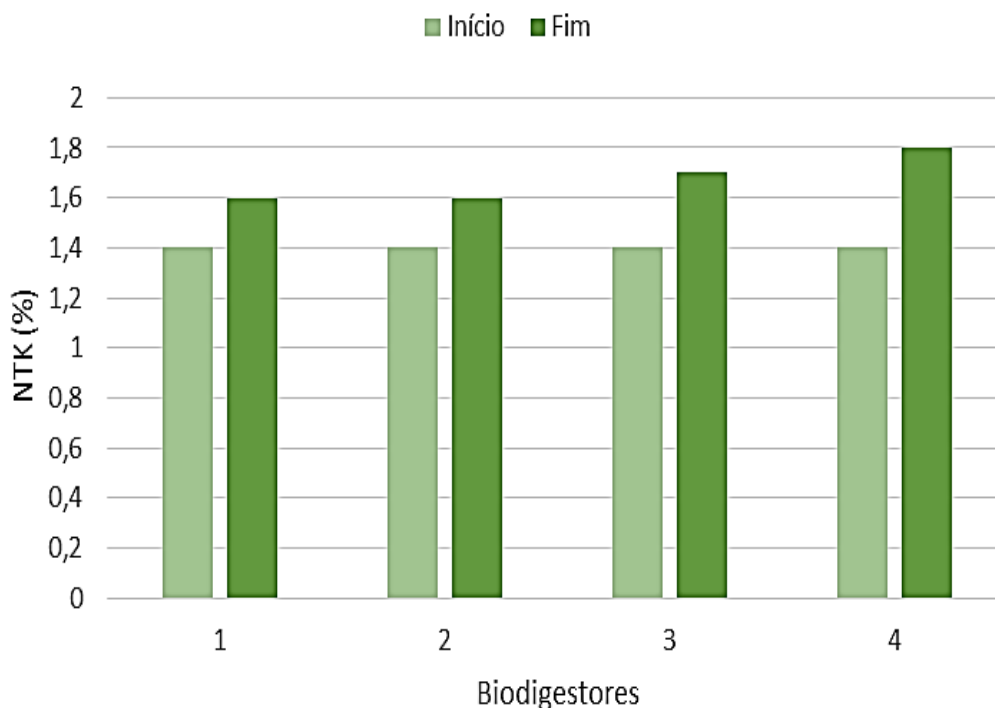
Os valores de carbono orgânico total nas amostras apresentaram variações de 28,4% a 25,9%, onde parte transformou-se em  $\text{CH}_4$  e  $\text{CO}_2$ . A mineralização se traduz pela liberação de carbono da matéria orgânica morta na forma de  $\text{CH}_4$  e  $\text{CO}_2$  (STEUBING, 2002).

Após o consumo do carbono prontamente disponível, inicia-se a degradação de substâncias mais complexas, resultando em queda dos valores de  $\text{CO}_2$  (JAHNEL, 1999).



A evolução temporal do nitrogênio nos reatores é mostrado na Figura 20.

**Figura 20 – Análise de NTK no início e fim do processo de digestão de cada reator**



**Fonte:** Autor, 2015.

A concentração do nitrogênio na amostra aumentou de 1,4% a 1,7%. Shahriari et al., (2012), trabalhando com resíduos alimentares, relatam que o aumento das concentrações de nitrogênio, assim como outros constituintes presentes, podem inibir a atividade metanogênica.

Os compostos de nitrogênio também são nutrientes para processos biológicos e são caracterizados como macronutrientes, pois, depois do carbono, o nitrogênio é o elemento exigido em maior quantidade pelas células vivas (BRANCO, 2011).

Shahriari et al. (2012) comentam que o monitoramento deste parâmetro é de suma importância pois, dependendo da concentração existente no reator, sua presença pode ser benéfica para o substrato ou limitante da atividade metanogênica.

### 5.3 PRODUÇÃO DO BIOGÁS GERADO NO REATOR

O volume de biogás produzido durante o processo de bioestabilização anaeróbia do material orgânico estudado foi medido continuamente e os volumes da produção acumulada do biogás são apresentados na Tabela 11.

Percebe-se, que o volume de biogás aumentou gradativamente atingindo um volume de 42,5mL em função da decomposição da amostra dentro do reator e da pressão gerada.

**Tabela 11 – Produção acumulada do biogás produzido durante o período experimental**

<b>Parâmetros</b>	<b>Reator 1</b>	<b>Reator 2</b>	<b>Reator 3</b>	<b>Reator 4</b>
Tempo (dias)	10	17	28	39
Pressão Final do Reator (kgf/cm <sup>2</sup> )	0,04	0,06	0,10	0,16
Volume de Gás no Reator (mL)	10,60	15,90	26,50	42,50

**Fonte:** Autor, 2015.

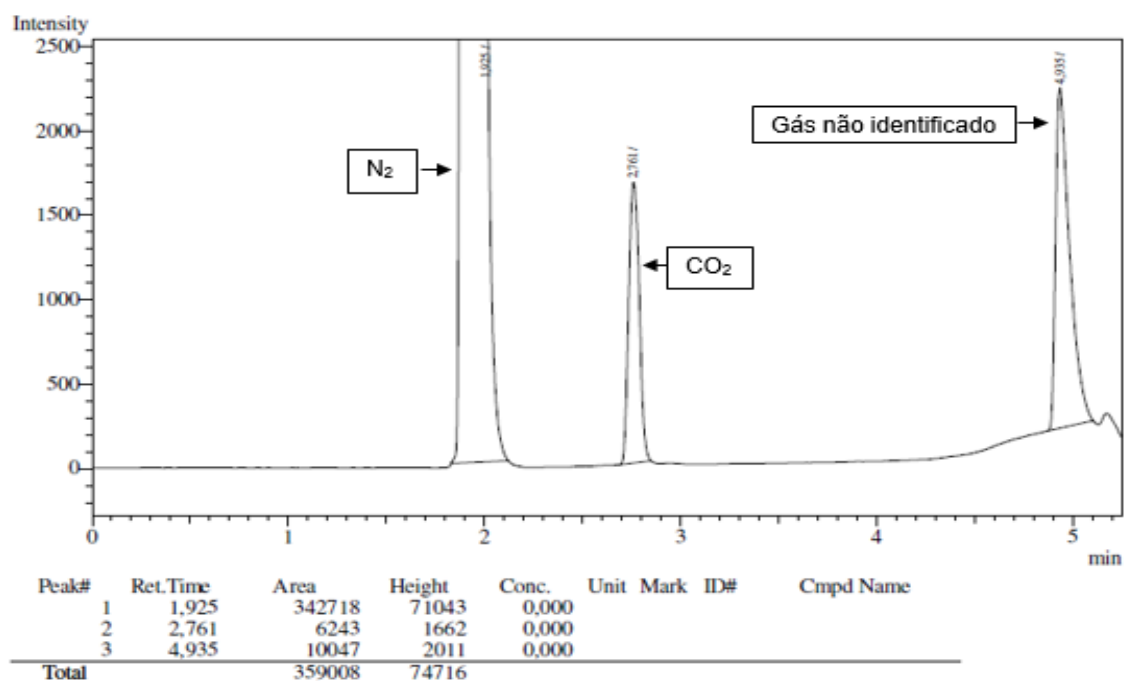
Analisando o comportamento da produção acumulada de biogás apresentado na Tabela 11, observa-se que ao final do período de monitoração do reator o maior volume quantificado de biogás foi obtido para o reator 4, haja vista remoção de material orgânico terem ocorrido no conteúdo do referido reator.

#### 5.3.1 Identificação do biogás nos reatores

Foram identificados pela cromatografia gasosa os seguintes gases: nitrogênio (N<sub>2</sub>), gás carbônico (CO<sub>2</sub>), metano (CH<sub>4</sub>) e gás sulfídrico (H<sub>2</sub>S).

Quanto à composição do biogás no reator 1, observou-se uma grande produção de nitrogênio. Em quantidades menores, houve a produção de CO<sub>2</sub>. Foi detectado também pela cromatografia gasosa um gás não identificado, conforme é observado na Figura 21.

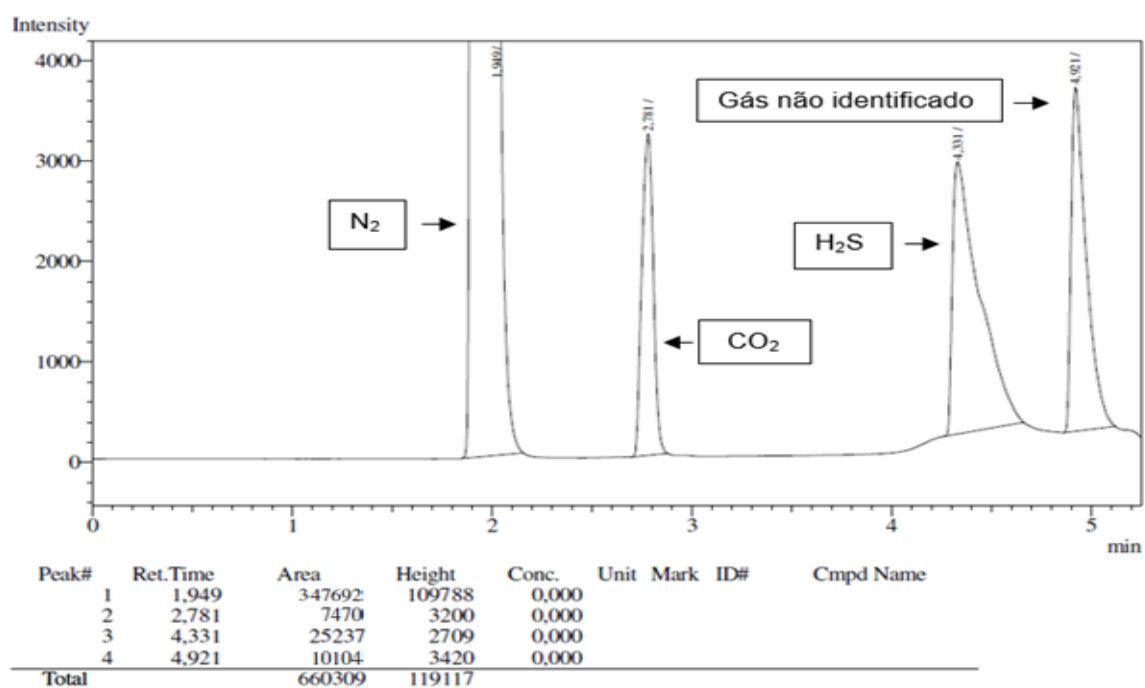
Figura 21 - Cromatografia gasosa do biogás do reator 01



Fonte: Autor, 2015.

No reator 2, de acordo com a área da curva mostrado na Figura 22 houve um aumento da produção de N<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub>, e do Gás não identificado comparado ao reator 1.

Figura 22 - Cromatografia Gasosa do biogás do reator 02

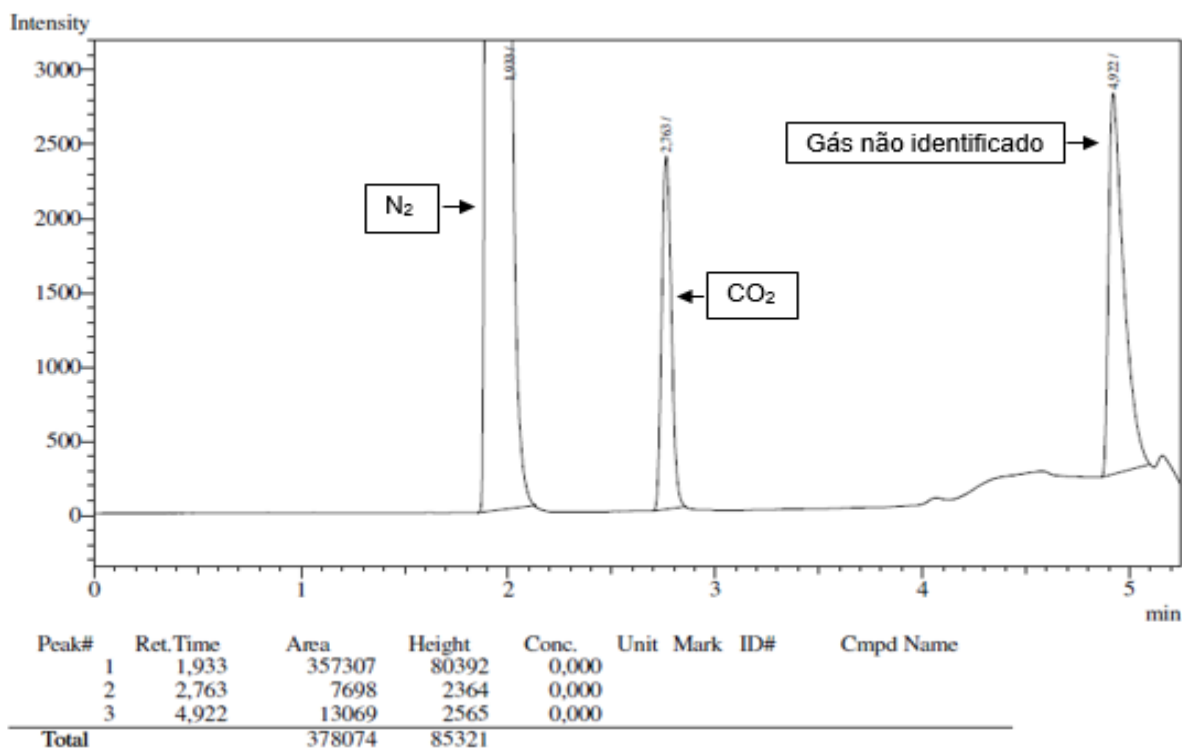


Fonte: Autor, 2015.

O reator 3 continuou a aumentar gradativamente a produção de  $N_2$ ,  $CO_2$  e do Gás não identificado. O gás sulfídrico não foi detectado como no reator 2. Nos reatores 1, 2 e 3 o gás produzido em maior quantidade foi o nitrogênio.

Observa-se na Figura 23 a evolução dos gases contidos no reator 3.

Figura 23- Cromatografia Gasosa do Biogás no Reator 03



Fonte: Autor, 2015.

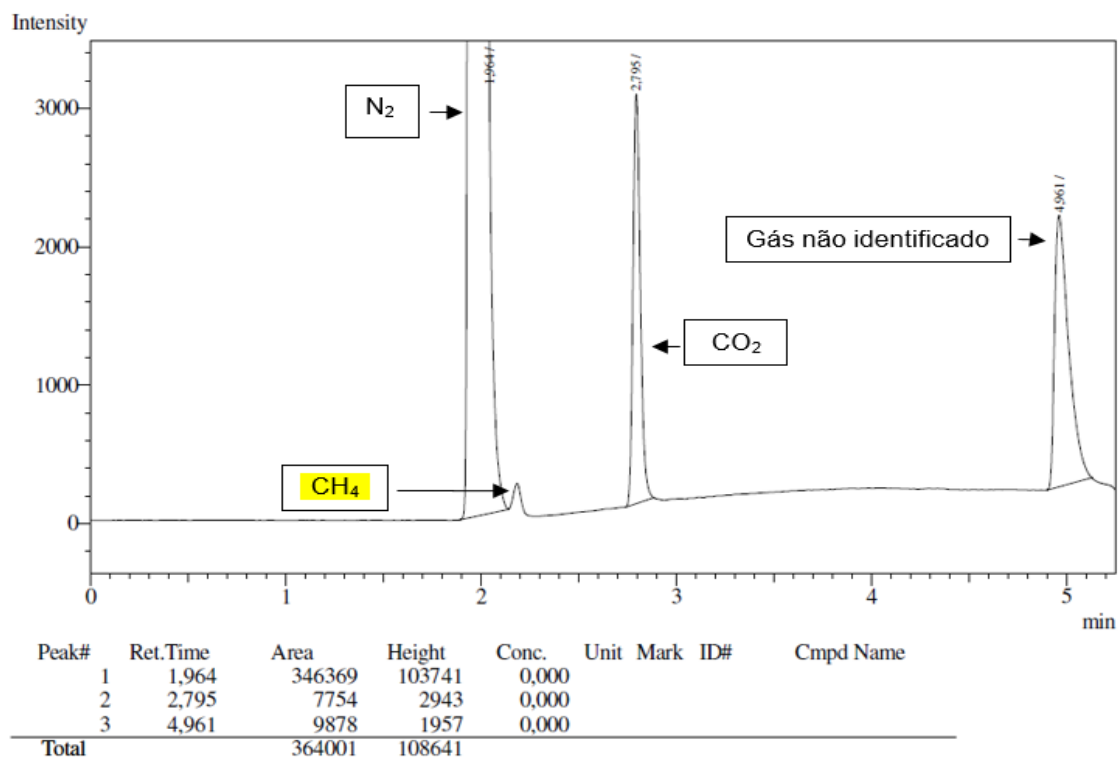
No entanto, no reator 4 foi observado em comparação aos reatores 1, 2 e 3 que a área da curva reduziu em relação ao  $N_2$  e ao Gás não identificado. A curva do  $CO_2$  aumentou em relação aos reatores anteriores.

É importante ressaltar que o tempo de leitura do nitrogênio (1,9 min) no cromatógrafo é muito próximo ao tempo de leitura do metano (2,1 min). Com a redução da área da curva do nitrogênio o cromatógrafo detectou uma curva suave do metano, porém não obteve a área da curva do mesmo, conforme é observado na Figura 24.

No entanto, com o excesso de nitrogênio gasoso em todos os reatores pode indicar que houve ocultamento do metano, ainda, que no procedimento experimental foi inserido o nitrogênio em todos os reatores afim de garantir a ausência do  $O_2$ . Sendo

assim, o biogás coletado, onde o nitrogênio é o componente mais abundante pode ter contribuído para a distorção dos gases gerados.

**Figura 24 - Cromatografia Gasosa do Biogás no Reator 04**



Fonte: Autor, 2015.

Com base na figura anterior, conclui-se que o metano foi observado somente no reator 4.

A ausência de produção de metano também foi observada no experimento desenvolvido por SILVA (2009), durante a digestão anaeróbia de resíduos sólidos vegetais e lodo de reator anaeróbio que tratava esses resíduos em reator anaeróbio compartimentado de mistura completa.

No trabalho desenvolvido por Leite *et al.* (2004), a composição do biogás nos dias iniciais da operação era constituída basicamente por CO<sub>2</sub> e N<sub>2</sub>, como observado neste trabalho.

## 6 CONCLUSÕES

Com relação à tecnologia utilizada no presente trabalho, conclui-se que:

A caracterização físico-química da amostra foi realizada para comparar os parâmetros da amostra de entrada no reator com as amostras de saída após o tempo de digestão. O teor de umidade foi de 70%, sólidos totais foram de 29,9%, COT de 28,4% e NTK 1,4%.

A análise dos parâmetros que influenciaram a digestão anaeróbia utilizando Resíduos Alimentares, foram essenciais para a conclusão do trabalho. As influências das variáveis operacionais (tempo de digestão, umidade, teor de sólidos totais, concentração de carbono orgânico total e nitrogênio) foram investigadas experimentalmente. O tempo de digestão foi de 39 dias, obtendo um volume de biogás de 42,5 mL, umidade de 71,4%, sólidos totais de 28,4%, COT de 25,9% e NTK de 1,8%. Dos parâmetros analisados apenas o teor de umidade e a concentração de COT se mostraram coerentes com aqueles amostrados divulgados em outros trabalhos técnicos concernentes ao tema.

A comparação dos resultados obtidos em cada um dos reatores para avaliação de sua eficiência foi imprescindível para concluir que o tratamento não obteve na totalidade resultados satisfatórios, apresentando baixa remoção de matéria orgânica e ocultamento da produção de metano devido a inserção do nitrogênio nos reatores ainda na fase experimental. Alguns fatores como o excesso de nitrogênio inserido, e devido ao pouco tempo de operação (39 dias) contribuíram para o insucesso do tratamento de digestão anaeróbia desta pesquisa. Nesse sentido, um tempo maior de digestão seria necessário para a transformação da matéria orgânica em biogás, sendo possível obter melhores resultados.

Assim ainda que se faça necessária uma maior investigação deste trabalho acerca de sua aplicabilidade e da magnitude de possíveis erros envolvidos, as premissas e metodologias adotadas mostram-se válidas e adequadas para estudos semelhantes.

## RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Devido ao insucesso dos resultados na tentativa de digestão anaeróbia do presente trabalho, sugere-se para as futuras pesquisas:

- Utilizar reatores de maior volume, manômetros de maior escala de medição, maior massa de amostra para geração de maior volume de biogás obtendo, conseqüentemente, resultados mais expressivos mais próximos do cenário desejado;
- Estudar diferentes tipos de inóculo para partida como, por exemplo, a fração líquida e sólida provenientes de digestores tratando resíduos sólidos orgânicos;
- Realizar combinações de resíduos em variadas porcentagens de inoculação, buscando analisar as diferenças da decomposição;
- Antes de preencher os reatores, estabelecer uma relação C/N de 20:1 a 30:1;
- Calcular o volume de gás nitrogênio necessário para reagir com o oxigênio presente no ar confinado no reator, de modo que sua curva de identificação no cromatógrafo não se sobreponha a curva de identificação do metano devido à proximidade de seus tempos de detecção;
- Estabelecer um tempo mínimo de operação para o tratamento de digestão anaeróbia acima de 39 dias.

## REFERÊNCIAS

- ABREU; A. A.; ALVES; J. I.; PEREIRA; M. A.; KARAKASHEV; D.; ALVES; M. M.; ANGELIDAKI, I. Engineered heat treated methanogenic granules: A promising biotechnological approach for extreme thermophilic biohydrogen production. *Bioresource Technology*, v. 101, 2010.
- AGDAG, O. N.; SPONZA, D. T. Co-digestion of mixed industrial sludge with municipal solid wastes in anaerobic simulated landfilling bioreactors. *J. Hazard*, 2007.
- AQUINO, S. F. de; CHERNICHARO, C. A. L. Acúmulo de ácidos graxos voláteis (AGVs) em reatores anaeróbios sob estresse: causas e estratégias de controle. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 10, n. 2, 2005
- AQUINO, S. F.; CHERNICHARO, C. A. L.; FORESTI, E.; SANTOS, M. de L. F. dos; MONTEGGIA, L. O. Metodologias para determinação da Atividade Metanogênica Específica 117 (AME) em Lodos Anaeróbios. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 12, n. 2, 2007.
- BAADSTORP, L. Biogasnutzung in Dänemark - Erfahrungen und Perspektiven. Disponível em: <http://www.ruraleurope.org/BIOM/Danemark.pdf> . Acesso em: 14 de fevereiro de 2014.
- BARCELOS, B. R. Avaliação de diferentes inóculos na digestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos orgânicos. Dissertação de Mestrado do Programa de Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos da Universidade de Brasília. 2009.
- BENGTSSON, S. et al. Acidogenic fermentation of industrial wastewaters: Effects of chemostat retention time and pH on volatile fatty acids production. *Biochemical Engineering Journal*, 40:492, 2008.
- BERGAMO, C. M. Effects of temperature at different organic loading levels on the performance of a fluidized-bed anaerobic sequencing batch bioreactor. *Chemical Engineering and Processing*, v.48, n.3, 2009.
- BIANCO. C. I. Caracterização da comunidade procarionte presente no tratamento anaeróbio da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos em conjunto com serragem e lodo de esgoto. 2015. 131 f. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2015.
- Blok J, De Morsier A, Gerike P. Harmonisation of ready biodegradability tests. *Chemosphere* 1985.
- BOLZONELLA, D.; BATTISTONI, P.; MATA-ALVAREZ, J.; CECCHI, F. Anaerobic digestion of organic solid wastes: process behaviour in transiente conditions. *Water Science and Technology*, v. 48, 2003.



Bouallagui H., Ben Cheikh R., Marouani L. and Hamdi M. 2003. Mesophilic biogas production from fruit and vegetable waste in a tubular digester, Bioresour.

BRABER, K. Anaerobic digestion of municipal solid waste: a modern waste disposal option on the verge of breakthrough. Biomass and Bioenergy. V. 9,1995.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 3 de agosto de 2010a.

BRASIL. Decreto nº 7.404, de 23 de Dezembro de 2010. Regulamenta a Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, cria o Comitê Interministerial da Política Nacional de Resíduos Sólidos e o Comitê Orientador para a Implantação dos Sistemas de Logística Reversa, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 23 de dezembro de 2010b.

BRUMMELER, E.T. Dry Anaerobic Digestion of the Organic Fraction of Municipal Solid Waste. Tese de Doutorado. Wageningen Agricultura University. 1993. 193 p.

CARNEIRO, F.P. Diagnóstico e ações da atual situação dos resíduos de construção e demolição na cidade do Recife. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana, Gerenciamento e Planejamento do Uso de Água e Resíduos) - Universidade Federal da Paraíba. João Pessoa - PB, 2005.

CASTANHEIRA, L.; FERREIRA, V.; LOPES, C. ENERGAIA – Energia e desenvolvimento sustentável na região Norte. Valorização de resíduos orgânicos. Portugal, 2000.

CHERNICHARO, C. A. L. Reatores Anaeróbios - Princípios de tratamento Biológico de águas Residuárias. v. 5. Belo Horizonte: DESA-UFMG. 1997.

CHO JK, PARK SC, CHANG HN. Biochemical methane potential and solid state anaerobic digestion of Korean food wastes. Bioresource Technology 1995.

CHYNOWETH, D. P.; O'KEEFE, D. M.; BARKDOLL, A. W.; OWENS, J. M.; EARLE, J. F. K.; LEGRAND, R. Aerobic Versus Anaerobic Composting of Municipal Solid Wastes. In: Energy From Biomass and Wastes, 16., 1992. Orlando. Anais... Disponível em:< [http://abe.ufl.edu/chyn/download/Publications\\_DC/Non-Refereed/1992%20%20Aerobic%20vs%20Anaerobic.pdf](http://abe.ufl.edu/chyn/download/Publications_DC/Non-Refereed/1992%20%20Aerobic%20vs%20Anaerobic.pdf)>.

COLATTO ,L; LANGER, M. Unoesc & Ciência – ACET, Joaçaba, v. 2, n. 2, jul./dez. 2011.

CETESB. Panorama dos Resíduos Sólidos do Estado de São Paulo. 2013.

D'ALMEIDA, M.Luiza; VILHENA, André. Lixo municipal: Manual de gerenciamento Integrado. 2 .ed. São Paulo: IPT/CEMPRE , 2000.

DE BAERE, L. Anaerobic digestion of solid waste: state-of-the-art. *Water Science and Technology*, v.41, 2000.

DÍAZ, L. F. *et al.* Solid waste management for economically developing countries. 2<sup>o</sup> ed. Concorde, California: Calrecovery Inc, 2003. 120 p.

ESTOPPEY, N. Evaluation of small-scale biogas systems for the treatment of faeces and kitchen waste. Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag), Dübendorf, Switzerland. 2010

FACCHIN, V.; CAVINATO, C.; FATONE, F.; PAVAN, P.; CECCHI, F.; BOLZONELLA, D. Effect of trace element supplementation on the mesophilic anaerobic digestion of foodwaste in batch trials: The influence of inoculum origin. *Biochemical Engineering Journal*, v. 70, 2013.

FELIZOLA, C. S.; LEITE, V. D.; PRASAD, S.; Estudo do Processo de Digestão Anaeróbia de Resíduos Sólidos Orgânicos e Aproveitamento do Biogás, *Agropecuária Técnica*, v.27, n1, 2006.

FERNANDES, Fernando; SILVA, Sandra. Márcia. Cesário. Pereira. PROSAB - Programa de Pesquisa em Saneamento Básico. Manual Prático para a Compostagem de Biossólidos, 1999. Disponível em: <[http://www.agroecologiaerm.org.br/upload/arquivos/P55\\_2005-025\\_162615\\_269.pdf](http://www.agroecologiaerm.org.br/upload/arquivos/P55_2005-025_162615_269.pdf)

FORESTI, E.; FLORÊNCIO, L.; HAANDEL, A. van; ZAIAT, M.; CAVALCANTI, P. F. F. Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. Rio de Janeiro: ABES, 1999.

FORSTER-CARNEIRO, T.; PÉREZ, M.; ROMERO, L.I. Biomethanization of solid urban waste urban: laboratory scale and pilot scale. *HOLOS Environment*, v.7, n.1, 2007.

FUENTES, M., SCENNA, N., AGUIRRE, P. A. MUSSATI, M. C. 2008. Application of Two Anaerobic Digestion Models to Biofilm Systems. *Biochemical Engineering Journal*.

GHOSH, S. Kinetics of acid-phase fermentation in anaerobic digestion. *Biotechnol. Bioeng.*, v. 11, 1981.

GOU, C.; YANG, Z.; HUANG, J.; WANG, H.; XU, H.; WANG, L. Effects of temperature and organic loading rate on the performance and microbial community of anaerobic codigestion of waste activated sludge and food waste. *Chemosphere*, v. 105, 2014.

GUELFO, L. A. F. Caracterización cinética de la degradación anaerobia termofílica seca de la FORSU. Efecto de diferentes pretratamientos sobre la biodegradabilidad del residuo. 2008. 442f. Tese (Doutorado em Tecnología de Alimentos y Tecnologías del Medio Ambiente) – Universidad de Cádiz, Departamento de Ingeniería Química, Cádiz, 2008.

GUIMARÃES, J.R. e NOUR, E.A.A. Tratando nossos esgotos: Processos que imitam a natureza. In: GIORDAN, M. e JARDIM, W.F. (Eds.). Cadernos Temáticos de Química Nova na Escola, n. 1, p. 19- 30, 2001.

GUO, F., ZHANG, T. Biases during DNA extraction of activated sludge samples revealed by high throughput sequencing. Applied Microbiology and Biotechnology, v. 97, 2013.

HARALDSEN, K. T. et al. Liquid digestate from anaerobic treatment of source-separated household waste as fertilizer to barley. Disponível em:<<http://wmr.sagepub.com/content>

HARPER, S. R.; POHLAND, F. G. Recent developments in hydrogen management during anaerobic biological wastewater treatment. Biotechnology and Bioengineering, v. 28, 1986.

HARRIS, D. C. Análise Química Quantitativa. Rio de Janeiro: LTC, 2005.

HARTMANN, H.; AHRING, B. K. Anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: Influence of co-digestion with manure. v. 39, 2005.

HEO, N. H; PARK, S. C, KANG, H. Effects of mixture ratio and hydraulic retention time on single-stage anaerobic co-digestion of food waste and waste activated sludge. J Environ Sci Health ATox Hazard Subst Environ Eng, 2004.

LABIB, F., FERGUSON, J. F., BENJAMIN, M. M., MERIGH, M., RICKER, N. L. Anaerobic butyrate degradation in fluidized-bed reactor. Effects of increased concentration of H<sub>2</sub> and acetate. Environ. Sci. Technol., v.26, 1992.

IBGE, Censo Agropecuário. Disponível em: [http://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/periodicos/51/agro\\_2006.pdf](http://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/periodicos/51/agro_2006.pdf) Acesso em janeiro, 2015.

LAY, J. J.; LI, Y.Y.; NOIKE, T. Influences of pH and moisture content on the methane production in high-solid sludge digestion. Water Research, v. 31, n. 10, 1997.

LEITE, et al. Tratamento anaeróbio de resíduos orgânicos. Eng. Sanit. Ambient. vol.9 no. 4 Rio de Janeiro Oct./Dec. 2004. Disponível em:<[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S141341522004000400003](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S141341522004000400003)

LEITE. V. D. e POVINELLI, J. Comportamento dos Sólidos Totais no Processo de Digestão Anaeróbia de Resíduos Sólidos Urbanos e Industriais. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental. v.3, n.2, 1999.

LEITE, V. D.; LOPES, W. S.; PRASAD, S. Bioestabilização anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos em reatores de batelada. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.5, n.1, 2001.

LEITE, V. D.; LOPES, W. S.; BELLI FILHO, P.; PINTO, R. O.; CASTILHO JÚNIOR, 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, 2003.

LETTINGA ASSOCIATION FOUNDATION - for environmental protection and resource conservation. Development of decentralised anaerobic digestion systems for application in the UK. 2009.

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

LIMA, M. C. S. Alternativa de tratamento biológico de resíduos líquidos de elevada carga poluidora. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal da Paraíba. 2002.

LIN, J.; ZUO, J.; JI, R.; CHEN, X.; LIU, F.; WANG, K.; YANG, Y. Methanogenic community dynamics in anaerobic co-digestion of fruit and vegetable waste and food waste. *Journal of Environmental Sciences*, v. 24, n. 7, 2012.

LOPES, W. S.; LEITE, V. D.; PRASAD, S. Influence of inoculum on performance of anaerobic reactors for treating municipal solid waste. *Bioresource Technology*, v. 94, 2004.

MAGALHÃES, A. P. T. Biogás: um projeto de saneamento urbano. São Paulo: Nobel, 1986.

MASSEY, M.L.; POHLAND, F.G. 1978. Phase separation of anaerobic stabilization by kinetic controls. *J. Water pollut. Control. Fed.* 50:2204.

McCARTY, P. L. One hundred years of anaerobic treatment. 1982. In: HUGHES, D.E.; STAFFORD, D.A.; WHEATLEY, B.I.; BAADER, W.; LETTINGA, G.; NYNS, E.J.; VERSTRAETE, W.; WENTWORTH, R.L. (Eds.). *Anaerobic Digestion*. Amsterdam: Elsevier Biomedical Press B.V., 1981.

McMAHON, K. D.; STROOT, P. G.; MACKIE, R. I.; LUTGARDE RASKIN, L. Anaerobic codigestion of municipal solid waste and biosolids under various mixing conditions - II: Microbial population dynamics. *Water Research*, v. 35, n. 7, 2001.

MEDEIROS. Análise de rotas de coleta de resíduos sólidos domiciliares com uso de geoprocessamento, 2010. Disponível em: < [http://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/servicos/residuesolidos\\_solidos/index.php?p=4635t](http://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/servicos/residuesolidos_solidos/index.php?p=4635t)

MENEZES, Jorge. Marcel. Coelho. Influência da concentração de sólidos totais e temperatura na bioestabilização anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos, 2012. Disponível em: < <http://pos-graduacao.uepb.edu.br/ppgcta/download/dissertacoes-defendidas/Dissertacoes2012/jorge%20marcell%20coelho%20menezes.pdf>

METCALF, E.; EDDY, M. Wastewater engineering: treatment, disposal, reuse. 3 ed., Nova York, Estados Unidos: McGraw-Hill.1991.

MMA. LEI Nº 12.305, DE 2 DE AGOSTO DE 2010. Disponível em:<  
<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=636>

MONTEIRO, José Henrique Penido et al. Manual de gerenciamento integrado de resíduos sólidos. Coordenação técnica Victor Zular Zveibil. Rio de Janeiro: IBAM, 2001.

PHILIPPI JÚNIOR, A.; AGUIAR. A. O. Resíduos Sólidos: características e gerenciamento. In: PHILIPPI, JÚNIOR, A. Saneamento, saúde e ambiente: fundamentos para um desenvolvimento sustentável. São Paulo: Manole, 2005.

RAPOSO, F.; DE LA RUBIA, M. A.; FERNÁNDEZ-CEGRÍ, V.; BORJA, R. 2011. Anaerobic Digestion of Solid Organic Substrates in Batch Mode: An Overview relating to Methane Yields and Experimental Procedures, Renewable and Sustainable Energy Reviews.

RIUJI, L. C. Research on anaerobic digestion of organic solid waste at household level in Dar Es Salaam, Tanzania. Bachelorthesis. Institute of Natural Resource Sciences. Zurich University. 2009.

RODRIGUES, A. A. L. de S. Co-digestão anaeróbia de resíduos de natureza orgânica. 2005. Dissertação (Mestrado em Gestão Ambiental, Materiais e Valorização de Resíduos) -Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro, Aveiro.

ROMERO-GUIZA, M.S *et al.* Improving anaerobic digestion of pig manure by adding in the same reactor a stabilizing agent formulated with low-grade magnesium oxide. *Biomass and Bioenergy*, v.67, 2014.

SALOMÃO, L. Senado aprova prorrogação do prazo para extinção de lixões. 2015. Disponível em: < <http://g1.globo.com/politica/noticia/2015/07/senado-aprova-prorrogar-por-2-anos-extincao-de-lixoes.html>>.

SALOMON, K. R.; LORA, E. E. S. Estimate of the electric energy generating potential for different sources of biogas in Brazil. *Biomass and Bioenergy*, v. 33, 2009.

SANTOS, S. S.; NIELSEN, T. K.; HANSEN, L. H.; WINDING, A. Comparison of three DNA extraction methods for recovery of soil protist DNA. *Journal of Microbiological Methods*, v. 115, 2015.

SCHALCH, V., LEITE, W. C. A., JÚNIOR, J. L. F., et al., 2002, Gestão e Gerenciamento de Resíduos Sólidos, Universidade de São Paulo, São Carlos, Brasil, 2002.

SHAHRIARI, H. et al. Effect of leachate recirculation on mesophilic anaerobic digestion of food waste. *Waste Management*. V. 32, p. 400–403. 2012.

SILVA, P. C. M. da; JESUS, L. L. de; FIRMO, A. L. B.; HOLANDA, S. H. de B.; SILVA, L. C. S. da. Estudo da biodegradabilidade e do potencial de geração de biogás através de monitoramento de reatores com resíduos sólidos urbanos. In: Congresso Norte Nordeste de Pesquisa e Inovação (CONNEPI), 7., 2012. Palmas, Tocantins. Anais...Palmas: 2012.

SILVA, W. R. Estudo cinético do processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos vegetais. Tese de Doutorado. Universidade Federal da Paraíba. 2009.

SOLER, F. Prazos da Política Nacional de Resíduos Sólidos. 2014. Disponível em: <<http://www.valor.com.br/legislacao/3667234/prazos-da-politica-nacional-de-residuos-solidos#ixzz3BVApguED>>.

SOUTO, G. A. B. Efeito da variação gradual da taxa de recirculação do lixiviado em reatores anaeróbios híbridos na digestão da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos. São Carlos, 2005, 115 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Centro de Ciências Exatas e de Tecnologia, Universidade Federal de São Carlos.

SOUZA, José. Carlos. de. Resíduos sólidos urbanos domiciliares na cidade de Londrina – PR, 2008. Disponível em:< [http://www.uel.br/cce/geo/tcc/071\\_residuosolidosurbanosdomiciliaresnacidadedelondrinapr\\_2008.pdf](http://www.uel.br/cce/geo/tcc/071_residuosolidosurbanosdomiciliaresnacidadedelondrinapr_2008.pdf)

SPEECE, R.E. Anaerobic biotechnology for industrial wastewaters. New York: Archaea Press, 1996.

SU, C.; LEI, L.; DUAN, Y.; ZHANG, K.; YANG, J. Culture-independent methods for studying environmental microorganisms: methods, application, and perspective. Applied Microbiology and Biotechnology, n. 93, 2012.

TEIXEIRA, A. R.; CHERNICHARO, C. A. de L.; SOUTO, T. F. da S.; PAULA, F. S. de. Influência da alteração da distribuição do tamanho de partículas no desempenho de reator UASB tratando esgoto doméstico. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 14, n. 2, 2009.

VANDEVIVERE, P.; DE BAERE, L. e VERSTRAETE, W. Types of Anaerobic Digester for Solid Wastes. In: Biomethanization of the organic fraction municipal waste. MATAALVAREZ, J. (Coord.). Londres, Reino Unido. Editora: IWA Publishing, 2002.

VAN HAANDEL, A. C. (1994). Influence of the digested cod concentration on the alkalinity requirement in anaerobic digesters, Water Science Tech., 30, 23-24.

VOEGELI, Y.; ZURBRÜGG, C. (2008) Decentralised Anaerobic Digestion of Kitchen and Market Waste in Developing Countries - "State-Of-The-Art" in South India. In: SECOND INTERNATIONAL SYMPOSIUM on ENERGY from BIOMASS and WASTE, 2008.

XIAOFENG, L.; SHUANGYAN, Z.; DELAI, Z.; JINGPING, Z.; LI, L. Anaerobic codigestion of food waste and landfill leachate in single-phase batch reactors. Waste

Management, v. 34, 2014.

XIGUANG, Chen, Rowena T; ZHANG, Romano.Ruihong. A digestão anaeróbia de resíduos de alimentos para a produção de biogás, 2010.

WAHBA, L. L. A sombra do desperdício. In: EIGENHEER, E. M. (Org.). Raízes do desperdício. Rio de Janeiro: ISER, 1993.

ZHANG R, et al. Characterization of food waste as feedstock for anaerobic digestion. BioresourTechnol, 2007.