



Estudo da viabilidade da produção de biogás a partir da digestão anaeróbia de resíduos alimentares

**Bernardo Krause Figueiredo
Marcos C. Cavalcanti de Albuquerque**

PROJETO DE FINAL DE CURSO

Orientadores:

Prof. Claudinei de Souza Guimarães, *D. Sc.*

Profa. Denize Dias de Carvalho, *D. Sc.*

Junho de 2012

Estudo da viabilidade da produção de biogás a partir da digestão anaeróbia de resíduos alimentares

Bernardo Krause Figueiredo
Marcos de Campos Cavalcanti de Albuquerque

Projeto de Final de Curso submetido ao Corpo Docente da Escola de Química, como parte dos requisitos necessários à obtenção do grau de Engenheiro de Bioprocessos.

Aprovado por:

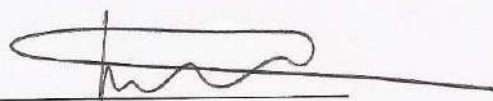

Prof.^a Magali Christe Cammarota, D. Sc.


Prof.^a Valéria Castro de Almeida, D.Sc.


Ana Paula Rodrigues Tôrres, M.Sc

Orientado por:


Prof. Claudinei de Souza Guimarães, D. Sc.


Prof.^a Denize Dias de Carvalho, D. Sc.

Rio de Janeiro, RJ – Brasil

Junho de 2012

Figueiredo, Bernardo Krause. Albuquerque, Marcos de Campos Cavalcanti. Estudo da viabilidade da produção de biogás a partir da digestão anaeróbia de resíduos alimentares. Rio de Janeiro: UFRJ/EQ, 2012.

x, 44 p.;il.

(Projeto Final) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Escola de Química, 2012.

Orientadores: Claudinei de Souza Guimarães e Denize Dias de Carvalho

1. Gases de Efeito Estufa. 2. Digestão Anaeróbia. 3. Resíduos Alimentares. 4. Projeto final (Graduação – UFRJ/EQ). 5. Claudinei de Souza Guimarães e Denize Dias de Carvalho. I. Avaliação da produção de gases de efeito estufa a partir da digestão anaeróbia de resíduos alimentares.

A natureza tem o poder de transformar o simples em encantador... (Andressa
Martins Vicentini)

Se você tem metas para um ano. Plante arroz. Se você tem metas para 10 anos.
Plante uma árvore. Se você tem metas para 100 anos então eduque uma criança.
Se você tem metas para 1000 anos, então preserve o meio ambiente. (Confúcio)

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradecemos aos nossos orientadores, professores Claudinei de Souza Guimarães e Denize Dias de Carvalho, pela dedicação, instrução e paciência durante o projeto. Sem seu auxílio não teria sido possível concluir esse trabalho a tempo.

Agradecemos a Profa. Magali Christe Cammarota por ceder o espaço e o uso de alguns equipamentos do Laboratório de Tecnologia Ambiental, e por seu auxílio nos momentos em que precisamos.

Agradecemos aos amigos do laboratório, especialmente a Suzana, Fernanda, Verônica e Natália por todo o auxílio prestado durante a execução do projeto.

Agradecemos a Aline Machado pelo auxílio no Cenpes, tornando possível realizar algumas análises que não puderam ser feitas no laboratório.

Agradecemos a nossos familiares, companheiros e amigos, pela paciência, compreensão e estímulo durante a realização do projeto.

Resumo do Projeto Final de curso apresentado à Escola de Química como parte dos requisitos para a obtenção do grau de Engenheiro de Bioprocessos.

Estudo da viabilidade da produção de biogás a partir da digestão anaeróbia de resíduos alimentares

Bernardo Krause Figueiredo
Marcos Cavalcanti de Albuquerque

Junho, 2012

Orientadores: Claudinei de Souza Guimarães e Denize Dias de Carvalho

O gerenciamento de resíduos orgânicos tem um grande potencial para ser uma rota de fluxo de recursos para os países em desenvolvimento via Mecanismos de Desenvolvimento Limpo (MDL), bem como geradores de Reduções Certificáveis de Emissões (RCE) no âmbito do Protocolo de Kioto. Estas conclusões são baseadas nas análises de ciclos de vida de arranjos de tratamento e disposição de resíduos já estabelecidos e largamente encontrados, em países desenvolvidos e em desenvolvimento. Dentre os cenários mais favoráveis, em termos de carbono-eficiência, destacam-se os que incluem e/ou associam a digestão anaeróbia com aproveitamento energético. A decomposição de resíduos alimentares, quando em ambiente controlado e fechado na presença de bactérias específicas, leva a formação de um gás denominado biogás. Já são feitos trabalhos na Cidade Universitária da Ilha do Fundão a respeito da produção de biogás proveniente do tratamento biológico dos efluentes gerados pelas diversas instituições presentes na Ilha do Fundão. Porém, até o momento, não tivemos conhecimento de pesquisas sendo feitas sobre a produção de biogás dos resíduos alimentares produzidos pelos restaurantes e cozinhas presentes na Cidade Universitária. Esses resíduos em pequena parcela são utilizados em processos de compostagem na própria Cidade Universitária, mas a maior parte destes resíduos é recolhida junto a outros resíduos sólidos, por uma empresa privada. Esse trabalho teve como finalidade estudar a viabilidade da produção de biogás produzido pela digestão anaeróbia dos resíduos alimentares do Restaurante Universitário Central. Os ensaios foram feitos em frascos de penicilina com volume de 0,05 L de resíduo triturado com água e, paralelamente, foram realizados ensaios em um reator com 1 L de volume útil e sem agitação. Foram avaliados os efeitos da variação de dois parâmetros, pH e temperatura. A análise dos resultados permitiu observar que o pH precisa ser ajustado para que ocorra uma produção satisfatória de biogás, enquanto que o aumento da temperatura gera um ganho na produção de biogás, porém às custas de um maior *input* energético e controle do processo. A qualidade do biogás produzido foi satisfatória (cerca de 60 – 70 % de CH₄ na composição) para o uso deste como gás combustível, e a relação entre volume de gás produzido por massa de sólidos voláteis digeridos foi satisfatória (cerca de 319 L de Biogás/Kg SV degradados) comparada a valores encontrados na literatura para a digestão de resíduos sólidos alimentares.

SUMÁRIO

CAPÍTULO I - INTRODUÇÃO E OBJETIVOS	1
I.1 INTRODUÇÃO	1
I.2 OBJETIVOS	4
CAPÍTULO II - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	5
II.1 RESÍDUOS ALIMENTARES	5
II.2 DIGESTÃO ANAERÓBIA	7
II.2.1 Hidrólise	9
II.2.2 Acidogênese	9
II.2.3 Acetogênese	9
II.2.4 Metanogênese	10
II.2.5 Atividade microbiana presente no digestor	11
II.3 FATORES QUE INFLUENCIAM A DIGESTÃO ANAERÓBIA	12
II.3.1 pH	12
II.3.2 Acidez volátil e Alcalinidade Total	13
II.3.3 Concentração elevada de nitrogênio	13
II.3.4 Temperatura	14
II.3.5 Nutrientes	14
II.3.6 Toxicidade	15
II.3.7 Conteúdo de Sólidos Total (ST)/Carga Orgânica Volumétrica (COV)	15
II.3.8 Agitação ou mistura do meio	16
II.3.9 Tempo de Retenção	16
II.4 BIOGÁS	16
II.5 BIODIGESTORES	19
II.5.1 Tipos de biodigestores para resíduos sólidos	23
CAPÍTULO III – METODOLOGIA	25
III.1 DESCRIÇÃO DO RESÍDUO UTILIZADO	25
III.2 LODO UTILIZADO	25
III.3 PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL	26
III.3.1 Resíduos	26
III.3.2 Ensaio com frascos de penicilina	26
III.3.3 Biodigestor	27
III.3.4 Desenvolvimento e Monitoramento do Processo	27
III.4 MÉTODOS ANALÍTICOS	29
III.4.1 Análise do Biogás	29
III.4.2 pH	29
III.4.3 Teor de Nitrogênio Total	30
III.4.4 Umidade, sólidos voláteis, resíduo mineral e Carbono Orgânico Total	30
CAPÍTULO IV - RESULTADOS E DISCUSSÃO	31
IV.1 CARACTERIZAÇÃO DOS RESÍDUOS ALIMENTARES	31
IV.2 PRODUÇÃO DO BIOGÁS no biorreator	32
IV.3 PRODUÇÃO DO BIOGÁS nos frascos de penicilina	36
IV.4 COMPARAÇÃO ENTRE PRODUÇÃO DE BIOGÁS NO BIORREATOR E NOS FRASCOS DE PENICILINA	40
CAPÍTULO V – CONCLUSÕES E SUGESTÕES	42

V.1 CONCLUSÕES	42
V.2 SUGESTÕES	42
<i>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</i>	43

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 2.1: Composição típica do gás de aterros de resíduos sólidos urbanos (Modificado de EMCON, 1998, apud Qian <i>et al.</i>, 2002).....	17
Tabela 2.2: Comparação entre biogás e outros combustíveis (Barrera, 1993; Fundação, 1982).....	19
Tabela 3.1: Condições do processo de digestão anaeróbia.....	28
Tabela 3.2: Condições dos frascos de penicilina.....	29
Tabela 3.3: Parâmetros e métodos utilizados neste trabalho.....	30
Tabela 4.1: Caracterização inicial dos Resíduos Alimentares.....	31
Tabela 4.2: Percentual dos Gases contidos no Biogás.....	33
Tabela 4.3: Comparação entre as corridas em frasco de penicilina	38
Tabela 4.4: Comparação entre biodigestão nas mesmas condições.....	40
Tabela 4.5: Dados iniciais e finais da Corrida 3.....	41

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1: Gráfico da Composição percentual de restos alimentares na composição dos resíduos sólidos municipais em diferentes regiões do mundo (IPCC, 2006).....	6
Figura 2.2: Conversão biológica em sistemas anaeróbios (CHERNICHARO, 1997).....	8
Figura 2.3: Geração de gases, em um aterro de RSU, com o tempo (modificado de UKDOE, 1993, apud Qian <i>et al.</i>, 2002).....	17
Figura 2.4: Biodigestor caseiro baseado em um tanque inclinado, e uma bolsa polimérica para coleta dos gases (Forst, 2002).....	20
Figura 2.5: Biodigestor em escala piloto para tratamento dos resíduos alimentares em Stutgard, Alemanha (Akira, 2012).....	21
Figura 2.6: Biodigestor de resíduos alimentares em escala industrial (Cuba, 2009).....	21
Figura 2.7: Diagrama da digestão acelerada com baixos sólidos (Verma, 2002).....	24
Figura 3.1: Montagem dos frascos de penicilina para análise preliminar da produção de gases	26
Figura 3.2: Biorreator utilização para a digestão anaeróbia de resíduos alimentares.....	27
Figura 4.1: Qualidade do Biogás produzido pelas corridas 1 e 2.....	34
Figura 4.2: Qualidade do Biogás produzido pelas corridas 2 e 3.....	35
Figura 4.3: Componentes do Biogás produzido pela Biodigestão de resíduos alimentares.....	36
Figura 4.4: Acompanhamento do volume de Biogás produzido nos fracos de penicilina.....	37
Figura 4.5: Cromatografia gasosa de um dos frascos de penicilina.....	39

NOMECLATURA

AGV	Ácidos Graxos Volateis	mgH _{AC} /L
AL	Alcalinidade	mg _{CaCO3} /L
AS	Biodigestor de Alto Sólidos	%COV
AV	Ácidos Voláteis	mgH _{AC} /L
BS	Biodigestor de Baixo Sólidos	%COV
C/N	Razão entre Teor de Carbono e Nitrogênio	Adm.
CG	Espectrofotômetro de Cromatografia Gasosa	
COT	Carbono Orgânico Total	%
COV	Carga Orgânica Volumétrica	Kg _{DBO} /m ³ .d
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio	mg _{O2} /L
DQO	Demanda Química de Oxigênio	mg _{O2} /L
MS	Biodigestor de Médio Sólidos	%COV
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos	
ST	Sólidos Totais	%
SV	Sólidos Voláteis	%ST
TCD	Detector de Condutividade Térmica	

CAPÍTULO I - INTRODUÇÃO E OBJETIVOS

I.1 INTRODUÇÃO

A gestão de resíduos sólidos no Brasil ainda encontra diversos obstáculos, principalmente nos grandes centros urbanos. Segundo a Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE), o Brasil produziu quase 62 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos (RSU) em 2011, o que significa uma média de 382 kg de lixo por ano para cada brasileiro (geração per capita aproximada de 1,0 kg/hab.dia). Além disso, 61% dos municípios brasileiros ainda fazem uso de unidades de destinação inadequada de resíduos, encaminhando-os para aterros, que pouco se diferenciam dos lixões, uma vez que não possuem o conjunto de sistemas e medidas necessários para proteção do meio ambiente contra danos e degradações (ABRELPE, 2011).

No Brasil, os resíduos sólidos urbanos possuem, em média, 50% de matéria orgânica total (CASSINI, 2003). A disposição da fração orgânica dos resíduos urbanos reduz a vida útil dos aterros sanitários que deveriam ser ocupados apenas pelos resíduos que não têm condições de serem reciclados ou reaproveitados e, quando dispostos inadequadamente em lixões, causam problemas de saúde pública como: a proliferação de vetores transmissores de doenças (moscas, ratos, etc.); a geração de maus odores; a poluição do solo; das águas superficiais e subterrâneas; e do ar (JARDIM, 1995).

O termo “resíduos alimentares” está relacionado aos resíduos orgânicos provenientes do preparo da alimentação humana, seja nas residências ou em qualquer outro tipo de estabelecimento. Esses resíduos são largamente encontrados nos resíduos sólidos domiciliares, em proporções de até 65% dos orgânicos totais (VIANA *et al.*, 2006).

A Política Nacional de Resíduos Sólidos – Lei nº12.305/2010 que, dentre outras medidas, proíbe a criação de “lixões” onde os resíduos são lançados a

céu aberto, estabelece que todas as prefeituras deverão apresentar um plano de gerenciamento dos resíduos gerados no município e, ressalta também, que nos aterros sanitários só poderão ser depositados os resíduos sem qualquer possibilidade de reaproveitamento ou compostagem. Essas medidas acabam por exigir uma política diferenciada dos municípios em relação aos seus resíduos gerados e sua respectiva disposição final. Sendo assim, no Brasil, é necessária a adoção imediata de um sistema integrado e sustentável de gestão de resíduos sólidos, para fazer frente ao crescimento na geração do mesmo e garantir um destino adequado à totalidade destes resíduos.

No processo de digestão anaeróbia, a matéria orgânica gera o biogás como produto, que apresenta um considerável percentual de gás metano em sua composição e material bioestabilizado. Esse material estabilizado, também é conhecido como composto digerido ou lodo residual (HENRIQUES, 2004). O biogás produzido pode ser utilizado em diversas aplicações como substituto do gás natural. As aplicações mais comuns são para aquecimento e geração de energia elétrica. Além disso, há um interesse cada vez maior na aplicação do mesmo como gás veicular e na sua injeção na rede de gás natural.

O alto poder calorífico do biogás está relacionado à presença do metano (CH_4) em sua composição. O metano puro é um gás que possui um poder calorífico de 9000 kcal/m^3 e, devido à sua presença no biogás, faz com que o mesmo tenha um poder calorífico na faixa entre 5000 e 7000 kcal/m^3 . O biogás pode trazer benefícios locais, estimulando a adoção de práticas de engenharia que maximizarão a geração e coleta do mesmo, reduzindo os riscos de sua liberação para o meio ambiente.

Em aterros sanitários, a degradação dos compostos orgânicos gera um biogás com cerca de 45 – 50% de gás metano em sua composição (QIAN *et al.*, 2002), que muitas vezes não é recolhido adequadamente se tornando um grande problema ambiental. O metano possui um potencial de aquecimento de atmosfera vinte e uma vezes maior do que o dióxido de carbono (IPCC, 2006), sendo o segundo (em maior %) liberado na combustão de resíduos. Sendo assim, além da geração do biogás, é extremamente importante que haja uma destinação

adequada do mesmo para que este não retorne à atmosfera como um gás causador do efeito estufa.

Uma alternativa interessante que vem sendo aplicada em estudos recentes é o uso da tecnologia da digestão anaeróbia em resíduos alimentares. Alguns resultados chegam a reportar teores de 60 – 70% de metano na composição do biogás produzido no processo (ZHANG *et al.*, 2007; EL-MASHAD *et al.*, 2010). A aplicação dessa tecnologia como pré-tratamento para os resíduos alimentares antes que os mesmos sigam para a disposição final está em sintonia com a Política Nacional de Resíduos Sólidos e, além disso, pode contribuir consideravelmente para a mitigação das emissões de Gases do Efeito Estufa (GEE) e para o aproveitamento do metano gerado como fonte de energia.

Segundo Embrapa (2006), no ano de 2006 a população brasileira destinou 26,3 milhões de toneladas de alimentos ao lixo. Isso mostra o grande potencial energético na aplicação dessa tecnologia aos resíduos alimentares para a geração de um biogás com alto teor de metano e, conseqüentemente, diminuição na quantidade de produção do mesmo em aterros sanitários, que muitas vezes não possuem o controle adequado para armazenamento e destinação desse gás produzido.

I.2 OBJETIVOS

O presente trabalho tem como objetivo principal avaliar a transformação de resíduo alimentar em biogás pelo processo de digestão anaeróbia:

- 1) Em frascos de penicilina sob pH e Temperatura iniciais diferentes.
- 2) Em biorreator batelada sob diferentes condições iniciais de pH e Temperatura.

Para alcançar o objetivo principal do trabalho, os seguintes objetivos específicos foram desenvolvidos:

- ❖ Caracterização do resíduo alimentar proveniente do restaurante universitário da UFRJ campus Fundão.
- ❖ Determinação e monitoramento dos parâmetros operacionais a serem mantidos durante cada experimento realizado (pH e Temperatura).
- ❖ Avaliação periódica da produção de Biogás.
- ❖ Caracterização do resíduo final e do biogás produzidos durante a digestão anaeróbia.

CAPÍTULO II - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

II.1 RESIDUOS ALIMENTARES

De acordo com a ABRELPE (2011) 51,4% dos RSU coletados no Brasil são constituídos de matéria orgânica biodegradável, sendo boa parte dessa matéria orgânica oriunda de resíduos alimentares. No total são 28.544.702 toneladas por ano de matéria orgânica recolhida no Brasil. Ainda segundo ABRELPE (2011), 41,94% desse montante é disposto de forma inadequada, representando um grande problema para a saúde pública e para o meio-ambiente.

O Brasil é o quarto produtor mundial de alimentos, produzindo 25,7% a mais do que necessita para alimentar a sua população (AKATU, 2003). De toda esta riqueza, grande parte é desperdiçada. Segundo dados da Embrapa (2006), 26,3 milhões de toneladas de alimentos ao ano tem o lixo como destino. Só em 2002, desperdiçou-se o equivalente a 39 mil toneladas por dia, quantidade esta suficiente para alimentar 19 milhões de brasileiros, com as três refeições básicas: café da manhã, almoço e jantar (VELLOSO, 2002).

Isso coloca o Brasil entre os países que mais desperdiçam alimentos no mundo. Analisando estes dados de uma forma mais simples, isso significa que uma casa brasileira desperdiça, em média, 20% dos alimentos que compra semanalmente, o que remete a uma perda de US\$ 1 bilhão por ano, ou o suficiente para alimentar 500 mil famílias. Prova deste desperdício financeiro é ressaltada pela 8ª Avaliação de Perdas no Varejo Brasileiro, em 2007, que demonstra que os supermercados perderam 4,48% de seu movimento financeiro, em perecíveis. Além disso, uma estimativa realizada pela Coordenadoria de Abastecimento da Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo indica que perdas na cadeia produtiva dos alimentos equivalem a 1,4% do PIB – Produto Interno Bruto. Esses dados demonstram que a geração de resíduos alimentares não ocorre apenas com o preparo das refeições, mas já começa desde o processo de colheita dos alimentos.

Pode-se dizer que resíduos alimentares incluem restos de comida descartados e sobras do preparo dos alimentos gerados por residências, estabelecimentos comerciais como restaurantes, instituições como refeitórios de colégios e fontes industriais como lanchonetes de fábricas, além dos resíduos gerados na etapa de colheita, produção e comercialização dos próprios alimentos. O conteúdo destes resíduos tem uma grande variação de acordo com a fonte onde são gerados. Algumas características citadas na literatura indicam: conteúdo de umidade entre 74-90%; razão entre sólidos voláteis e sólidos totais (SV/ST) entre 80-97%; e razão entre carbono e nitrogênio (C/N) na faixa de 14,7-36,4. Devido ao alto conteúdo de água nos resíduos alimentares, bioconversões como a digestão anaeróbia, são mais adequadas para seu tratamento, frente a outras tecnologias de conversão termoquímica como combustão e gaseificação (ZHANG *et al.*, 2007).

Em todo o mundo os resíduos alimentares representam um grande problema, devido ao seu pouco aproveitamento e grande volume. Na Figura 2.1 é possível observar a porcentagem de resíduos alimentares na composição dos resíduos sólidos municipais em diferentes regiões do globo.

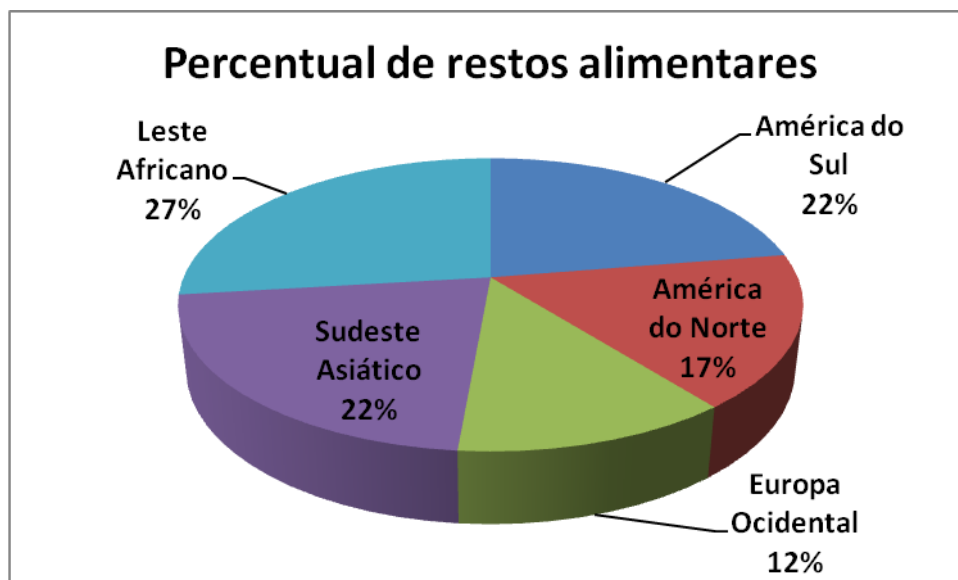


Figura 2.1: Gráfico da Composição percentual de restos alimentares na composição dos resíduos sólidos municipais em diferentes regiões do mundo (IPCC, 2006)

Nas diversas regiões do mundo, em geral, assim como no continente americano, se observa uma menor proporção de restos de alimentos na composição do lixo de

idades com maiores níveis de urbanização, industrialização e renda per capita, e vice-versa, como era de se esperar (ZANETTE, 2009).

Muitas técnicas, tais como uso em ração animal (KELLEY e WALKER, 1999), compostagem (MANIOS, 2004) e digestão anaeróbia (LINKE, 2006), vem sendo sugeridas e desenvolvidas para o tratamento de resíduos alimentares, reduzindo dessa forma sua disposição inadequada em aterros.

Em particular, a digestão anaeróbia representa uma alternativa atrativa, pois produz gás metano, que pode ser utilizado como uma fonte renovável de energia (KIM *et al.*, 2008). Em países com pouca área geográfica como o Japão, o método mais empregado para tratamento destes resíduos é a incineração, pois estes países não possuem grandes áreas de terra que possam transformar em aterros. Porém, como os resíduos alimentares têm em torno de 80% de água, é necessário combustível extra para tratar esses resíduos por incineração direta (SAWAYAMA *et al.*, 1997 *apud* IZUMI *et al.*, 2010; ZHANG *et al.*, 2005 *apud* IZUMI *et al.*, 2010).

Embora mais de 20% do lixo coletado ainda seja disposto em lixões, os aterros sanitários e os aterros controlados constituem o principal destino do lixo coletado no Brasil. Nos aterros sanitários, o potencial de geração de metano pode ser estimado com base na quantidade e composição dos resíduos dispostos nos aterros e das práticas de manejo nos locais de disposição. Sendo assim, o biogás pode ser gerado e aproveitado tanto em aterros, onde já existem grandes quantidades de matéria orgânica depositada, quanto em biodigestores, que permitem reduzir a carga de resíduos alimentares sendo dispostos nos aterros. De forma geral, a matéria orgânica biodegradável presente nos RSU representa um grande potencial para a geração de energia renovável, podendo vir a contribuir com até 20% de toda a energia consumida mundialmente em 2020 (NAYONO *et al.*, 2010)

II.2 DIGESTÃO ANAERÓBIA

Denomina-se tratamento anaeróbio qualquer processo de digestão que resulte na transformação da matéria orgânica biodegradável, na ausência de oxidante externo, com produção de metano e dióxido de carbono, deixando na

solução aquosa subprodutos como amônia, sulfetos e fosfatos. O biogás resultante do processo pode ser utilizado como combustível para geração de calor e eletricidade. O material residual pode ser usado como fertilizante e como condicionador de solos (CHEN *et al*, 2010).

Em efluentes líquidos, com matéria orgânica solúvel, a maior parte do material orgânico biodegradável é convertida em biogás (70 a 90%) nos processos anaeróbios. Uma pequena parcela do material orgânico é convertida em biomassa microbiana (5 a 15%), vindo a se constituir no lodo excedente do sistema. O material não convertido em biogás ou em biomassa deixa o reator como material não degradado (10 a 30%), conforme pode ser observado na Figura 1 (CHERNICHARO, 1997).

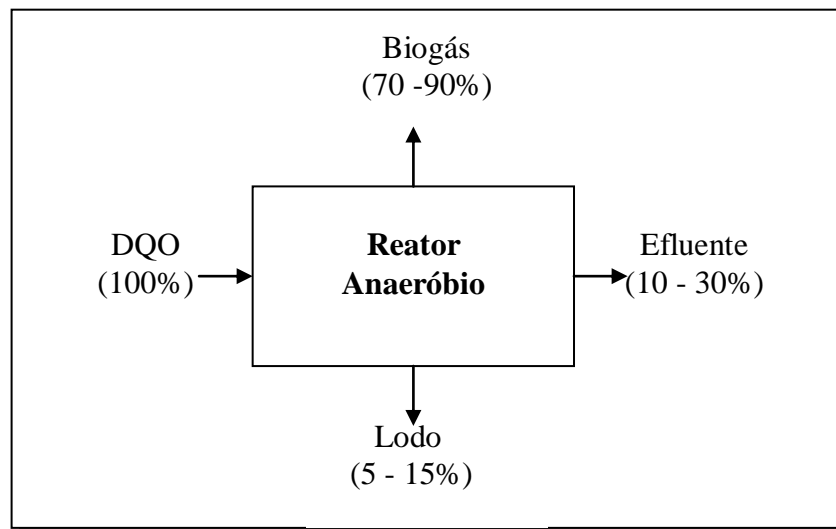


Figura 2.2: Conversão biológica em sistemas anaeróbios Fonte: CHERNICHARO, 1997.

Para os resíduos sólidos, há uma grande dificuldade em se atingir essa biodegradabilidade devido à estruturação lignocelulósica da matéria-prima (no caso de alto teor de vegetais) e sua composição química não homogênea (RIZK, 2009). Sendo assim, a hidrólise dessa matéria orgânica complexa em compostos solúveis passa a ser a etapa mais lenta e, portanto, limitante do processo (TORRES e LLORÉNS, 2008).

O processo de digestão é desenvolvido por uma sequência de ações realizadas por uma gama muito grande e variável de bactérias, na qual se podem

distinguir quatro fases subsequentes: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994). Tem-se, então, uma cadeia sucessiva de reações bioquímicas, onde inicialmente acontece a hidrólise ou quebra das moléculas de proteínas, lipídios e carboidratos até a formação dos produtos finais, essencialmente gás metano e dióxido de carbono.

II.2.1 Hidrólise

Neste processo o material orgânico particulado é convertido em compostos dissolvidos de menor massa molecular. O processo requer a interferência das chamadas exo-enzimas que são excretadas pelas bactérias fermentativas. As proteínas degradam-se pela ação de proteases liberando aminoácidos livres; os carboidratos transformam-se em açúcares solúveis (mono e dissacarídeos) e lipídios são convertidos em ácidos graxos de cadeia longa de C (C₁₅ a C₁₇) e glicerina. Em particular, a taxa de conversão de lipídios abaixo de 20°C torna-se muito baixa.

II.2.2 Acidogênese

Os compostos dissolvidos, gerados no processo de hidrólise ou liquefação, são absorvidos nas células das bactérias fermentativas e, após a acidogênese, excretado como substâncias orgânicas simples como ácidos graxos voláteis (AGV), alcoóis, ácido lático e compostos minerais (CO₂, H₂, NH₃, H₂S, etc.). A fermentação acidogênica é realizada por um grupo diversificado de bactérias, das quais a maioria são facultativas. Estas são importantes nos sistemas de tratamento anaeróbio porque o oxigênio dissolvido eventualmente presente poderia se tornar uma substância tóxica para os microorganismos estritamente anaeróbios.

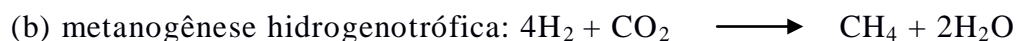
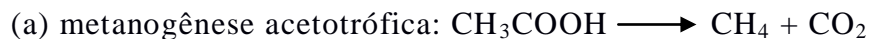
II.2.3 Acetogênese

A acetogênese é a conversão dos produtos da acidogênese em compostos que formam os substratos para a produção de metano: acetato, hidrogênio e dióxido de carbono. Durante a formação dos ácidos acético e propiônico, uma

grande quantidade de hidrogênio é formada, fazendo com que o valor do pH no meio aquoso decresça. O hidrogênio produzido no meio é consumido de duas maneiras: i) pelas arqueias metanogênicas, como substrato para produção de metano; e ii) formação de ácido acético através da reação do hidrogênio com dióxido de carbono pelas bactérias homoacetogênicas. Pelo menos 50% da DQO biodegradável é convertida em propionato e butirato, que são decompostos em acetato e hidrogênio pelas bactérias acetogênicas. De todos os produtos metabolizados pelas bactérias acidogênicas apenas H₂ e CO₂ podem ser utilizados diretamente pelas arqueias metanogênicas.

II.2.4 Metanogênese

A metanogênese, em geral, é o passo que limita a velocidade do processo de digestão como um todo, embora a temperaturas abaixo dos 20°C a hidrólise possa se tornar também limitante (GUJER e ZEHNDER, 1983). Metano é produzido pelas arqueias acetotróficas a partir da redução de ácido acético ou pelas arqueias hidrogenotróficas a partir da redução de dióxido de carbono. Têm-se as seguintes reações catabólicas:



As arqueias que produzem metano a partir de hidrogênio crescem mais rapidamente que aquelas que usam ácido acético, de modo que as metanogênicas acetotróficas geralmente têm uma taxa de transformação de material orgânico complexo para biogás limitada.

Os diferentes grupos de microorganismos que transformam o material orgânico afluente têm, todos, atividades catabólicas e anabólicas. Desse modo, paralelo à liberação de diferentes produtos de fermentação, há a formação de novas células, dando origem a quatro populações bacterianas no digestor anaeróbio. Por conveniência, muitas vezes os três primeiros processos juntos são chamados de fermentação ácida, que deve ser completada com a fermentação metanogênica.

De acordo com (RIZK, 2009), dentre as principais vantagens da aplicação dessa tecnologia a resíduos sólidos urbanos pode-se citar:

- Rápido tratamento de resíduos;
- Produção de energia renovável;
- Produção de um biofertilizante;
- Diminuição da quantidade de resíduos disposta em aterro sanitário, com o consequente aumento da vida útil dos aterros;
- Redução do volume de resíduos após o tratamento;
- Redução das quantidades de CO₂ e CH₄ emitidas na atmosfera;
- Possibilidade de um aumento na economia local gerado pela comercialização de adubo orgânico e energia proveniente do biogás (gás, eletricidade e calor).

II.2.5 Atividade microbiana presente no digestor

A variação na diversidade microbiana pode ser importante na estabilidade do biorreator. Segundo Walker (1995), a flexibilidade metabólica de um biorreator está diretamente relacionada com a diversidade e a estrutura da comunidade microbiana. A flexibilidade metabólica é um recurso que o biorreator possui contra flutuações nas concentrações e composições de águas residuárias. Provavelmente, nos biorreatores anaeróbios, é na diversidade dos microorganismos de menor densidade populacional, aparentemente sem importância funcional, que se encontra a flexibilidade metabólica que previne potenciais perturbações no sistema (CHINALIA *et al.*, 2004).

Dentre as 4 etapas do processo de metabolização da matéria orgânica em biogás, uma diversidade muito ampla de microorganismos anaeróbios e facultativos está presente contribuindo para as reações presentes em cada uma das etapas. Porém, é interessante citar a importância das arqueias metanogênicas (acetoclásticas e hidrogenotróficas). As metanogênicas acetoclásticas são normalmente os microorganismos predominantes na digestão anaeróbia, responsáveis por cerca de 60 a 70% de toda a produção de metano, a partir do grupo metil do ácido acético. Ao contrário das acetoclásticas, praticamente todas as espécies conhecidas de metanogênicas hidrogenotróficas são capazes de produzir metano a partir de hidrogênio

e dióxido de carbono. Tanto as metanogênicas acetoclásticas quanto as hidrogenotróficas são muito importantes na manutenção do curso da digestão anaeróbia, uma vez que as últimas são responsáveis pela função essencial de consumir hidrogênio produzido nas fases anteriores. Com isso, é propiciado o abaixamento da pressão parcial de hidrogênio no meio, tornando possíveis as reações de produção das bactérias acidogênicas e acetogênicas (CHERNICHARO, 1997).

II.3 FATORES QUE INFLUENCIAM A DIGESTÃO ANAERÓBIA

De acordo com Rizk (2009), os principais fatores que podem afetar a digestão anaeróbia são: pH, temperatura, concentração de ácidos graxos voláteis (AV), alcalinidade (AL), nutrientes e toxicidade. Além destes pode-se citar também, em alguns casos: tempo de retenção hidráulico, agitação ou mistura do meio, carga orgânica e concentração elevada de nitrogênio no meio.

II.3.1 pH

Por se tratar de um consórcio de microorganismos, cada tipo possui seu pH ótimo de atuação. No caso das arqueias metanogênicas, essa faixa se situa entre 6,5 e 7,2. Já as fermentativas ácidas, por serem menos sensíveis, podem sobreviver a um pH na faixa entre 4,0 e 8,5 (APPELS *et al.*, 2008).

O ajuste de pH do meio pode ser feito com adição de alguns agentes químicos. Os mais utilizados são: hidróxido de sódio (NaOH), bicarbonato de sódio (NaHCO₃) e bicarbonato de potássio (KHCO₃) (STROOT *et al.*, 2001). Devido à toxicidade de alguns sais inorgânicos para certos microorganismos presentes na biodigestão, pode haver a necessidade do uso de um agente neutralizador dessa acidez no biodigestor. Segundo Nogueira (1986), os íons de cálcio são menos solúveis que os de sódio e, quando precipitam, deixam de ser tóxicos.

O principal objetivo do controle do pH é garantir que este esteja na faixa ótima de atuação das arqueias metanogênicas. Com isso, elimina-se o risco das mesmas serem inibidas pelo pH e evitam-se falhas no processo de biodigestão. De acordo com

Chernicharo (1997), valores de pH fora da faixa entre 6,0 e 8,3 podem inibir completamente as arqueias metanogênicas.

II.3.2 Acidez volátil e Alcalinidade Total

A alcalinidade total no início do processo de biodigestão se deve à produção, pelos resíduos orgânicos, de baixa alcalinidade devida à bicarbonato e elevada devido aos ácidos voláteis. De acordo com LEITE *et al.* (2003), a medida que o processo entra em equilíbrio dinâmico, a alcalinidade bicarbonato passa a ser mais representativa quantitativamente.

Segundo Chernicharo (1997), uma pequena redução no pH implica em um elevado consumo da alcalinidade do meio, o que acaba por diminuir sua capacidade de tamponamento, ou seja, sua capacidade de evitar mudanças no pH.

Ainda segundo LEITE *et al.* (2003), os ácidos voláteis em concentrações em torno de $2000 \text{ mgH}_{\text{AC}}\cdot\text{L}^{-1}$ são tóxicos para as arqueias produtoras de metano. Esses ácidos voláteis vêm da solubilização do material particulado e passam a ser substrato para certas bactérias responsáveis por estabilizar o material orgânico.

II.3.3 Concentração elevada de nitrogênio

Nitrogênio é um nutriente essencial para a proliferação dos microorganismos, porém em excesso este nutriente pode acarretar sérios problemas. O conteúdo de proteína nos resíduos alimentares gera altas concentrações de nitrogênio tipicamente durante a hidrólise, o que pode levar uma concentração elevada de amônia e íons amônio no digestor. A distribuição das duas espécies e a sua toxicidade relativa variam com o pH, com a forma mais tóxica dominando em pH mais elevado. Estudos na literatura relatam inibição por nitrogênio ocorrendo a partir de concentrações entre 650-4000 mg/L (MATA-ALVAREZ, 2003 *apud* BANKS *et al.*, 2011; HARTMANN e AHRING, 2005 *apud* BANKS *et al.*, 2011; ANGELIDAKI *et al.*, 2005 *apud* BANKS *et al.*, 2011; EL HADJ *et al.*, 2009 *apud* BANKS *et al.*, 2011), demonstrando que os

efeitos inibitórios dependem do consórcio microbiano, do tipo de resíduo e das condições de processo no digestor (BANKS *et al.*, 2011).

II.3.4 Temperatura

A temperatura pode afetar os processos biológicos de diferentes maneiras. Segundo Campos (1999) a mudança na mesma pode gerar mudanças na velocidade do metabolismo das bactérias, na solubilidade dos substratos e no equilíbrio iônico. A biodigestão anaeróbia pode ocorrer nas seguintes faixas de temperatura: termofílica (45-60°C), mesofílica (20-45°C) e psicofílica (abaixo de 20°C). De acordo com Kashvap *et al.* (2003), o metano pode ser formado na faixa de temperatura entre (0-97°C). Temperaturas elevadas podem aumentar a fração de amônia livre, que é um inibidor para certos microorganismos. É importante no controle da temperatura, seja ela qual for, manter sua estabilidade durante o processo (APPELS *et al.*, 2008).

II.3.5 Nutrientes

Como citado anteriormente, o Nitrogênio é necessário aos organismos vivos na síntese de proteínas. Contudo, a presença do mesmo deve estar proporcionalmente relacionada à quantidade de carbono no meio para que este seja totalmente consumido pelas bactérias. Autores citam como relação adequada para o processo valores entre 20:1 e 60:1 de razão C/N para que não ocorram efeitos inibitórios (GHASIMI *et al.*, 2009).

O Fósforo também é necessário às bactérias. Uma quantidade excessiva desse nutriente não gera grandes modificações no processo. No entanto, sua ausência pode inibir o processo de digestão anaeróbia.

O enxofre, apesar de ser um nutriente básico às bactérias, é necessário em menores quantidades. O alto teor de enxofre leva ao crescimento de bactérias redutoras de sulfato, que converterão os sais de enxofre em sulfeto de hidrogênio (NOGUEIRA, 1986).

Segundo Campos (1999), os principais micronutrientes requeridos pelas bactérias são: ferro, níquel, zinco e cobalto.

II.3.6 Toxicidade

De acordo com Nogueira (1986), a intoxicação dos sistemas biológicos se dá, frequentemente, pelos próprios elementos necessários à sua sobrevivência, que estão em excesso e acabam inibindo o processo. Diversos compostos orgânicos e inorgânicos podem aumentar a toxicidade ou inibir a biodigestão. Segundo Chernicharo (1997), geralmente, os compostos que apresentam toxicidade são os cátions de sais (Na^+ , NH_4^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}), a amônia, os sulfetos e os metais pesados (cromo, níquel, zinco, cobre, arsênio, etc).

A sensibilidade da biodigestão à cargas tóxicas depende do tempo de retenção celular, ou seja, da idade do lodo. Segundo Campos (1999), quanto maior o tempo de retenção celular, maior é a capacidade de assimilação de cargas tóxicas pelo reator.

II.3.7 Conteúdo de Sólidos Total (ST)/Carga Orgânica Volumétrica (COV)

São considerados sistemas de digestão de baixo sólido (BS) os que contêm menos de 10% de ST, médio sólido (MS) cerca de 15-20% e alto sólido (AS) processos na faixa de 22% a 40%. Um aumento nos ST no reator resulta em uma queda correspondente no volume do reator. Carga Orgânica Volumétrica (COV) é a medida da capacidade de conversão biológica do sistema de digestão anaeróbia. Uma carga além da capacidade suportada de COV pelo reator resulta em baixa produção de biogás, devido ao acúmulo de substâncias inibidoras tais como ácidos graxos no digestor. Neste caso, a taxa de alimentação do sistema deve ser reduzida. COV é particularmente um importante parâmetro de controle para sistemas contínuos. Muitas plantas reportaram falha no sistema devido à sobrecarga. A COV é duas vezes maior em AS em comparação a BS (VERMA, 2002; VERSTRAETE, 2002).

II.3.8 Agitação ou mistura do meio

O propósito de mistura no digestor é misturar o material fresco com o digerido contendo microorganismos. Além do mais, misturar previne a formação de espuma e evita gradientes de temperatura dentro do digestor. No entanto, a mistura excessiva pode destruir os microorganismos, então a mistura lenta é preferível. O tipo de equipamento e a quantidade a ser misturada variam com o tipo de reator e o total de sólidos dentro do reator.

II.3.9 Tempo de Retenção

O tempo de retenção requerido para a completa reação varia com as tecnologias, temperatura do processo e composição dos resíduos. O tempo de retenção para resíduos tratados em digestores mesofílicos varia de 10 a 40 dias. Tempos de retenção menores são requeridos para digestores que operam com sistemas termofílicos. Um reator de alto sólido operando com sistema termofílico tem um tempo de retenção de 14 dias. (VERMA, 2002).

II.4 BIOGÁS

Produto do metabolismo das arqueias metanogênicas, o biogás é composto, principalmente, por gás Carbônico (CO_2) e Metano (CH_4), embora apresente traços de Nitrogênio (N_2), Hidrogênio (H_2) e gás Sulfídrico (H_2S). Ele se forma através da decomposição de matéria orgânica (biomassa) em condições anaeróbias.

Devido a maior parte dos estudos descritos na literatura serem a respeito da geração de biogás em aterros, torna-se relevante citar como ocorre esse processo. O biogás gerado em lixões e aterros sem controle contribui para o aumento da poluição atmosférica, porém quando capturado e canalizado em aterros sanitários torna-se uma fonte renovável de energia. Na Tabela 2.1 pode-se observar a constituição dos gases gerados nos aterros de resíduos sólidos urbanos (RSU) (Tarazona, 2010).

Tabela 2.1: Composição típica do gás produzido em aterros de resíduos sólidos urbanos (Modificado de EMCON, 1998, apud QIAN *et al.*, 2002)

Componente	%
Metano (CH ₄)	45 – 58
Dióxido de Carbono (CO ₂)	35 – 45
Nitrogênio (N ₂)	1 – 20
Oxigênio (O ₂)	1 – 5
Hidrogênio (H ₂)	1 – 5
Vapor d'água	1 – 5
Gás Sulfídrico e Outros gases	1 – 3

A reação química geral de decomposição anaeróbia da matéria orgânica dos RSU é apresentada nas Reações 1 e 2. Pode-se observar que a reação requer a presença de água, sendo assim, caso as condições hidrológicas no local dos aterros sejam afetadas significativamente, a velocidade e a taxa de produção do gás também serão afetadas (TCHOBANOGLOUS *et al.*, 1994). Segundo Qian *et al.* (2002), a geração do biogás em aterros se dá em cinco fases, como apresentado na Figura 2.3.

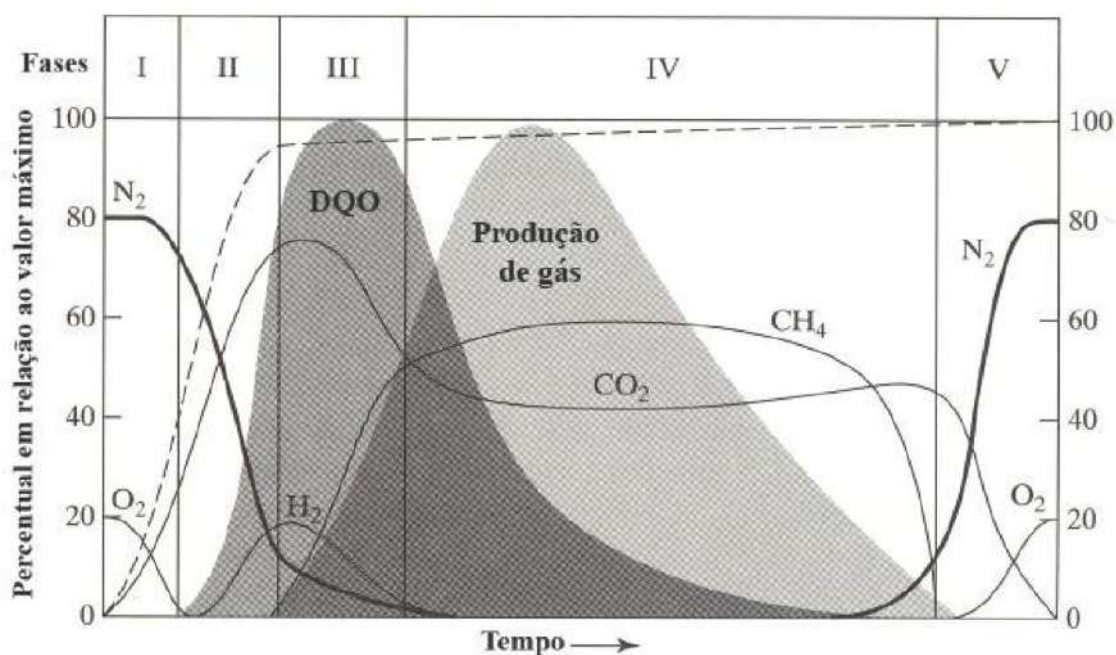
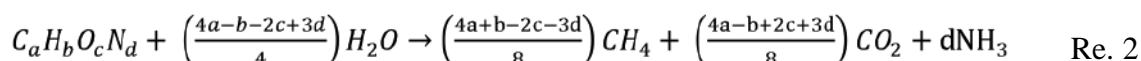
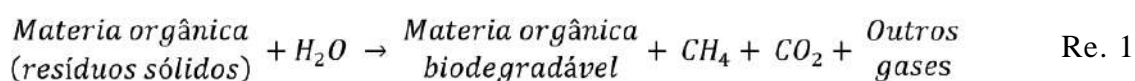


Figura 2.3: Geração de gases, em um aterro de RSU, com o tempo (modificado de UKDOE, 1993, apud QIAN *et al.*, 2002).

Na Figura 2.3 pode ser observada na Fase I, uma decomposição aeróbia, com diminuição de O_2 no meio. Na Fase II, uma transição da decomposição aeróbia e a geração de ácidos, ocorrendo a formação de ácidos graxos livres, estando na sua máxima produção e iniciando a produção de CH_4 . Na Fase III, decomposição anaeróbia, as concentrações de CH_4 e CO_2 se estabilizam e não tem presença de N_2 . Na Fase IV, decomposição anaeróbia, as concentrações de CH_4 e CO_2 começam a reduzir-se e um pouco de N_2 (ar) retorna ao sistema. Finalmente, na Fase V, transição para a estabilização, o gás é primordialmente ar e toda a decomposição anaeróbia é completada.

Dentre os gases de menor concentração, estão alguns gases inertes e compostos sulfurosos. Normalmente 100 – 200 m^3 de biogás são produzidos por tonelada de resíduo orgânico digerido (VERMA, 2002). A utilização do gás como insumo para a obtenção de energia elétrica é a sua principal aplicação. No entanto, existem outras alternativas que devem ser avaliadas. Neste item estarão algumas dessas opções para o emprego do biogás que não a sua conversão em energia elétrica. Destaca-se (a) a sua utilização em fornos, (b) quando purificado pode ser canalizado e usado como gás natural (basicamente metano), pode ainda ser (c) utilizado em veículos e em (d) célula combustível (HENRIQUES, 2004). O metano, principal componente do biogás, é um gás incolor, inodoro, altamente combustível. Sua combustão apresenta uma chama azul-lilás e, às vezes, com pequenas manchas vermelhas. É a percentagem de metano que confere ao biogás um alto poder calorífico, o qual varia de 5.000 a 7.000 kcal por metro cúbico, e que, submetido a um alto índice de purificação, pode apresentar um índice de até 12.000 kcal por metro cúbico. Torna-se interessante comparar a capacidade calorífica do biogás com outras fontes energéticas encontradas na natureza. A Tabela 2.2 fornece dados comparativos entre o biogás e outras fontes combustíveis.

Tabela 2.2: Comparação entre biogás e outros combustíveis (BARRERA, 1993; FUNDAÇÃO, 1982)

Combustíveis	1m ³ de biogás equivale a
Gasolina	0,321 – 0,613 litros
Querosene	0,342 – 0,579 litros
Óleo diesel	0,358 – 0,553 litros
Gás de cozinha (GLP)	0,396 – 0,454
Lenha	1,450 – 1,539 kg
Álcool hidratado	0,790 litros
Eletricidade	1,428 kW

Além do biogás, a digestão anaeróbia de resíduos orgânicos também pode gerar hidrogênio, em condições especiais, outro gás com ampla aplicação como combustível e gás de síntese química (SHIN e YOUN, 2005). A acidificação anaeróbia de resíduos orgânicos produz vários ácidos orgânicos, H₂, CO₂, e outros intermediários. Microorganismos fermentativos como *Clostridium sp.* e *Thermoanaerobacterium sp.* são capazes de produzir hidrogênio a partir de carboidratos (LAY, 2000; UENO *et al.*, 2001; ZHANG *et al.*, 2003). Durante a digestão anaeróbia, arqueias metanogênicas e bactérias redutoras de sulfato consomem o hidrogênio produzido pela acidogênese, contribuindo negativamente para a produção de biohidrogênio (MIZUNO *et al.*, 2000). Dessa forma, para promover uma geração maior de hidrogênio, os biodigestores devem ser operados em condições inibitórias para os microorganismos consumidores de hidrogênio, como tempo de retenção hidráulica curto e pH baixo (HORIUCHI *et al.*, 2002; YU *et al.*, 2002). Alguns autores reportam que a produção de hidrogênio pode ser mais favorecida em condições termofílicas (YU *et al.*, 2002; ZHANG *et al.*, 2003), que também podem ser inibitórias para as arqueias metanogênicas (UENO *et al.*, 1996).

II.5 BIODIGESTORES

Não foi encontrada na literatura uma norma internacional para o projeto de biodigestores para a produção de biogás. O biodigestor pode ser descrito

como basicamente um recipiente vedado com no mínimo três aberturas. Uma para a entrada dos resíduos no reator, uma saída para o composto digerido (no caso de reatores que não sejam em batelada) e uma saída para os gases formados. Os gases podem ser armazenados em sacos dilatantes, feitos de fibras poliméricas ou estocados em um reservatório com o auxílio de um compressor, antes de serem distribuídos para utilização. Na Figura 2.4 está um tipo de biodigestor caseiro, na Figura 2.5 um biodigestor em escala piloto e na Figura 2.6 um biodigestor de escala industrial.



Figura 2.4: Biodigestor caseiro baseado em um tanque inclinado, e uma bolsa polimérica para coleta dos gases (FORST, 2002).



Figura 2.5: Biodigestor em escala piloto para tratamento dos resíduos alimentares em Stutgard, Alemanha (AKIRA, 2012).



Figura 2.6: Biodigestor de resíduos alimentares em escala industrial (CUBA, 2009).

Embora seja importante o projeto do reator, deve-se lembrar que posteriormente haverá muitas implicações nas necessidades das unidades de

processo de pré ou pós-tratamento. O pré-tratamento poderá incluir separação magnética, pulverizada em um tambor ou cortadora, separador, separação por gravidade ou pasteurização. O pós-tratamento envolve uma sequencia típica que contem uma máquina desidratadora, maturação aeróbica ou esquemas mecânicos de separação de úmidos onde muitos produtos podem ser recuperados (HENRIQUES, 2004).

Estas tecnologias propõem que seja feita a separação da parte orgânica, da inorgânica reciclável e dos plásticos e madeiras para, em alguns casos, proporcionar a formação dos briquetes. Estes briquetes podem ser incinerados e devido ao seu alto poder calorífico podem servir de insumos para uma usina termoelétrica. Uma planta que cuida de resíduos sólidos municipais anaerobicamente é vista como um complexo de unidades de processo, onde resíduos são transformados em vários produtos. Uma avaliação apropriada de um determinado reator deve direcionar para a quantidade e qualidade desses produtos, bem como a necessidade de pós e pré-tratamento. Essas considerações são fatores decisivos para eleger a tecnologia a ser utilizada para um projeto atual. Os dois principais parâmetros escolhidos para classificar o projeto do reator são o número de estágios e a concentração de sólidos totais (%ST) no fermentador, porque estes parâmetros têm um grande impacto no custo, desempenho e confiabilidade do processo de digestão (VERSTRAETE, 2002).

O composto digerido com alta umidade gera uma lama no fundo do biodigestor. Essa lama é removida, a água contida é filtrada e recirculada dentro do digestor e a torta que fica retida no filtro é curada aerobicamente, usualmente em pilhas de compostagem, para formar o composto orgânico. O composto produzido é peneirado para retirada de materiais indesejáveis, (tais como cacos de vidro, pedaços de plástico, etc.) e vendido como adubo orgânico (VERSTRAETE, 2002).

II.5.1 Tipos de biodigestores para resíduos sólidos

Os tipos mais comuns de digestores anaeróbios para resíduos sólidos são comparados baseados na performance biológica e técnica e na confiabilidade. Os métodos de digestão usados para tratar resíduos sólidos urbanos anaerobiamente podem ser classificados de acordo com as seguintes categorias (HENRIQUES, 2004):

- a) Batelada
- b) Múltiplo estágio
- c) Estágio simples

O sistema de batelada é o de tecnologia mais simples entre todos os sistemas e também o mais barato. As maiores dificuldades são: a grande área ocupada e a baixa produção de biogás devido à baixa efetividade do processo de filtração, que é canalizado e pode acarretar em entupimento. O sistema em batelada tem grande potencial de aplicação para países em desenvolvimento. (VERSTRAETE 2002).

O sistema de dois estágios é o mais complexo e o mais caro de todos os sistemas. Sua maior vantagem fica na proteção proporcionada pela carga de orgânicos, que é abastecida no primeiro estágio, permitindo uma taxa de alimentação mais constante no segundo estágio metanogênico. Esta é uma vantagem substancial no caso de um substrato cuja degradação é mais limitada pela metanogênese do que pela hidrólise (como por exemplo papel em lixo de cozinha). Estes resíduos, sendo rapidamente acidificados, tendem a inibir a metanogênese no reator de um estágio quando a carga não está adequadamente misturada, protegida ou dosada. Um tipo especial de sistema de dois estágios, projetado com divisões de acúmulo de biomassa no segundo estágio, dispõe de uma ampla resistência a substâncias tóxicas e inibidoras como amônia. A desvantagem deste tipo de dois estágios é que as partículas sólidas precisam ser removidas da alimentação do segundo estágio, o que decresce a produção de biogás (VERSTRAETE, 2002).

De fato, a grande maioria das aplicações industriais usa sistema de um estágio e estes ainda são divididos entre sistemas onde os resíduos são digeridos como recebidos (sistema ‘seco’ ou alto teor de sólidos) e sistemas onde são misturados com água e formam uma mistura com 12% de sólidos denominados ‘úmido’ (ou baixo teor de sólidos). Do ponto de vista financeiro, os projetos ‘seco’ e ‘úmido’ são comparáveis, visto que o projeto ‘seco’ requer um reator de volume muito menor, tratando-se, no entanto, de um equipamento mais caro, enquanto o sistema ‘úmido’, por sua vez usa um reator maior, porém mais barato. Em termos de performance biológica, o projeto ‘seco’ tem apresentado produção confiável para uma alta concentração de biomassa, controlando-se a alimentação e a distribuição espacial interna. O projeto ‘úmido’ pode adquirir confiabilidade similar via diluição de potenciais inibidores com água fresca. Do ponto de vista técnico, no entanto, o sistema ‘seco’ parece mais robusto. As falhas mecânicas frequentes são associadas ao projeto ‘úmido’ devido à areia, pedras, plásticos e madeira (VERMA, 2002). Vale ressaltar também que, quando aquecido, o processo passa a ser chamado de digestão acelerada. Na Figura 2.7 está o esquema de uma digestão acelerada de resíduos sólidos. Esta é chamada de digestão acelerada, pois um sistema de aquecimento promove uma aceleração do metabolismo microbológico.

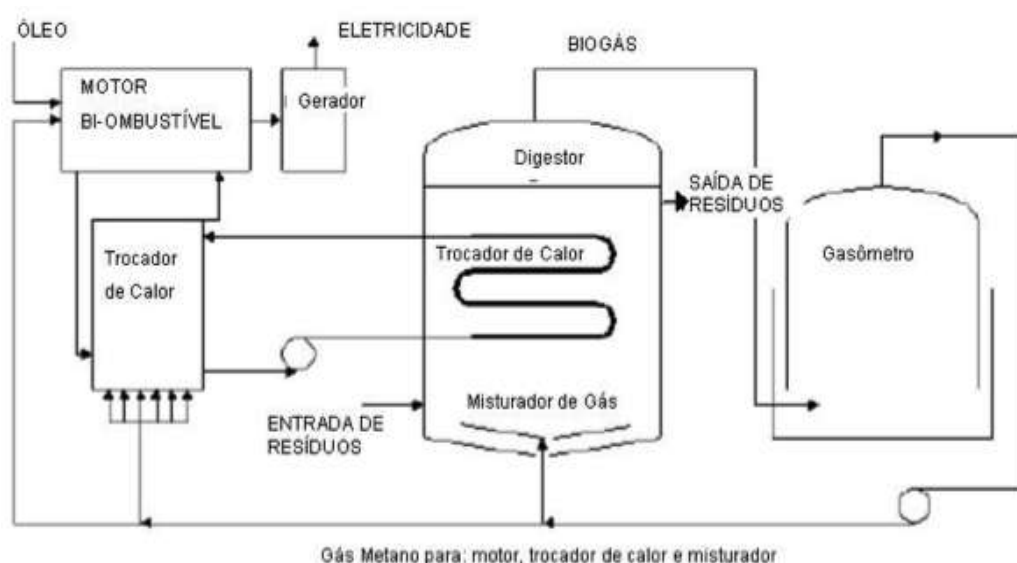


Figura 2.7: Diagrama da digestão acelerada com baixos sólidos (VERMA, 2002).

CAPÍTULO III – METODOLOGIA

III.1 DESCRIÇÃO DO RESÍDUO UTILIZADO

O resíduo alimentar utilizado no presente estudo foi obtido do Restaurante Universitário da Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ) - Campus Fundão. Ao final do horário de almoço e, conseqüentemente, do expediente do restaurante, os resíduos eram coletados e imediatamente transportados até o Laboratório de Tecnologia Ambiental da Escola de Química/UFRJ para que o mesmo fosse caracterizado.

Os parâmetros avaliados no decorrer do trabalho foram: pH, Carbono Orgânico Total (COT), Nitrogênio Total, Umidade, Alcalinidade, Sólidos Totais e Sólidos Voláteis. Após sua caracterização, o resíduo foi mantido à uma temperatura de -10°C até o momento de ser inoculado no biodigestor. Como o experimento necessitou de uma considerável quantidade de resíduos, diversas coletas foram realizadas e, posteriormente, caracterizadas antes que fossem inoculadas no biodigestor.

III.2 LODO UTILIZADO

O inóculo usado no biorreator foi obtido de uma estação de tratamento de efluente de um abatedouro de aves, com altos níveis de gordura. No laboratório foi feito um ensaio demonstrando que este possui uma concentração de 17071 mg/L de ST e 12785 mg/L de SV.

Segundo Rosa (2008), que utilizou o lodo da mesma estação de tratamento, nele são encontrados espécies dos gêneros *Syntrophomonas sp.* (responsável por oxidar ácidos graxos insaturados); *Serratia* (enterobactérias encontradas no trato digestivo de animais de sangue quente, e que produzem proteases); *Methanobacterium* (gênero que faz parte das arqueias metanogênicas hidrogenotróficas que utilizam H₂ e CO₂ como substrato); *Methanosaeta* (gênero de metanogênicas filamentosas que utilizam acetato como substrato); e *Euryarchaeote* .

III.3 PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL

III.3.1 Resíduos

Os resíduos obtidos foram misturados com água (a cada 400 g de resíduo adicionou-se 0,2 L de água) e, posteriormente, triturados em um liquidificador. Essa etapa de adição de água foi necessária para deixar o resíduo menos solidificado e facilitar sua manipulação no biodigestor, bem como a ação das células microbianas sobre os resíduos inoculados.

III.3.2 Ensaio com frascos de penicilina

Os resíduos triturados e misturados com água foram inseridos em frascos de vidro num volume de 0,05 L. A capacidade dos frascos era de 0,1 L. Os frascos eram então selados com tampas plásticas e lacres metálicos. Os lacres possuem uma abertura no topo que permitem a perfuração da tampa por uma agulha ligada a uma mangueira presa a uma válvula ligada a uma seringa, que permitia a coleta dos gases e o registro do volume produzido de gases. Na Figura 3.1 é possível observar como foram montados os frascos para avaliação preliminar da geração de gases.



Figura 3.1: Montagem dos frascos de penicilina para análise preliminar da produção de gases.

III.3.3 Biodigestor

Os ensaios de biodigestão foram realizados em um reator de vidro, que era preenchido com os resíduos de uma única vez. O sistema em batelada foi escolhido pela simplicidade e controle do processo, além dos baixos custos de investimento e operação, o que o torna atraente para o tratamento de resíduos. O digestor utilizado possui uma capacidade nominal de 1,5 Litros. O equipamento possui uma tampa móvel com 5 aberturas, incluindo uma para agitação que não foi utilizada. Possui também uma porta de saída no fundo para o descarte de resíduo e, na parte superior, uma porta de saída para a coleta do biogás. Na Figura 3.2 é possível visualizar o biorreator operando durante uma das corridas.



Figura 3.2: Biorreator utilizado para a digestão anaeróbia de resíduos alimentares.

III.3.4 Desenvolvimento e Monitoramento do Processo

A quantidade de lodo colocada no reator foi de 15% de massa em relação à massa total (800 g peso úmido) de resíduos alimentares. Após a inoculação, o reator foi fechado, permanecendo deste modo até a estabilização do resíduo. O processo foi

realizado sob três condições distintas com o intuito de se avaliar a influência dos parâmetros pH e Temperatura na qualidade do biogás produzido.

Nas três condições utilizadas, houve sempre a homogeneização dos resíduos de forma semelhante, ou seja, para cada 400 g de resíduo foram adicionados 200 mL de água. As três condições avaliadas são apresentadas na Tabela 3.1:

Tabela 3.1: Condições do processo de digestão anaeróbia

Condição	pH	Massa Resíduos(g)	Volume H₂O(L)	Temperatura(°C)
1	4,7	800	0,4	30
2	6,7	800	0,4	30
3	7,2	800	0,4	50

O objetivo foi analisar a qualidade do biogás produzido quando os microorganismos estão sob diferentes condições ambiente e verificar a influência que cada um desses parâmetros tem sobre a digestão anaeróbia. Os processos realizados tiveram um tempo de digestão de 30 dias.

O biogás produzido foi acompanhado pelo enchimento das bolsas de Tedlar acopladas ao Biodigestor e sua caracterização feita sempre que as bolsas atingiam um volume de 2 L cromatografia a gás. As análises dos parâmetros como Umidade, Carbono Orgânico Total (COT), Nitrogênio Total, Sólidos Voláteis (SV) e pH foram feitas antes dos resíduos serem inoculados no Biodigestor, e também após o término da biodigestão para que o biogás pudesse ser relacionado aos parâmetros em que o processo foi conduzido.

Para os frascos de penicilina os ensaios foram realizados sob 4 condições distintas mostradas na Tabela 3.2.

Tabela 3.2: Condições dos frascos de penicilina

Condição	1	2	3	4
Temperatura (°C)	30	30	50	50
pH inicial	4,7	7,2	4,7	7,2

Procurou-se inocular os resíduos com valores semelhantes de umidade, COT e consistência semelhante (resíduo pastoso) a fim de amenizar possíveis alterações na produção de biogás que não fossem em função dos parâmetros em estudo (pH e Temperatura), ou seja, fazer com que nas 3 condições os resíduos inoculados tivessem características semelhantes.

III.4 MÉTODOS ANALÍTICOS

III.4.1 Análise do Biogás

A concentração de metano (CH₄) foi determinada por cromatografia a gás em um cromatógrafo da marca VARIAN MICRO CG 4900. O biogás produzido no biodigestor era recolhido em bolsas de Tedlar com capacidade de 2 L e injetado diretamente no CG. As condições utilizadas na cromatografia foram: Coluna- PPQ – 10 m x 0,32 mm; Temperatura da coluna – 50 °C; Detector – condutividade térmica (TCD); Temperatura do detector – 250 °C; Temperatura do injetor – 80 °C; Gás de arraste – Hélio; Tempo de análise – 1,5 minutos.

III.4.2 pH

O pH foi medido utilizando-se um potenciômetro BEL W38 pHmeter seguindo procedimento padrão do Standard Methods (APHA, 2005).

III.4.3 Teor de Nitrogênio Total

O teor de nitrogênio das amostras secas e trituradas foi analisado no Laboratório de Análises Químicas do CENPES/PETROBRAS, utilizando o equipamento Thermo Finnigan EA 1112, de acordo com o padrão de análise ASTM 5291.

III.4.4 Umidade, sólidos voláteis, resíduo mineral e Carbono Orgânico Total

Os parâmetros: Umidade, Sólidos Voláteis, Resíduo Mineral e Carbono Orgânico Total (COT) foram caracterizados segundo KIEHL (1985). Os parâmetros analisados, bem como os métodos empregados, são apresentados na Tabela 3.2:

Tabela 3.3: Parâmetros e métodos utilizados neste trabalho.

Parâmetro	Método/ Equipamento	Referência
Umidade	Secagem em estufa (100°C)	KIEHL, 1985
Sólidos voláteis (SV)	Combustão oxidativa (550°C)	KIEHL, 1985
Carbono Orgânico Total (COT)		KIEHL, 1985
Resíduo Mineral		KIEHL, 1985
pH	Potenciômetro	APHA, 2005
Nitrogênio Total	Thermo Finnigan EA 1112	ASTM 5291

CAPÍTULO IV - RESULTADOS E DISCUSSÃO

IV.1 CARACTERIZAÇÃO DOS RESÍDUOS ALIMENTARES

As análises dos parâmetros iniciais das amostras inoculadas no reator são apresentadas na Tabela 4.1. As amostras das Corridas 2 e 3 tiveram seu pH alterado com a adição de bicarbonato de sódio até atingirem um valor próximo da neutralidade. A amostra da Corrida 1 foi inoculada no reator *in natura*.

Tabela 4.1: Caracterização dos Resíduos Alimentares após mistura com H₂O

Parâmetro	Corrida 1	Corrida 2	Corrida 3
Condição	Inicial	Inicial	Inicial
Temperatura (°C)	30	30	50
pH	4,7	6,7	7,2
Umidade (%)	91	81	77
Sólidos Voláteis (%)	91	94	82
Carbono Orgânico Total (%)	50,6	52,5	45,5
Nitrogênio Total (%)	4,5	5,0	4,8
Resíduo Mineral (%)	8,37	5,4	17,2

Analisando os valores obtidos, pode-se observar a proximidade nos valores dos parâmetros avaliados nas condições iniciais de inóculo, exceto pelos valores de pH e temperatura que são parâmetros de estudo. O alto valor de umidade pode ser explicado pelo uso de resíduos alimentares com alto teor de água em sua composição e, também, por ter-se adicionado água aos resíduos antes da sua inoculação no biodigestor com o

objetivo de facilitar a retirada de alíquotas do mesmo para análise. Pelo teor de COV pode se dizer que o reator possuiu uma característica intermediária entre um reator de baixa e de média carga de ST.

Tanto os valores de SV quanto os de Umidade estão de acordo com o reportado em outros estudos na literatura, como discutido no tópico II. 1. A presença de um grande percentual de Sólidos Voláteis (SV) é importante porque este será transformado em biogás posteriormente. Quanto maior o teor de Sólidos Voláteis, maior a quantidade de biogás produzido, levando-se em conta uma boa eficiência do processo. O alto teor de SV presente nos resíduos sólidos alimentares em geral mostra seu grande potencial como insumo para o processo de digestão anaeróbia.

O teor de Carbono Orgânico Total e Nitrogênio Total nos mostram uma relação C/N em torno de 10:1, que não é a razão mais eficiente para uma biodigestão (como discutido no tópico II. 3.5), mas suficiente para que houvesse uma progressão da digestão anaeróbia. Além disso, o objetivo era garantir que os resíduos possuíssem características semelhantes antes de serem inoculados no biodigestor. Como essa razão C/N não levava a biodigestão à condições de inibição das bactérias, optou-se por não adicionar mais nutrientes. O resíduo mineral corresponde ao material inorgânico não volátil.

IV.2 PRODUÇÃO DO BIOGÁS NO BIORREATOR

A produção do biogás foi acompanhada através do enchimento das bolsas de Tedlar acopladas ao reator. A Tabela 4.2 mostra a composição do biogás produzido durante a digestão anaeróbia para as 3 condições distintas.

Tabela 4.2: Percentual dos gases contidos no Biogás

Percentual presente no Biogás (%)	Condição 1	Condição 2	Condição 3
CH₄	60,2	48,5	75,9
CO₂	34,5	44,5	20,8
H₂O	5,3	7,0	3,3

Com os resultados obtidos da análise do biogás, foi observada a presença majoritária do metano (CH₄) em todas as corridas, em especial na Condição 3 onde as condições iniciais (pH= 7,2 e Temperatura = 50°C) favoreceram a biodigestão.

A formação de Biogás ocorreu nas 3 condições de processo, verificou-se que na Condição 1, onde as condições iniciais eram pH= 4,7 e Temperatura = 30°C, a produção de biogás só se deu a partir do 10º dia de digestão, o que indica que o baixo pH dificultou a adaptação do lodo e a atuação das arqueias metanogênicas. No entanto, o biogás produzido possuía um elevado teor de metano (CH₄) em sua composição como pode ser visto na Figura 4.1 a seguir.

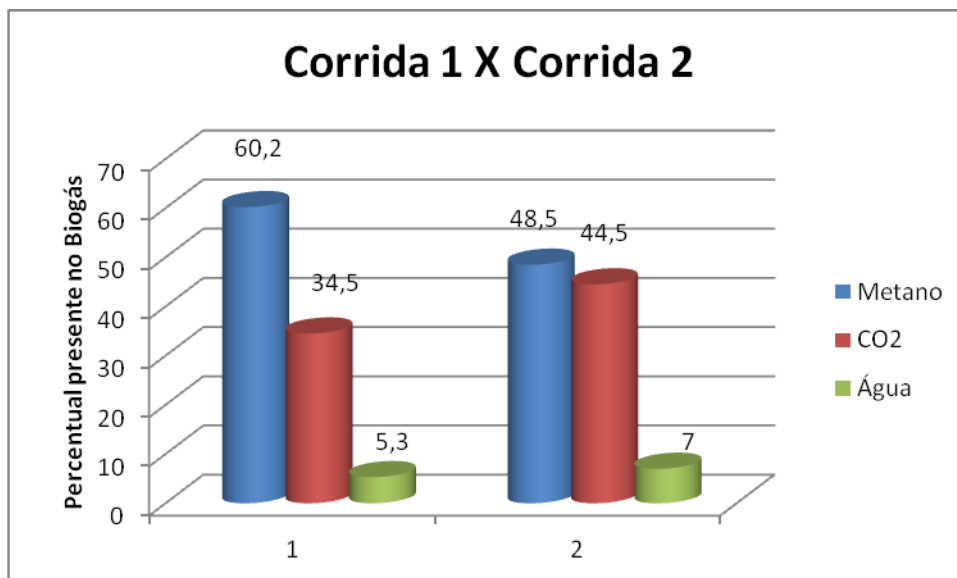


Figura 4.1: Qualidade do Biogás produzido pelas corridas 1 e 2

Pode-se perceber pela Figura 4.1 que, apesar do pH ser mais ácido, a qualidade do mesmo mostrou-se superior à do biogás produzido na Corrida 2 onde o pH fora corrigido para a neutralidade. Isso é observado pela concentração de metano presente no biogás pois, quanto maior a concentração de metano, melhor é a qualidade do biogás. Provavelmente houve algum tipo de inibição das bactérias no decorrer da Corrida 2. Em alguns momentos houve queda de luz no laboratório que se estendeu por algumas horas, essa falta de luz afetou a manutenção da temperatura no reator que era mantida por um banho termostático. Isso pode ter desacelerado o metabolismo das bactérias fazendo com que o volume de biogás produzido pelas arqueias metanogênicas tenha sido menor quando comparado ao da Corrida 1.

Nas condições 2 e 3, onde o pH foi corrigido para a faixa de neutralidade, observou-se a formação do Biogás já no 2º dia após ter sido inoculado, indicando a rápida adaptação do lodo e, conseqüentemente, o início da digestão com a produção do biogás facilitado pela correção do pH do meio para a faixa da neutralidade.

Cabe mencionar que, apesar da rápida formação de biogás nas condições 2 e 3, o maior percentual de metano (CH₄) foi verificado na condição 3 cuja temperatura era de 50°C. A Figura 4.2 compara, graficamente, o conteúdo do Biogás formado nessas condições que tinham valores de pH semelhantes e de temperatura distintos.

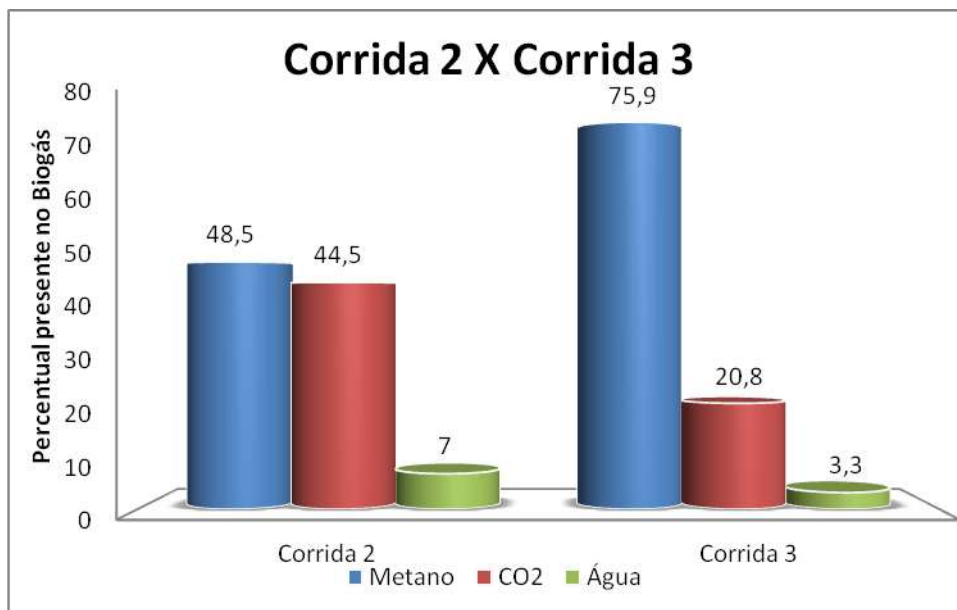


Figura 4.2: Qualidade do Biogás produzido pelas corridas 2 e 3

Percebeu-se um teor de 75,9% de metano no biogás formado na Corrida 3 e, além disso, uma redução de mais de 50% no teor de Gás Carbônico que passou de 44,5% para 20,8 %. Esse desempenho demonstrou que o aumento na temperatura influenciou a composição do biogás, gerando um biogás com maior poder calorífico devido à maior concentração de gás metano.

O teor de metano (CH_4) presente no biogás proveniente da digestão anaeróbia de resíduos alimentares nos mostra a maior qualidade desse biogás quando relacionado ao formado em aterros sanitários, que possuem em média de 45 - 57% de gás metano (CH_4) em sua composição (QIAN *et al*, 2002) e, além disso, a influência positiva do aumento de temperatura na condução do processo.

Essa grande diferença na ordem de grandeza dos componentes presentes no Biogás comprova o grande potencial de uso do processo de digestão anaeróbia, usando resíduo alimentar como matéria-prima, para se obter um biogás de alta qualidade, ou seja, com um alto grau de pureza do metano (CH_4) como pode ser visto na Figura 4.3.

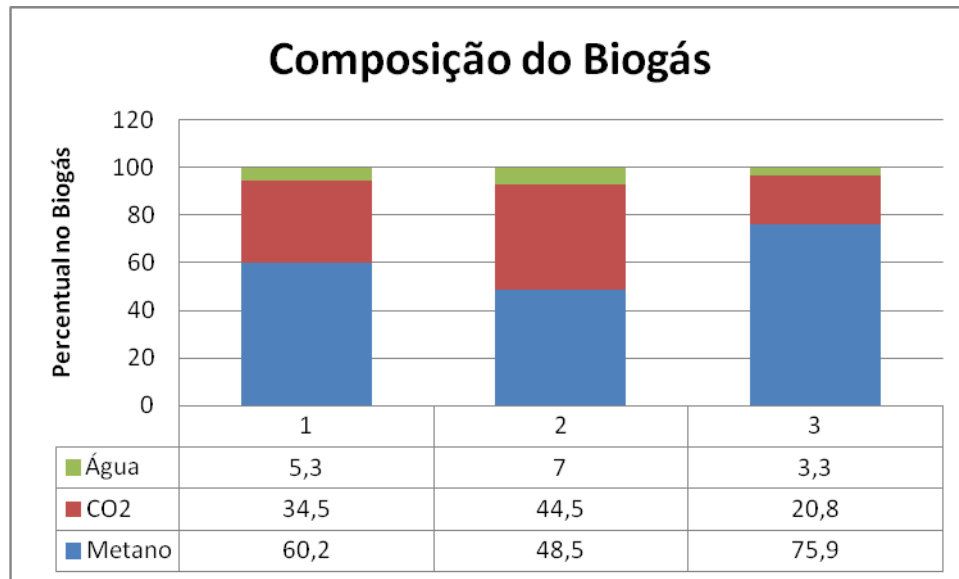


Figura 4.3: Componentes do Biogás produzido pela Biodigestão de resíduos alimentares

Podemos ver graficamente, pela Figura 4.3, os dados obtidos na Tabela 4.2. Percebe-se que além de uma grande quantidade de metano presente no biogás nas 3 corridas, obteve-se metano com elevado grau de pureza na Corrida 3, já que este era responsável por 75,9% da composição do Biogás.

Cabe ressaltar, que a produção de gás na 3ª Corrida se deu de forma bem acelerada. Já com 24 horas de corrida foi possível encher duas sacolas de *Tedlar* de 2 L cada. A produção de gás da corrida 3 foi a maior e também a mais controlada das 3 corridas, sendo possível saber a quantidade aproximada de gás produzido, pelo número de sacolas coletadas. Foi utilizado o parâmetro ‘sacola cheia = 2 L’ e ‘sacola quase cheia = 1 L’ para chegar a um volume final de 11 L produzidos durante a corrida. Após 15 dias de corrida não se observou mais nenhuma produção de biogás significativa.

IV.3 PRODUÇÃO DO BIOGÁS NOS FRASCOS DE PENICILINA

A produção do biogás foi acompanhada, também, em ensaios em frasco de penicilina, realizados paralelamente às corridas no biodigestor, como pode ser visto na Figura 4.4. O ensaio com os frascos de penicilina só foi realizado até 19 dias, devido a um problema ocorrido na câmara climatizada a 50°C, e por conta disso o ensaio foi

interrompido antes de completar-se 30 dias, tempo estabelecido pelos autores para a duração do ensaio.

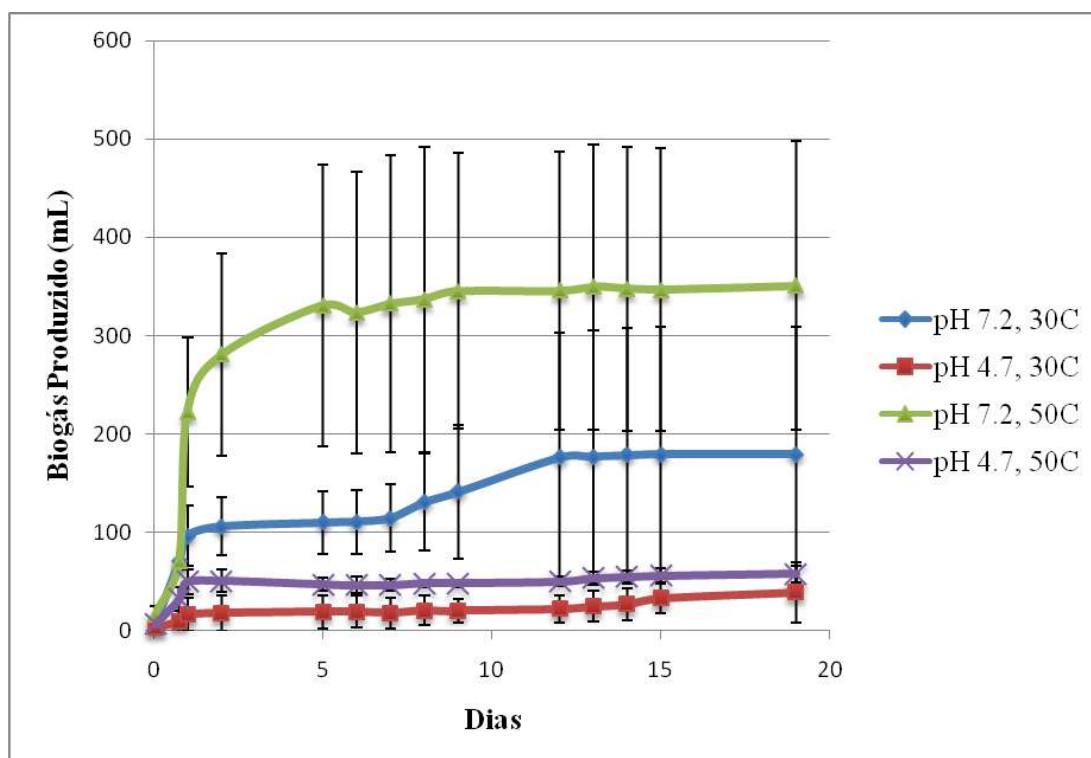


Figura 4.4: Acompanhamento do volume de Biogás produzido nos frascos de penicilina

Pode-se ver pelo gráfico que o baixo valor do pH influenciou negativamente no volume do biogás que veio a ser produzido. Para os frascos em que o pH não foi corrigido para a faixa de neutralidade, o processo não obteve uma grande quantidade de formação de Biogás.

Para os frascos com o pH corrigido, pode-se concluir que a diferença no volume de Biogás produzido se deu pela diferença na temperatura. Com o aumento da temperatura, há um aumento na atividade metabólica das bactérias o que pode explicar essa diferença de produção de biogás, como pode ser visto na Tabela 4.3.

Tabela 4.3: Comparação entre as corridas em frasco de penicilina

Condição	1	2	3	4
Temperatura (°C)	30	30	50	50
pH inicial	4,7	7,2	4,7	7,2
pH final	3,9	5,1	3,9	5,8
Biogás produzido (L)	0,039	0,179	0,057	0,351
SV final (%)	93,9	86,38	92,1	83
L Biogás/Kg SV	3143	231,65	304,35	319,22

Os valores de SV final foram obtidos a partir de um valor de SV inicial de 94,5%, que foi o valor obtido na caracterização inicial dos resíduos alimentares (foi utilizado o mesmo resíduo da Corrida 2). É possível observar que enquanto as condições 2, 3, e 4 deram resultados similares para a produção de biogás por sólidos voláteis, a condição 1 deu um resultado muito superior, devido a quantidade de SV consumida ser muito baixa frente ao volume de biogás produzido, mesmo esse volume tendo sido pequeno.

O resultado apresentado na tabela acima é satisfatório se comparado com outros resultados na literatura. Han e Shin (2004) obtiveram uma produção de biogás de

443,49 L/ Kg SV degradados, enquanto Zhang *et al.* (2007) obteve um resultado de 595,9 L/Kg SV degradados e El-Mashad e Zhang (2010) obtiveram um resultado de 520 L/Kg SV degradados. O pH final mais ácido do que o pH inicial indica que o material ainda não estava estabilizado quando os ensaios foram encerrados. Todos eles trabalharam com resíduos alimentares. Isso mostra que a digestão anaeróbia de resíduos alimentares é uma excelente tecnologia para obtenção de um biogás com elevado teor de metano.

Os ensaios em frascos de penicilina foram realizados em triplicata. Algumas análises cromatográficas, como no caso do frasco de penicilina à Temperatura de 30°C e pH=4,7, exibiram uma elevada quantidade de N₂ presente no meio. A análise cromatográfica desse biogás produzido é mostrada na Figura 4.5.

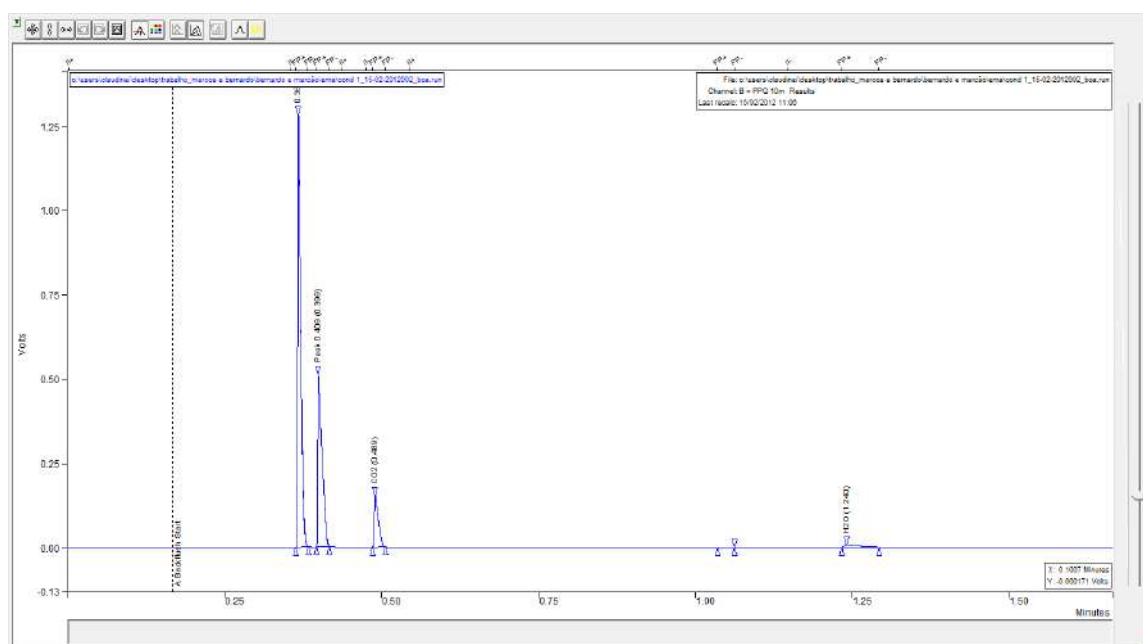


Figura 4.5: Cromatografia gasosa de um dos frascos de penicilina

Pode-se notar pela Figura 4.5 a presença majoritária de N₂ (1° pico), superando os valores de CH₄ (2° pico) e CO₂ (3° pico) presentes na amostra. Essa presença inesperada de N₂ pode ter sido ocasionada pela manipulação errada na hora da coleta das amostras ou na análise cromatográfica. Foi verificado que algumas válvulas estavam vazando após um tempo de uso, sendo as mesmas imediatamente trocadas após esta constatação. Pode ter havido, também, algum tipo de vazamento ou reação não identificado pelos autores.

IV.4 COMPARAÇÃO ENTRE PRODUÇÃO DE BIOGÁS NO BIORREATOR E NOS FRASCOS DE PENICILINA

Foi feita uma comparação com a biodigestão realizada, para uma das condições, nos frascos de penicilina e no biodigestor, mostrada na Tabela 4.4.

Tabela 4.4: Comparação entre biodigestão nas mesmas condições

	Frasco Penicilina	Corrida 3
pH	7,2	7,2
Temperatura (°C)	50	50
SV inicial (%)	94	82
SV final (%)	83	70,2
Biogás produzido (L)	0,351	11
L Biogás/Kg SV	316,251	319,228

Pode-se perceber que, mesmo em diferentes escalas, houve um comportamento semelhante entre o processo de digestão anaeróbia realizado em condições iguais. Houve uma produção de 316,251 L biogás/ Kg SV degradados para o ensaio em frasco penicilina e uma produção de 319,228 L biogás/ Kg SV degradados para a Corrida 3 realizada no biodigestor. Isso nos mostra que é possível um aumento de escala na utilização dessa tecnologia sem que haja uma perda efetiva da eficiência do processo, desde que as condições sejam controladas de maneira adequada.

Para encontrar o parâmetro “L Biogás/Kg SV degradados” da Corrida 3 foi realizado um procedimento semelhante ao utilizado para calcular o mesmo parâmetro nos frascos de penicilina. Com os dados obtidos após a Corrida 3 pôde-se montar a Tabela 4.5.

Tabela 4.5: Dados iniciais e finais da Corrida 3

Massa Total no Reator inicial (Kg)	1,2
Umidade (%)	77
Massa de água inicial (Kg)	0,924
Massa de Sólidos Totais inicial (Kg)	0,276
SV inicial (%)	82
SV inicial (Kg)	0,22632
SV final (%)	70,21
SV final (Kg)	0,19377
SV Degradados (Kg)	0,03254
SV Lodo (Kg)	0,001917
Biogás Produzido (L)	11
L Biogás/Kg SV degradado	319,228

O aumento da escala do processo pode torná-lo mais complexo pela dificuldade de monitoramento dos parâmetros que influenciam significativamente a digestão anaeróbia. No entanto, vimos que o processo em larga escala pode ser igualmente eficiente comparado ao processo em escala de bancada, tornando possível aplicar essa tecnologia a quantidades maiores de resíduos.

CAPÍTULO V – CONCLUSÕES E SUGESTÕES

V.1 CONCLUSÕES

- Os resíduos alimentares coletados durante o estudo apresentaram o teor de Sólidos Voláteis na faixa de 80- 90%.
- Pelos resultados pôde-se comprovar que a opção de temperatura a 50°C e pH neutro produz o maior volume de biogás com o maior conteúdo de gás metano em sua composição.
- Pode-se aferir que a não correção do pH torna o processo inviável, pois leva à inibição das arqueias metanogênicas e, inviabilidade do processo. O processo a 50°C produz maior volume de gás do que a 30°C dado um período de até 15 dias (quase o dobro), porém para justificar o aumento da temperatura deve-se comparar o ganho na produção de biogás com o *input* energético necessário para manter o biodigestor aquecido.
- Os resíduos alimentares com a melhor condição (pH =7,2, T=50°C) se mostraram ótimos produtores de biogás, utilizando o inóculo proveniente da estação de tratamento de efluentes de um abatedouro de aves. Os resultados obtidos foram equivalentes aos que foram observados na literatura, o que justifica o aprofundamento futuro dessas pesquisas.
- O conteúdo nutricional dos alimentos indicou que os resíduos alimentares possuem os nutrientes adequados aos microorganismos e que a relação C/N de cerca de 10:1 foi satisfatória para a continuidade.

V.2 SUGESTÕES

- Como objetivos futuros sugere-se a utilização dos resíduos alimentares para a produção de biogás em um reator de escala piloto para uma análise mais realista da viabilidade econômica de se implementar este processo como forma primária de tratamento dos resíduos alimentares.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABRELPE. Panorama de resíduos sólidos no Brasil. Edição de 2011. Disponível em: http://www.abrelpe.org.br/panorama_apresentacao.cfm. Acessado em: 01/05/2012.
- AKATU. A nutrição e o consumo consciente. Disponível em: [http://www.akatu.org.br/Content/Akatu/Arquivos/file/nutricao\(2\).pdf](http://www.akatu.org.br/Content/Akatu/Arquivos/file/nutricao(2).pdf). Acessado em: 13/03/2012.
- AKIRA, D. O “Sr. Fusão” sai das telonas para a vida real. AmbienteProjeto, Março de 2012. Disponível em: <http://ambienteprojeto.com/energia/o-sr-fusao-sai-das-telonas-para-a-vida-real#.T3YQtGBhsy6>. Acessado em: 28/03/2012.
- APHA, AWWA, WPCF. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21ª edição, New York: APHA, 2005.
- APPELS, L.; BAEYENS, J.; DEGRÈVE, J. Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. **Progress in Energy and Combustion Science**, v. 34, pp. 755-781. 2008.
- ASTM D5291 - 10 Standard Test Methods for Instrumental Determination of Carbon, Hydrogen, and Nitrogen in Petroleum Products and Lubricants. ASTM International – Standards Worldwide – Home. Disponível em: <http://www.astm.org/Standards/D5291.htm>. Acessado em: 04/04/2012.
- BANKS, C. J.; CHESSHIRE, M.; HEAVEN, S.; ARNOLD, R. Anaerobic digestion of source-segregated domestic food waste: Performance assessment by mass and energy balance. **Bioresource Technology**, v. 102, pp. 612-620. 2011.
- BARRERA, P. Biodigestores: energia, fertilidade e saneamento para a zona rural. 1ª edição, São Paulo: Ícone, 1993.
- CAMPOS, J. R. Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo, 1ª edição, Rio de Janeiro: ABES, 1999.
- CASSINI, S. T. Digestão de Resíduos Sólidos Orgânicos e Aproveitamento do Biogás. 1ª edição, Rio de Janeiro: ABES, 2003.
- CHEN, X.; ROMANO, R.; T. ZHANG, R. Anaerobic digestion of food wastes for biogás production. **Internatonal Journal of Agriculture & Biolology Engineering**, v. 3, n. 4, pp. 51 – 62. 2010.

- CHERNICHARO, C. A. L. Princípio do Tratamento Biológico de Águas Residuárias – Volume 5: Reatores Anaeróbios. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG. 1997.
- CHINALIA, F. A.; VARESCHE, M.B.A.; ZAIAT, M.; FORESTI, E.; THEMANN, O. Sequenciamento de DNA ribossomal como técnica molecular para caracterização microbiana em reatores anaeróbios. In: Desenvolvimento, análise, aprimoramento e otimização de reatores para tratamento de águas residuárias, Escola de Engenharia Mauau, São Caetano do Sul, p. 354 -361. 2004.
- CUBA, S. Construcción de una central generadora de energía eléctrica a partir de biogás, para la mejora de la calidad de vida de los cusqueños. Disponível em: <http://paper32sandrocuba.blogspot.com.br/>. Acessado em: 28/03/2012.
- EL-MASHAD, H.; M. ZHANG, R. Biogas production from co-digestion of dairy manure and food waste. **Biotechnology Resource**, v. 101, pp. 4021-4028. 2010.
- FORESTI, E. Fundamentos do Tratamento Anaeróbio. Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo. 1ª edição, Rio de Janeiro: ABES. Cap 2 p 29-52. 1999.
- FORST, C. Technologies Demonstrated at echo: Horizontal biogás digester. An Echo Concept Paper, Florida/USA. 2002.
- FUNDAÇÃO CENTRO TECNOLÓGICO de MINAS GERAIS/CETEC. Manual de construção e operação de biodigestores. 1ª edição, Minas Gerais: CETEC, 1982.
- GASPAR, R. M. B. L. Utilização de biodigestores em pequenas e médias propriedades rurais com ênfase na agregação de valor: Um estudo de caso na região de Toledo-PR. 2002. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) - Universidade Federal de Santa Catarina, Programa de Pós Graduação em Engenharia de Produção. 2002.
- GHASIMI, S. M. D.; IDRIS, A.; CHUAH, T. G.; TEY, B. T. The Effect of C:N:P ratio, volatile fatty acids and Na⁺ levels on the performance of an anaerobic treatment of fresh leachate from municipal solid waste transfer station. **African Journal of Biotechnology**, v. 8, n. 18, pp. 4572-4581. 2009.
- GUJER, W.; ZEHNDER, A. J. B. Conversion processes in anaerobic digestion. **Water Science Technology**, v. 65. 1983.

- HAN, S-K.; SHIN, H-S. Performance of an Innovative Two-Stage Process Converting Food Waste to Hydrogen and Methane. **Air & Waste Management Association**, v. 54, pp. 242-249. 2004.
- HENRIQUES, R.M. Aproveitamento energético dos resíduos sólidos urbanos: uma abordagem tecnológica. 2004. Dissertação (Doutorado em Planejamento Energético) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE. 2004.
- HORIUCHI, J. I.; SHIMIZU, T.; TADA, K.; KANNO, T.; KOBAYASHI, M. Selective production of organic acids in anaerobic acid reactor by pH control. **Bioresource Technology**, v. 82, pp. 209– 213. 2002.
- IBGE**. 2008. Pesquisa Nacional de Saneamento Básico.
- IPCC**. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, v. 5: Waste. 1ª edição, Hayaman, Japão: IGES, 2006.
- IZUMI, K.; OKISHIO, Y-K.; NAGAO, N.; NIWA, C.; YAMAMOTO, S.; TODA, T. Effects of particle size on anaerobic digestion of food waste. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 64, p. 601-608. 2010.
- JARDIM, N. S. (organização). Lixo municipal: manual de gerenciamento integrado, 1ª edição, São Paulo: IPT/CEMPRE 2163, 370 p. 1995.
- KASHYAP, D. R.; DADHICH, K. S.; SHARMA, S. K. Biomethanation under psychrophilic conditions: a review. **Bioresource Technology**, v. 87, pp. 147-153. 2003.
- KELLEY, T. R.; WALKER, P. M. Bacterial concentration reduction of food waste amended animal feed using a single-screw dry-extrusion process. **Bioresource Technology**, v. 67, pp. 247–253. 1999.
- KIEHL, J.E. Fertilizantes orgânicos. 1ª edição, Piracicaba: Agronômica Ceres, 492 p. 1985.
- KIM, K. J.; HAN, G. H.; OH, B. R.; CHUN, Y. N.; EOM, C. Y.; KIM, S. W. Volumetric scale-up of a three stage fermentation system for food waste treatment. **Bioresource Technology**, v. 99, pp. 4394-4399. 2008.
- LAY, J. J. Modeling and optimization of anaerobic digested sludge converting starch to hydrogen. **Biotechnology Bioengineering**, v. 68, pp. 269–78. 2000.
- LEITE, V. D.; SOUSA, J. T.; PRASAD, S. Tratamento de resíduos sólidos de centrais de abastecimento e feiras livres em reator anaeróbico de batelada. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 7, n. 2, pp. 318-322. 2003.
- LINKE, B. Kinetic study of thermophilic anaerobic digestion of solid wastes from potato processing. **Biomass Bioengineering**. v. 30, pp. 892–896. 2006.

MANIOS, T. The composting potential of different organic solid wastes: experience from the island of Crete. **Environmental International**, v. 29, pp. 1079–1089. 2004.

MIZUNO, O.; DINSDALE, R.; HAWKES, F. R.; HAWKES, D. L.; NOIKE, T. Enhancement of hydrogen production from glucose by nitrogen gas sparing. **Bioresource Technology**, v. 73, pp. 59–65. 2000.

NAYONO, S. E.; GALLERT, C.; WINTER, J. Co-digestion of press water and food waste in a biowaste digester for improvement of biogas production. **Bioresource Technology**, v. 101, pp. 6987-6993. 2010.

NOGUEIRA, L. A. H. Biodigestão – A Alternativa Energética. 1ª edição, São Paulo: Nobel. 1986.

PAVLOSTHATHIS, S. G. Preliminary conversion mechanisms in digestion anaerobic of biological sludge. **Journal of Environmental Engineering**, v. 114, n. 4, pp. 10-12. 1988.

QIAN, X.; KOERNER, R. M.; GRAY, D. H. Geotechnical Aspects of Landfill Design and Construction. 1 ed. USA: Prentice Hall. 2002.

RIZK, M. C. Tratamento de Resíduos Frutihortícolas. 2009. Dissertação (Doutorado em Engenharia Química) -Universidade Estadual de Maringá, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química. 2009.

ROSA, D. R. Avaliação da dinâmica populacional e desempenho de sistemas de tratamento anaeróbio de efluentes com alto teor de gordura submetidos a pré-tratamento enzimático em biorreatores de biomassa suspensa, granular e imobilizada. 2008. Dissertação (Doutorado em Bioquímica) -Universidade Federal do Rio de Janeiro, Departamento de Bioquímica. 2008.

SHIN, H-S.; YOUN, J-H. Conversion of food waste into hydrogen by thermophilic acidogenesis. **Biodegradation**, v. 16, pp. 33-44. 2005.

STROOT, P. G.; McMAHON, K. D.; MACKIE, R. I. Anaerobic co-digestion of municipal solid waste and biosolids under various mixing conditions – I. Digester performance. **Water Research**, v. 35, n. 7, pp. 1804-1816. 2001.

TALEGHANI, G.; KIA, A. K. Technical–economical analysis of the Saveh biogas power plant. **Renewable Energy**, v. 30, pp. 441-446. 2005.

TARAZONA, C. F. Estimativa da produção de gás em aterros de resíduos sólidos urbanos. 2010. Dissertação (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE. 2010.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. Gestión integral de residuos sólidos. 1ª edição, España: McGraw-Hill. 1994.

TORRES, M. L.; LLORÉNS, M. C. Effect of alkaline pretreatment on anaerobic digestion of solid wastes. **Waste Management**, v. 28, pp. 2229-2234. 2008.

UENO, Y.; HARUTA, S.; ISHII, M.; IGARASHI, Y. Microbial community in anaerobic hydrogen-producing microflora enriched from sludge compost. **Applied Microbiology Biotechnology**, v. 57, pp. 555–562. 2001.

US EPA. Basic information about food waste. Disponível em: <http://www.epa.gov/osw/conserva/materials/organics/food/fd-basic.htm>; acessado em: 19/03/12.

VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. Tratamento Anaeróbio de Esgotos: Um Manual para Regiões de Clima Quente. 1ª edição Capina Grande: Epgraf, 240 p. 1994.

VERMA, S. Anaerobic Digestion of biodegradable Organics in Municipal solid Wastes. 2002. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Naturais) - Department of Earth & Environmental Engineering, Columbia University. 2002.

VERSTRAETE, W. V. P.; BAERE, L. Tipos of anaerobic digester for solid waste. In: Biomethanization of the Organic Fraction of Municipal Solid Wastes. 1ª edição, Barcelona, España: IWA, 2002.

VELLOSO, R. Comida é que não falta. Revista Super Interessante online. Disponível em <http://super.abril.com.br/aberta/comida>. Acessado em: 06/03/2012

VIANA, E.; SCHULZ, H. E.; ALBUQUERQUE, R.; NORONHA, A. B. Resíduos alimentares do lixo domiciliar: estudo do uso na alimentação de frangos de corte. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 10, n. 1. 2006.

WALKER, B. Conserving biological diversity through ecosystem resilience. **Conservation Biology**, v. 9, pp. 747-752. 1995.

YU, H.; ZHU, Z.; HU, W.; ZHANG, H. Hydrogen production from rice winery wastewater in an upflow anaerobic reactor by using mixed anaerobic cultures. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 27, pp. 1359–1365. 2002.

ZANETTE A. L. Potencial de Aproveitamento Energético do Biogás no Brasil. 2009. Dissertação (Mestrado em Planejamento Energético) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE. 2009.

ZHANG, R.; EL-MASHAD, H. M.; HARTMAN, K.; WANG, F.; LIU, G.; CHOATE, C.; GAMBLE, P. Characterization of food waste as feedstock for anaerobic digestion. **Bioresource Technology**, v. 98, pp. 929-935. 2007.

ZHANG, T.; LIU, H.; FANG, H. H. P. Biohydrogen production from starch in wastewater under thermophilic condition. **Journal of Environmental Management**, v. 69, n.2, pp. 149–156. 2003.