



**Universidade Federal de Pernambuco
Centro Acadêmico do Agreste
Núcleo de Tecnologia
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental**

ALEXSANDRO DOS SANTOS REIS

**TRATAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS
EM BIODIGESTOR ANAERÓBIO**

**Caruaru
2012**

Alexsandro dos Santos Reis

**TRATAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS
EM BIODIGESTOR ANAERÓBIO**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Pernambuco como parte dos requisitos necessários para obtenção ao título de Mestre.

Área de Concentração: Tecnologia Ambiental

Orientadora: Prof^a Dr^a. Simone Machado Santos

Co-orientadora: Prof^a Dr^a Sávvia Gavazza

**Caruaru
2012**



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

A comissão examinadora da Defesa de Dissertação de Mestrado

**TRATAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS EM
BIODIGESTOR ANAERÓBIO**

defendida por

ALEXSANDRO DOS SANTOS REIS

Considera o candidato APROVADO

Caruaru, 30 de março de 2012

Simone Machado Santos – PPGECAM/UFPE
(orientadora)

Sávia Gavazza dos Santos Pessôa – PPGECAM/UFPE
(co-orientadora)

Márcio Gomes Barboza – UFAL
(examinador externo)

Sylvana Melo dos Santos – PPGECAM/UFPE
(examinador interno)

Catálogo na fonte
Bibliotecário Paula Rejane CRB4 - 2332

R375t Reis, Alexsandro dos Santos.
Tratamento de resíduos sólidos orgânicos em biodigestor anaeróbio / Alexsandro dos Santos Reis. – Recife: O autor, 2012.
63f. : il. ; 30 cm.

Orientador: Simone Machado Santos.
Co-orientador: Sália Gavazza.
Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco, CAA. Núcleo de Tecnologia, 2012.
Inclui bibliografia e índice.

1. Resíduos sólidos orgânicos. 2. Tratamento. 3. Digestão anaeróbica. 4. Biogás. I. Santos, Simone Machado (Orientador). II. Gavazza, Sália (Co-orientador). III. Título.

620 CDD (23.ed.) UFPE (CAA2012-30)

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho aos meus exemplos de vida, Carlos Eduardo Reis e Maria Raimunda. Obrigado pelo amor incondicional, pelas abdicções ao meu favor, pela dedicação, e por se fazerem presentes nos meus momentos de angústia e de glória.

Obrigado por serem meus pais, pelo apoio e ensino diário.

A minha tia Léa e avó Elza, por serem grandes mentoras na concretização de vários projetos da minha vida.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, pela dádiva da vida e pelo mundo repleto de oportunidades.

Aos meus irmãos e sobrinhos, pelo apoio e carinho incondicional, em especial a Jhonathan Leno, por ser um fiel torcedor, pelo incentivo e amizade.

À minha namorada Marilice, obrigado pelo amor, pelo apoio em meus projetos de vida, pela compreensão nos momentos de ausência.

À minha orientadora Professora Simone Machado Santos, principalmente pela sua paciência, conhecimentos transmitidos, dedicação e confiança em meu trabalho. Obrigado por todos os momentos em que me incentivou a continuar.

À minha co-orientadora Professora Sávia Gavazza, agradeço pelo apoio e contribuição na discussão dos resultados, sem ela as coisas teriam sido mais difíceis.

À minha grande amiga-irmã Juliana, obrigado pelos conselhos, anos compartilhados juntos, por está sempre presente nas horas difíceis e por vibrar sempre com minhas conquistas.

Aos todos os amigos de graduação que mesmo distantes sempre torceram por mim.

À Eliete Macêdo e família, agradeço ao apoio e torcida desde tempos outrora.

Aos amigos de república: Diêgo Calaça, Raul, Lucas e Christiano, agradeço pelo apoio e pela amizade.

Aos colegas de mestrado, em especial Mariah Farias, Manuella Pamella e Francisco José, pelos momentos compartilhados na universidade, pelas sugestões e pelas horas de descontração.

Ao corpo docente do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental (PPGECAM), pelos conhecimentos essenciais para formação acadêmica.

À professora Kênia Kelly Barros, pela força nos momentos difíceis e pelas dicas em alguns momentos dessa jornada.

Ao técnico do LEA Luis Lucena, obrigado pelas sugestões na execução das metodologias e pelos inúmeros conselhos.

Aos alunos de IC e bolsistas do Laboratório de Engenharia Ambiental (Manuella, Bruna, Everton, Evanily, Jadson, José Roberto, Kamila Tereza, Jessica), pelos momentos de resenha, em especial a Waldemir Soares Júnior, pela ajuda concedida nas análises do projeto de pesquisa.

Aos alunos de Engenharia Civil das disciplinas de Ecologia e Saneamento Ambiental, pela oportunidade de realização da prática de estágio docente.

Ao técnico Luiz Galdino do Laboratório de Saneamento Ambiental (LSA) - campus Recife, pelas análises de cromatografia gasosa.

Ao secretário do PPGECAM, Samuel Kissemberg por todas as vezes que foi solícito.

À cantina universitária por disponibilizar o resíduo para o presente trabalho.

Aos órgãos de fomento, CAPES pela concessão de bolsa de estudo e a FACEPE, pelo auxílio financeiro no projeto de pesquisa.

A todas as pessoas que mesmo não mencionadas de alguma forma contribuíram durante essa trajetória da minha vida, meus sinceros agradecimentos.

“Há dias na vida em que a gente pensa que não vai conseguir.

Há dias na vida em que a gente pensa em desistir.

(...)

“Vou por aí, vou mesmo assim, vou caminhar”.

Edson Gomes (Ovelha)

RESUMO

No presente trabalho, foi avaliada a tratabilidade de resíduos sólidos orgânicos provenientes da cozinha de um restaurante universitário, em biodigestor anaeróbio. Para tanto, foi construído um reator anaeróbio, com volume de 500 L, o qual foi monitorado por um período aproximado de 600 dias, onde foi avaliada a eficiência do processo de remoção de matéria orgânica e produção de biogás (metano e dióxido de carbono). O biodigestor apresentou acidificação, logo após a partida, demonstrando a necessidade de suplementação de alcalinidade. Após recuperação o sistema apresentou eficiência média de remoção de 70 % para DQO e de 82 % para STV. Ademais, as análises microscópicas indicaram a ocorrência de micro-organismos metanogênicos semelhantes ao gênero *Metanosarcina*, micro-organismos produtores de metano. A taxa de produção de gás máxima foi de 0,9 m³ por semana, com média de 66% de metano em sua composição. Apesar de bons níveis de eficiência de remoção de poluição terem sido alcançados (70% de DQO), as características do efluente gerado indicam necessidade de pós-tratamento tanto para disposição no ambiente, como para utilização como biofertilizante. No entanto, superadas as dificuldades de adequação do efluente e de operação do sistema, o tratamento anaeróbio de resíduos alimentares apresenta possibilidade real de se tornar uma alternativa viável de aproveitamento de resíduos, no âmbito doméstico, visando o uso do biogás gerado.

Palavras-chave: resíduos sólidos orgânicos; tratamento; digestão anaeróbia; biogás.

ABSTRACT

This study evaluates the treatability of organic solid waste from the kitchen of a university cafeteria in anaerobic digester. In order to conduct the study, an anaerobic reactor with a volume of 500 L was built. It was monitored for a period of approximately 600 days, during which the efficiency of processes for removing organic matter and producing biogas (methane and carbon dioxide) were evaluated. The digester showed acidification after the start-up, confirming the need for supplemental alkalinity. After recovering, the system showed an average removal efficiency of 70% for COD and 82% for TVS. Furthermore, microscopic analysis indicated the occurrence of methanogenic microorganisms similar to the genus *Metanosarcina*, which are methane-producing microorganisms. The maximum rate of gas production was 0.9 m³ per week, with an average of 66% methane in its composition. Although high levels of pollution removal efficiency have been achieved (70% of COD), the characteristics of the effluent indicate the need for post-processing arrangements both for its disposal in the environment, and for its use as biofertilizer. However, after overcoming the difficulties of adjusting the effluent and of operating the system, the anaerobic treatment of food waste presents itself as a real possibility for becoming a viable alternative for waste recovery in the domestic sphere, with the objective of using the biogas generated in the process.

Key-words: organic solid waste; treatment; anaerobic digestion; biogas.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos do município. Fonte: PGIRS (2005).	7
Figura 2. Aplicação de biofertilizante gerado pela digestão de resíduos sólidos orgânicos na Suécia. Fonte: Santos (2007).....	10
Figura 3. Ônibus movido a metano gerado pelo processo anaeróbio na Itália (SANTOS, 2010).....	10
Figura 4. Representação esquemática dos estágios de conversão da matéria orgânica na DA (adaptado de MATA-ALVAREZ, 2003 e RIUJI, 2009).	13
Figura 5. Perfil do rendimento da digestão anaeróbia em função da temperatura (Rodrigues, 2005).	15
Figura 6. Biodigestor Utilizado em Residência na Índia. Fonte:Vögeli & Zurbrügg (2008).	25
Figura 7. Esquema em 3D ilustrativo do projeto do biodigestor.....	28
Figura 8. Fotografia do biodigestor instalado no Laboratório de Engenharia Ambiental.....	29
Figura 9. Preparação do afluente e alimentação do biodigestor	31
Figura 10. Fluxograma ilustrativo das fases do biodigestor	32
Figura 11. Medidor de Gases.....	34
Figura 12. Sacos recipientes para coleta de biogás.	34
Figura 13. Valores de pH no afluente e efluente do biodigestor, durante o período experimental	38
Figura 14. Alcalinidade total no afluente e fluente do biodigestor, durante o período experimental	39
Figura 15. Valores de ácidos graxos voláteis observados no efluente do biodigestor durante o período experimental	41
Figura 16. Perfis Referentes a Relação AVG x AT, de acordo com as fases operacionais	42
Figura 17. DQO com o tempo e as mudanças de fases	43

Figura 18. Temperatura e eficiência de remoção de DQO ao longo do período experimental	44
Figura 20. Teor de Sólidos Totais (ST) no afluente e efluente do biodigestor ao longo do período experimental	45
Figura 21. Teor de Sólidos Totais Voláteis (STV) no afluente e efluente do biodigestor ao longo do período operacional	46
Figura 22. Concentração de Nitrogênio Amoniacal no afluente e efluente do biodigestor ao longo do período operacional	47
Figura 23. Valores médios de produção de biogás semanal média no biodigestor	48
Figura 24. Cilindro superior deslocado devido ao acúmulo de biogás no biodigestor...	49
Figura 25. Composição média do biogás em termos de CH ₄ e CO ₂	50
Figura 26. Chama observada durante queima do biogás gerado no biodigestor	51
Figura 27. Cocos de micro-organismos semelhantes à arqueas metanogênicas observados no lodo do biodigestor na Fase IV	52

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Composição Gravimétrica dos RSU em diversas cidades do Brasil (em %) ...	6
Tabela 2. Equivalência energética entre biogás e outros combustíveis.....	11
Tabela 3. Porcentagem gerada de metano na digestão anaeróbia.....	27
Tabela 4. Composição do esgoto sintético (TORRES, 1992).	30
Tabela 5. Monitoramento – análises / freqüência / material / metodologia	33
Tabela 6. Parâmetros operacionais aplicados ao biodigestores.....	36
Tabela 7. Caracterização do substrato afluente (valores médios)	37
Tabela 8. Percentuais de metano em biodigestores utilizados para tratamento de resíduos sólidos orgânicos	50

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT: Associação Brasileira de Normas Técnicas

AGV: Ácidos Graxos Voláteis

AT: Alcalinidade Total

CH₄: Metano

CO₂: Gás Carbônico

COV: Carga Orgânica Volumétrica

DQO: Demanda Química de Oxigênio

ETA: Estação de Tratamento de Água

ETE: Estação de Tratamento de Esgoto

FORSU: Fração Orgânica dos Resíduos Sólidos Urbanos

GPR: *Gas Production Rate*

NBR: Norma Brasileira

N-NH₄: Concentração de Nitrogênio Amoniacal

pH: Potencial Hidrogeniônico

PGIRS: Plano de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos

RSO: Resíduos Sólidos Orgânicos

RSU: Resíduos Sólidos Urbanos

SECTMA: Secretaria de Ciência de Tecnologia do Estado de Pernambuco

ST: Sólidos Totais

STV: Sólidos Totais Voláteis

TDH: Tempo de Detenção Hidráulica

UASB: *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1 – INTRODUÇÃO E OBJETIVOS	1
1.1 Introdução	1
1.2 Objetivos	3
1.2.1 Objetivo Geral	3
1.2.2 Objetivos Específicos	3
CAPÍTULO 2 - REVISÃO DA LITERATURA	4
2.1 Resíduos Sólidos Urbanos: aspectos gerais	4
2.1.1 Classificação	4
2.1.2 Composição gravimétrica	5
2.2 A fração orgânica dos resíduos sólidos.....	7
2.3 A digestão anaeróbia como opção para o tratamento da fração orgânica dos resíduos sólidos	8
2.4 Digestão anaeróbia de resíduos sólidos: processos e fatores intervenientes....	11
2.4.1 Temperatura.....	15
2.4.2 pH, alcalinidade e ácidos graxos voláteis.....	16
2.4.3 Presença de Nutrientes.....	17
2.4.4 Umidade	18
2.4.5 Potencial redox	18
2.5 Biodigestores	18
2.5.1 Tipos de biodigestores	20
2.5.2 Partida e operação de biodigestores	22
2.6 Experiências com a aplicação da digestão anaeróbia ao tratamento dos resíduos sólidos.....	24
CAPÍTULO 3 – MATERIAIS E MÉTODOS	28
3.1 Descrição do sistema experimental.....	28
3.2 Parâmetros operacionais do biodigestor	29

3.2.1	Tempo de Detenção Hidráulica – TDH.....	29
3.2.2	Carga Orgânica Volumétrica – COV.....	29
3.2.3	Taxa de Produção de Gás (Gas Production Rate – GPR)	30
3.3	Inoculação e partida do biodigestor	30
3.4	Fração orgânica utilizada na alimentação do biodigestor	30
3.5	Monitoramento do sistema operacional	31
3.6	Exame microscópico do lodo.....	34
CAPÍTULO 4 – RESULTADOS E DISCUSSÕES		36
4.1	Parâmetros operacionais aplicados ao biodigestor	36
4.2	Caracterização do substrato	37
4.3	Monitoramento do processo de digestão anaeróbia.....	37
4.3.1	pH, alcalinidade e ácidos graxos voláteis.....	37
4.4	Remoção de matéria orgânica do resíduo	42
4.5	Produção e composição do biogás	48
4.6	Exame Microscópico do Lodo	51
CAPÍTULO 5 - CONCLUSÕES E SUGESTÕES PARA PESQUISAS FUTURAS ...		53
CAPÍTULO 6 - REFERÊNCIAS		56

CAPÍTULO 1 – INTRODUÇÃO E OBJETIVOS

1.1 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 nas cidades. Dessa forma, a busca por soluções técnicas mais viáveis para disposição e tratamento dos resíduos sólidos é objeto de estudo de diversos pesquisadores em diferentes áreas do conhecimento.

Segundo Barcelos (2009), no Brasil são produzidos cerca de 100.000 t/dia de resíduos sólidos urbanos, sendo que apenas 10% deste quantitativo recebem tratamento e/ou disposição final adequada. Desse quantitativo, cerca de 55% (percentagem em peso) é de matéria orgânica putrescível, passível de fermentação. Sendo assim, cerca de 50.000 t/dia de matéria orgânica são dispostas irregularmente, gerando impactos ambientais negativos, que justificam o desenvolvimento de alternativas tecnológicas que objetivem o aproveitamento racional da matéria orgânica, propiciando a redução dos impactos e a melhoria da qualidade de vida da população.

No Brasil, o processo mais utilizado para tratamento da fração orgânica putrescível dos resíduos sólidos é o tratamento aeróbio (compostagem), que objetiva a obtenção do composto orgânico para aplicação na agricultura. Em contrapartida, o processo anaeróbio, embora apresente uma taxa de bioestabilização da matéria orgânica mais lenta, figura-se como uma das alternativas que mais tem crescido nos últimos tempos, haja vista seu potencial de reaproveitamento energético.

A digestão anaeróbia, especialmente da fração orgânica putrescível dos resíduos sólidos urbanos (RSU), é de grande importância no manejo de resíduos sólidos. A digestão anaeróbia, também conhecida como biometanização ou biogaseificação, é um processo natural que ocorre na ausência de oxigênio e envolve a decomposição bioquímica da matéria orgânica realizada por um grupo específico de microrganismos. Esse processo resulta na produção de um gás rico em energia, o biogás e um efluente rico em

nutrientes. Portanto, trata-se de uma alternativa viável e que vem sendo aceita com relevante aplicabilidade, visando à estabilização da matéria orgânica e o aproveitamento energético desses resíduos.

A digestão anaeróbia desponta como alternativa promissora para o tratamento da fração orgânica dos resíduos sólidos, em virtude das altas taxas de produção de biogás; no entanto, os processos anaeróbios empregados no tratamento de resíduos sólidos ainda não constituem uma prática muito difundida, devido à falta de configurações de sistemas de tratamento e, sobretudo, aos cuidados operacionais necessários com a partida e operação do sistema.

O aproveitamento energético do metano oriundo do processo anaeróbio dos RSU apresenta-se como mais uma das inúmeras iniciativas importantes que podem ser desenvolvidas com o objetivo de mitigar o efeito estufa e tornar sustentável a matriz energética. Oliveira e Rosa (2003) comentam que considerando a geração de resíduos sólidos no Brasil, o país tem um potencial de geração de energia a partir destes resíduos de 50 TWh, equivalente a 17 % da demanda nacional de energia.

Nos últimos anos, o crescimento da implantação de plantas de digestão anaeróbia na Europa é resultado da necessidade do tratamento dos resíduos orgânicos, antes da disposição em aterros, haja vista a legislação de alguns países proibirem o aterramento de matéria orgânica *in natura*. Ademais, a demanda por energia renovável que é gerada nestas plantas, aliada a vários outros benefícios ambientais, é um fator de estímulo ao mercado energético.

Segundo Mata-Alvarez *et al.*, (1992) e Reichert e Silveira (2005), além dos custos de implantação, os principais fatores que influem na viabilidade econômica do processo anaeróbio aplicado à fração orgânica dos Resíduos Sólidos são os custos de disposição final em aterros sanitários, o valor da energia renovável, e no caso do Brasil ou dos países em desenvolvimento, a possibilidade de comercialização de créditos de carbono.

Em menor escala, pode se utilizar os biodigestores para o tratamento de resíduos domiciliares, vide diversos exemplos bem sucedidos como em países da África, China e Índia (VÖGELI e ZURBRÜGG, 2008). O teor de matéria orgânica nessas regiões é bastante similar ao Brasil, fato este que pode corroborar para implementação da tecnologia anaeróbia como forma de tratamento de resíduos dessa natureza.

Diante do exposto, no presente trabalho foi aplicado o processo de tratamento anaeróbio, à fração orgânica putrescível de resíduos sólidos urbanos provenientes da cozinha da cantina de uma universidade, inoculado com esterco bovino e esgoto sintético em reator anaeróbio, com a finalidade de se buscar alternativa econômica para o processamento e destino final dos resíduos sólidos urbanos.

Durante o período de monitoramento do sistema experimental, foi avaliado o processo de bioestabilização dos resíduos sólidos orgânicos e a taxa de produção e composição do biogás.

1.2 Objetivos

Para a descrição real da situação proposta nesta pesquisa, o conteúdo teórico terá como pilares os seguintes objetivos:

1.2.1 Objetivo Geral

Avaliar a tratabilidade dos resíduos sólidos orgânicos provenientes de uma cantina universitária, por meio da digestão anaeróbia.

1.2.2 Objetivos Específicos

- Avaliar a adequabilidade do efluente tratado para disposição ou reúso;
- Avaliar a remoção de matéria orgânica de resíduos sólidos orgânicos;
- Avaliar as características do biogás produzido, em termos de CH₄ e CO₂;
- Avaliar por meio da microscopia óptica, as principais morfologias presentes no lodo do biodigestor.

CAPÍTULO 2 - REVISÃO DA LITERATURA

2.1 Resíduos Sólidos Urbanos: aspectos gerais

A problemática dos resíduos sólidos é, talvez, um dos temas que vem ganhando mais importância ao longo dos últimos tempos, vide o exemplo brasileiro que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos no Brasil, por meio da lei federal nº 12.305/2010. Questões referentes a não geração e reuso dos resíduos, coleta, manuseio, tratamento e disposição adequada, bem como questões relativas aos cuidados ambientais com as áreas de disposição e os produtos gerados são questionamentos que têm merecido a atenção de diversos órgãos governamentais e não governamentais, mundo afora.

Para os efeitos da Lei Nacional nº 12.305, os Resíduos Sólidos são entendidos como:

“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 semi-sólido, 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”.

2.1.1 Classificação

Os resíduos sólidos urbanos (RSU) podem ser classificados de acordo com a sua origem, ou seja, correspondem aos resíduos gerados nas residências, nos estabelecimentos comerciais, nos logradouros públicos e nas inúmeras atividades desenvolvidas pela sociedade, além dos resíduos de varrição de ruas e praças. Esses resíduos são compostos normalmente por materiais putrescíveis (resíduos alimentares, resíduos de jardinagem e varrição, e materiais que apodrecem rapidamente), papéis/papelões, plásticos, madeiras, metais, vidros e outros materiais (entulhos, espumas, solos, couro, borrachas, cinzas, tecidos, óleos, graxas, resíduos industriais não perigosos, etc).

A Norma Brasileira de Referência nº 10.004/2004, da Associação Brasileira de Normas Técnicas classifica os resíduos sólidos como:

- ❖ Resíduos Classe I – Perigosos, aqueles que apresentam periculosidade ou alguma das seguintes características: inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade e patogenicidade.
- ❖ Resíduos Classe II – Não perigosos. Esta classificação ainda é subdividida em mais duas:
 - Classe IIA – Não inertes, aqueles que não se enquadram nas classificações de resíduos Classe I e nem Classe IIB. Podem ter propriedades tais como: biodegradabilidade, combustibilidade ou solubilidade em água.
 - Classe IIB – Inertes, quaisquer resíduos que, quando amostrados de uma forma representativa, segundo a ABNT NBR 10.007/2004, e submetidos a um contato dinâmico e estático com água destilada ou desionizada, à temperatura ambiente, conforme ABNT NBR 10.006/2004, não tiverem nenhum de seus constituintes solubilizados a concentrações superiores aos padrões de potabilidade de água, excetuando-se aspecto, cor, turbidez, dureza e sabor.

2.1.2 Composição gravimétrica

A composição gravimétrica dos RSU de cada cidade está diretamente relacionada com a densidade populacional, que influencia tanto nos aspectos qualitativos quanto quantitativos (FELIZOLA, 2006).

Para Santos (2011), essas variações das características dos resíduos são geralmente em função de fatores econômicos e sociais, geográficos, educacionais, culturais, tecnológicos e legais. Na Tabela 1 destaca-se um estudo sobre a composição gravimétrica dos RSU, provenientes de diferentes pesquisas, no Brasil (SANTOS, 2011). Apesar da variação, de modo geral nos resíduos das comunidades brasileiras, há predominância de matéria orgânica putrescível. Segundo Barcelos (2009), no Brasil a fração de matéria orgânica na composição dos RSU fica na faixa de 50 e 80 %.

Tabela 1- Composição Gravimétrica dos RSU em diversas cidades do Brasil em %

Componente	Bela Vista	Porto Alegre	Presidente Castelo Branco	Belo Horizonte	Rio de Janeiro	Salvador
Materiais Putrescíveis	52,9	41,9	44,5	65,46	60,7	44,3
Papel/papelão	19,0	20,7	12,3	10,11	13,5	19,2
Plástico	18,8	22,5	13,6	11,27	15,3	20,9
Metal	3,8	4,2	6,3	2,65	1,7	1,3
Vidro	1,9	2,1	6,0	2,39	3,2	1,9
Madeira		4,1				2,7
Têxtil		3,6				3,1
Borracha	3,6	0,5	17,3	8,12	5,5	0,3
Pedra/cerâmica		0,2				6,3
Referências	MARQUES e PASQUALETTO (2005)	BIDONE e SOARES (2001)	SOUZA e D'OLIVEIRA (2009)	SIMÕES <i>et al.</i> (2003)	RIO DE JANEIRO (2005)	MACHADO <i>et al.</i> (2009)

Fonte: Santos, 2011.

Em Caruaru, município do Agreste Pernambucano, conforme descrito em seu Plano de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos de Caruaru (PGIRS) datado de 2005 são produzidos, aproximadamente, 340 toneladas de resíduos sólidos urbanos por dia. Vale ressaltar que neste valor estão incluídos os resíduos domiciliares, comerciais e de serviços públicos (varrição, capinação, podaço, etc.) e excluídos os resíduos industriais e de construção civil.

Assim como na maioria dos municípios brasileiros, o estudo revelou que na cidade de Caruaru, maior parte dos resíduos é composta por matéria orgânica, conforme pode ser observado na compilação de resultados de estudos e levantamentos *in situ*, realizados para o PGIRS e contida na Figura 1, sendo esse um forte indício da potencial vocação de tratamento e reaproveitamento da parcela orgânica dos resíduos urbanos, além das vantagens de aproveitamento dos subprodutos originados do tratamento, há a redução

da quantidade desse material que iria direto para o aterro sanitário, reduzindo sua vida útil e aumentando a produção de efluentes.

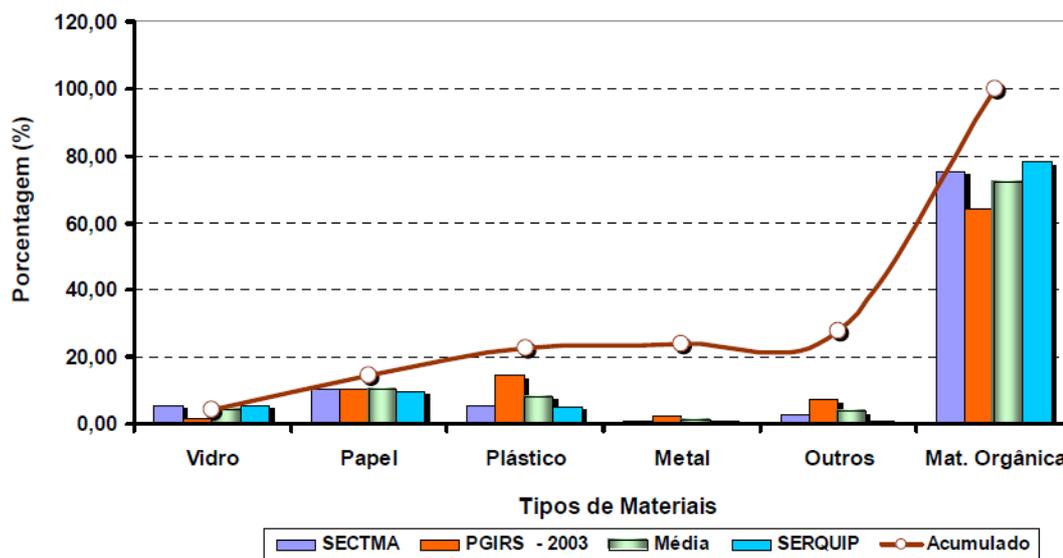


Figura 1. Composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos do município de Caruaru. Fonte: PGIRS (2005).

Na contextualização, é importante ressaltar que a redução da quantidade de matéria orgânica enviada para aterros sanitários é um dos pressupostos da Política de Resíduos Sólidos do Estado de Pernambuco (Lei Nº 14.236 /2010). O aterramento de matéria orgânica in natura, em alguns países, já é uma prática proibida por lei devido aos problemas de poluição relacionados com esta prática, visto que boa parte do chorume produzido em um aterro sanitário é decorrente da decomposição da matéria orgânica aterrada (BERGLUND, 2006).

2.2 A fração orgânica dos resíduos sólidos

Silva (2009) comenta que, os resíduos sólidos orgânicos constitui a parte putrescível e não putrescível dos resíduos sólidos urbanos, dos resíduos sólidos rurais ou agrícolas, de alguns tipos de resíduos indústrias e resíduos provenientes de estações de tratamento de água (ETAs), estações de tratamento de esgoto doméstico (ETEs), da coleta e processamento de resíduos recolhidos nas áreas urbanas, como restos de alimentos, papel, papelão, cortes de gramado, podas de árvores, resíduos gerados de indústrias de alimentos e resíduos gerados de atividades agrícolas, como ração, adubos, restos de colheita, entre outros.

Para o supracitado autor, por meio da ação conjunta de grupos diversos de micro-organismos decompositores as características da fração orgânica presente nos resíduos sólidos são modificadas no decorrer do tempo.

De acordo com Silva (2009), vários fatores influenciam no percentual de matéria orgânica putrescível presente nos resíduos sólidos urbanos, estando diretamente relacionado com a estação do ano, o índice de precipitação pluviométrica e o tipo de resíduo que foi gerado. Dados estatísticos expostos anteriormente (tabela 1) apontam que no Brasil, os resíduos sólidos orgânicos putrescíveis constituem em média 55% (percentual em peso), dos resíduos sólidos urbanos produzidos.

Okumu e Nyenje (2011) apontam que a matéria orgânica quando disposta no meio ambiente gera lixiviado, que é responsável pela contaminação dos corpos aquáticos e do solo, o qual apresenta uma elevada concentração de DQO e, em muitos casos, dependendo do tipo de resíduo, a presença de metais pesados. Os resíduos orgânicos são também responsáveis pela poluição do ar através da geração de gases tóxicos provenientes da degradação do material orgânico na digestão anaeróbia (HARTMANN e AHRING, 2005; HUI *et al.*, 2006).

2.3 A digestão anaeróbia como opção para o tratamento da fração orgânica dos resíduos sólidos

De acordo com Silva (2009) “*atualmente, os processos de tratamento mais utilizados para fração orgânica dos resíduos sólidos municipais são a compostagem e a digestão anaeróbia*”. A compostagem é um o processo biológico aeróbio de decomposição da fração orgânica existente nos resíduos sólidos urbanos, sob condições adequadas, de forma a se obter um composto orgânico estabilizado (húmus) para a utilização na agricultura. A digestão anaeróbia também conhecida como biogaseificação, ou ainda biometanização, dos resíduos sólidos orgânicos, é o processo de tratamento que ocorre na ausência de oxigênio, em que os micro-organismos degradam o material orgânico e produz biogás, composto em sua maior proporção por metano e dióxido de carbono.

Na contextualização, os processos anaeróbios figuram como uma alternativa promissora, em virtude das altas taxas de produção de biogás (LEITE *et al.*; 2009). Segundo Chanakya *et al.* (2007) e Silva (2009), estes têm sido amplamente utilizados para o tratamento de resíduos sólidos, incluindo resíduos provenientes de diversas

fontes como: culturas agrícolas, dejetos de animais, lodos de ETEs e resíduos sólidos orgânicos.

Várias são as vantagens dos sistemas anaeróbios quando comparado aos tratamentos aeróbios, como reporta Silva (2009), dentre as quais, pode-se citar: menor consumo de energia, menor produção de lodo, menor área para implantação e oferecerem potencialidade energética com uso do metano produzido. Contudo, os processos anaeróbios empregados no tratamento de resíduos sólidos ainda possuem alguns interferentes, devido à falta de configurações de sistemas de tratamento e, sobretudo, ao tempo necessário para bioestabilizar os resíduos sólidos, que é bastante longo quando comparado com processos aeróbios.

Estudos mostram que a partir da crise energética dos anos 70 o gás metano dos digestores anaeróbios voltou a despertar o interesse geral, conduzindo o aumento de sua produção em países europeus (ANDREOLI *et al.*, 2003). Como citado em Bouallagui *et al.* (2003), o tratamento anaeróbio da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos vem crescendo nos últimos anos. A conversão desses resíduos em metano oferece alternativa energética e benefícios ao meio ambiente.

A utilização energética do biogás apresenta grande importância estratégica dentro do enfoque dos impactos ambientais, pois além de viabilizar seu aproveitamento como fonte de energia, contribui para o controle das emissões de metano na atmosfera, já que tem o potencial de aquecimento global vinte vezes mais que o gás carbônico.

Segundo Andreoli *et al.* (2003), a principal vantagem do biogás frente ao gás natural é que o último, assim como o petróleo, não é uma fonte de energia renovável. Em vários países o biogás produzido em aterros sanitários e biodigestores é aplicado como fonte energética e, em alguns casos há a comercialização para o uso nas indústrias.

No Brasil, assim como em outros países onde há uma predominância de matéria orgânica nos RSU, os biodigestores rurais vêm sendo utilizados para fins de saneamento rural, tendo como produtos o biogás e o biofertilizante (SOUZA *et al.*, 2004; MAGRINHO *et al.*, 2006). O aproveitamento energético da produção de biogás, utilizando-se resíduos sólidos orgânicos, vem diminuindo os custos de produção nas propriedades rurais. Nas Figuras 2 e Figura 3 podem ser visualizadas algumas das finalidades dos subprodutos gerados na digestão anaeróbia dos resíduos sólidos orgânicos.



Figura 2. Aplicação de biofertilizante gerado pela digestão de resíduos sólidos orgânicos na Suécia. Fonte: Santos, 2007.



Figura 3. Ônibus movido a metano gerado pelo processo anaeróbico na Itália. Fonte: Arquivo Pessoal de Simone Machado Santos, 2010.

O poder calorífico do biogás, com percentual em torno de 70% de metano, é de aproximadamente 23.380kJ/m^3 ou $6,5\text{kW/m}^3$, demonstrando a potencialidade de uso controlado. Para efeito comparativo, este valor atinge cerca de 60% do poder calorífico do gás natural, que confere 37.300kJ/m^3 ou $10,4\text{kW/m}^3$ (ANDREOLI *et al.*, 2003). Na tabela 2 apresenta-se a equivalência energética entre o biogás e alguns outros combustíveis convencionais.

Tabela 2. Equivalência energética entre biogás e outros combustíveis

Combustível (t = 25°C; P = 1atm)	Volume equivalente a 1m³ de biogás (t = 25°C; p = 1atm)
Querosene	0,342 L
Lenha (10% de umidade)	1,450 L
GLP	0,396 L
Óleo Diesel	0,358 L
Gasolina	0,342 L

Fonte. Andreoli et al. (2003)

2.4 Digestão anaeróbia de resíduos sólidos: processos e fatores intervenientes

A digestão anaeróbia (DA) pode ser definida como um processo bioquímico que ocorre na ausência de oxigênio molecular livre, no qual diversos grupos de micro-organismos envolvidos no processo anaeróbio possuem alto grau de especificidade e cada grupo atua na conversão da matéria orgânica complexa (carboidratos, proteínas e lipídios) em metano, compostos inorgânicos como o dióxido de carbono, nitrogênio, amônia livre, gás sulfídrico e traços de outros gases e ácidos orgânicos de baixo peso molecular. Os micro-organismos envolvidos no processo anaeróbio possuem alto grau de especificidade e cada grupo atua em reações específicas (FORESTI *et al.*, 1999).

A aplicação da tecnologia anaeróbia para o tratamento de esgotos domésticos tornou-se bastante atraente no Brasil devido às condições climáticas predominantemente tropicais, onde as temperaturas médias na maioria das regiões brasileiras são superiores a 20°C. O país assume posição de destaque no cenário mundial com relação à aceitação dos sistemas de tratamento anaeróbio (AQUINO E CHERNICHARO, 2005).

A fração orgânica dos resíduos sólidos é um substrato complexo e, obviamente, a sua degradação envolve um caminho metabólico ainda mais complexo constituído por uma série de reações até à síntese do metano como produto final (MATA-ALVAREZ, 2003).

Ao contrário da degradação aeróbia, na qual a matéria orgânica carbonácea é usualmente metabolizada diretamente a CO₂, a degradação anaeróbia envolve quatro etapas distintas, conforme segue:

Etapa 1 - Hidrólise: os materiais particulados complexos (polímeros) são hidrolisados em materiais de menor peso molecular que podem atravessar as paredes celulares das bactérias fermentativas, uma vez que estas não são capazes de assimilar a matéria orgânica particulada. Assim, a hidrólise do material particulado, bem como de material

solúvel de maior tamanho, é uma etapa essencial para aumentar a biodisponibilidade, ou seja, o acesso do substrato às células microbianas (AQUINO E CHERNICHARO, 2005). O material orgânico particulado é convertido em compostos dissolvidos de menor peso molecular por meio de exoenzimas, enzimas que são excretadas por bactérias fermentativas, também denominadas bactérias hidrolíticas. As proteínas são degradadas em (poli) peptídeos, os carboidratos em açúcares solúveis (mono e dissacarídeos) e os lipídeos, em ácidos graxos de cadeia longa (C15 a C17) e glicerol. Em certas situações, a alta complexidade do material orgânico pode resultar em uma baixa velocidade de hidrólise, tornando-a a etapa limitante de todo o processo de digestão.

Etapa 2 - Acidogênese: os produtos solúveis provenientes da fase de hidrólise são metabolizados, no interior das células das bactérias fermentativas, em compostos mais simples que são posteriormente excretados por um grupo diversificado de bactérias, das quais a maioria é anaeróbia obrigatória. Os compostos produzidos incluem ácidos graxos voláteis de cadeia curta (AGV), álcoois, ácido lático, dióxido de carbono, hidrogênio, amônia e sulfeto de hidrogênio, para além de novas células bacterianas. A acidogênese é efetuada por um grande e diverso grupo de bactérias fermentativas, designadamente as espécies *Clostridium* e *Bacteroids*. As *Clostridium* formam esporos, o que lhes confere capacidade de sobrevivência em ambientes adversos.

Etapa 3 - Acetogênese: as bactérias acetogênicas são responsáveis pela oxidação dos produtos gerados na fase acidogênica, obtendo-se o substrato apropriado para as bactérias e arqueas metanogênicas. Os produtos gerados pelas bactérias acetogênicas são: H_2 , CO_2 e CH_3COOH . Durante a produção dos ácidos acético e propiônico, é formada uma grande quantidade de hidrogênio, fazendo com que o valor do pH do meio se acidifique. De todos os produtos metabolizados pelas bactérias acidogênicas, apenas o hidrogênio e o acetato podem ser utilizados diretamente pelas bactérias metanogênicas. Porém, pelo menos 50% da matéria biodegradável é convertida em propionato e butirato que são posteriormente decompostos em acetato e hidrogênio pela ação das bactérias acetogênicas (AQUINO E CHERNICHARO, 2005). Em suma, os produtos da acidogênese são transformados pelas bactérias acetogênicas em hidrogênio, dióxido de carbono e acetato.

Etapa 4 - Metanogênese: compreendida como a etapa final do processo anaeróbio, nesta fase que há a produção do gás metano por meio de dois grupos de micro-organismos metanogênicos: acetotróficos ou acetoclásticos, a exemplo de *Methanosarcina sp* e *Methanothrix sp*, e micro-organismos hidrogenotróficos, a exemplo de *Methanobacterium sp*, *Methanobrevibacter sp* e *Methanospirillum sp*. As arqueias hidrogenotróficas são autótrofas, reduzindo CO_2 a metano e usando H_2 como doador de elétrons, liberando H_2O . As arqueias acetoclásticas são heterótrofas, produzindo o metano e CO_2 a partir da redução do acetato (fermentação).

Na Figura 4, apresenta-se um esquema que inclui as várias etapas do processo de Digestão Anaeróbia. Portanto, a DA é um processo bioquímico complexo, composto de várias reações sequenciais, cada uma com determinadas populações microbianas (LAY *et al.*, 1997; MATA-ALVAREZ, 2003).

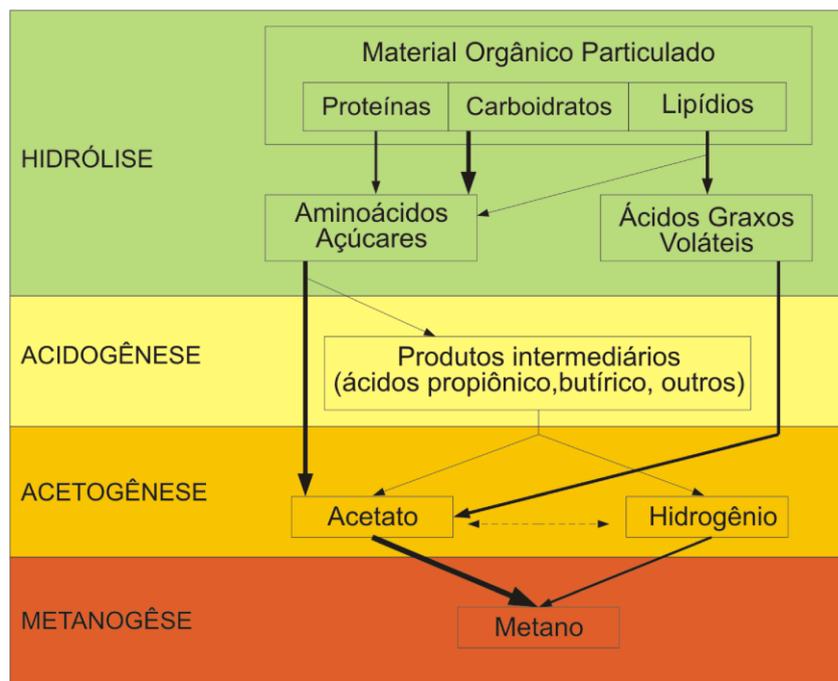
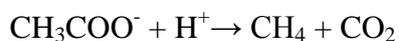


Figura 4. Representação esquemática dos estágios de conversão da matéria orgânica na DA. Fonte: adaptado de Mata-Alvarez, 2003 e Riuji, 2009.

Conforme relata Foresti *et al.* (1999) os micro-organismos anaeróbios metanogênicos atuam num número bastante limitado de substratos. A produção de metano através dos micro-organismos acetotróficos é realizada pela redução do ácido acético ou metanol,

enquanto que os hidrogenotróficos produzem o metano a partir da redução do dióxido de carbono e hidrogênio. Observam-se as seguintes reações metabólicas:

- Metanogênese acetotrófica ou acetoclástica



- Metanogênese hidrogenotrófica



Os micro-organismos hidrogenotróficos crescem mais rapidamente do que os acetotróficos, de modo que os acetotróficos geralmente limitam a velocidade de transformação do material orgânico complexo e, normalmente, estes são predominantes na digestão anaeróbia, responsáveis por cerca de 60 a 70% de toda a produção de metano (FORESTI *et al.*, 1999, YU *et al.*, 2005).

Além dos processos que levam à formação do biogás, podem ocorrer outros processos nos quais os micro-organismos utilizam-se do catabolismo oxidativo, através da presença de oxidantes alternativos (BARCELOS, 2009). Estes oxidantes são nitratos e sulfatos. O nitrato atua como oxidante, sendo reduzido a nitrogênio molecular em processo denominado desnitrificação, e o sulfato é reduzido a sulfeto. De um modo geral, a redução biológica do sulfato em digestores anaeróbios pode inibir a metanogênese. Quando as concentrações de sulfatos são elevadas, os micro-organismos sulforedutores, a exemplos: *Desulfotomaculum sp*, *Desulfovibrium sp*, *Desulfobacterium sp* e *Desulfonema sp*, oxidam a matéria orgânica que deixa de ser transformada em metano, surgindo a formação de gás sulfídrico em quantidade elevada no sistema, tornando-se corrosivo e conferindo odor desagradável, além de ser tóxico para os micro-organismos metanogênicos. Havendo baixa concentração, os microrganismos redutores de sulfatos se encontram em associação com os micro-organismos metanogênicos, produzindo acetato e hidrogênio.

Por se tratar de um processo biológico, são vários fatores que influenciam o desempenho da digestão anaeróbia, uma vez que o meio deve oferecer as condições requeridas pelos micro-organismos para que estes realizem as reações de conversão da matéria orgânica. Vários são os fatores que influenciam o desempenho da digestão anaeróbia. Dentre os fatores operacionais, se destacam a concentração de sólidos, a umidade, a temperatura, o pH e a alcalinidade, bem como a presença de nutrientes, discutidos a seguir.

2.4.1 Temperatura

A temperatura é um dos fatores ambientais importantes na digestão anaeróbia, uma vez que afeta os processos biológicos de diversas maneiras. Este parâmetro influencia nas taxas de reações enzimáticas e também na desnaturação destas enzimas ou na destruição das habilidades dos micro-organismos em produzir essas enzimas, dessa forma, comprometendo a eficiência do processo de bioestabilização do material orgânico. Segundo Metcalf & Eddy (1991) e Mata-Alvarez (2003), os micro-organismos são classificados em: psicrófilos, sobrevivem numa faixa de 0 a 20°C; mesófilos (20 a 45°C) e termófilos (45 a 70°C). Os mesmos autores citam 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), conforme se apresenta na Figura 5.

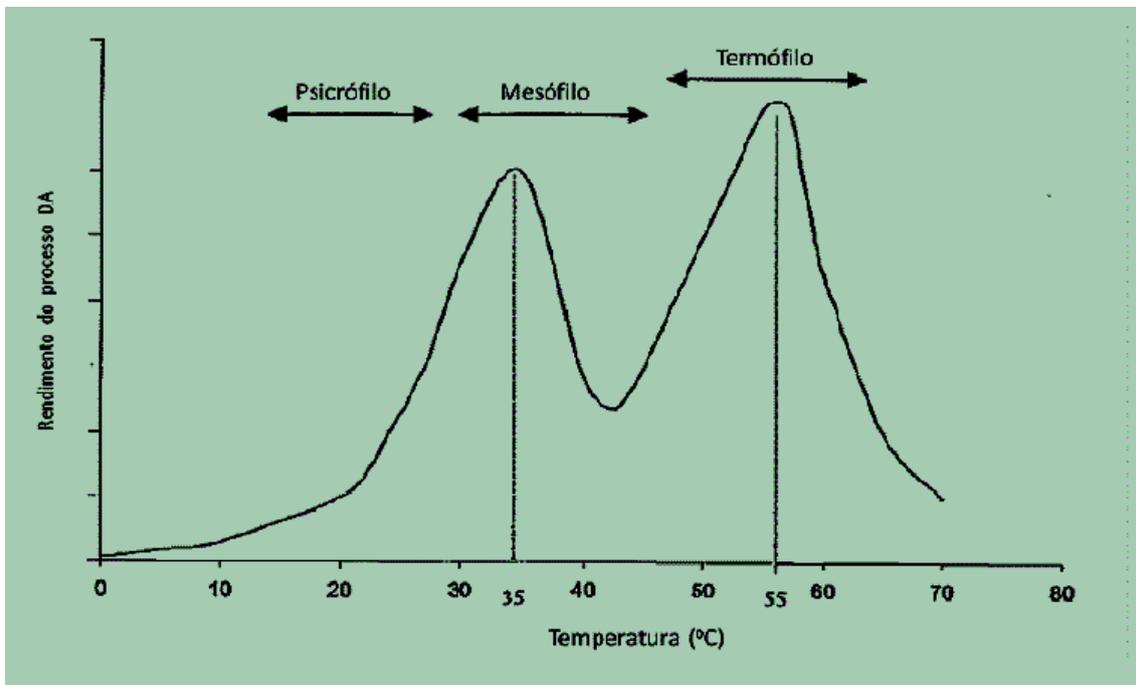


Figura 5. Perfil do rendimento da digestão anaeróbia em função da temperatura.

Fonte: Adaptado de Rodrigues, 2005.

Diversos estudos consideram que os processos termofílicos têm maior eficiência na degradação de matéria orgânica em quando comparados com os com processos mesofílicos, porque pode ser obtida maior produção de biogás (ZÁBRANSKÁ *et al.*, 2002). Em contrapartida, os processos anaeróbios termofílicos com alta carga orgânica geram maior quantidade de ácidos voláteis, o que pode provocar um desbalanceamento entre a produção e consumo de ácidos, seguido por distúrbios da população

metanogênica, que cresce mais lentamente que as populações hidrolíticas e fermentativas (AHRING, 1994; VAN LIER, 1996).

2.4.2 pH, alcalinidade e ácidos graxos voláteis

O pH é um fator importante no controle do processo anaeróbio, pois assim como a temperatura, influencia a velocidade das reações bioquímicas. Este influencia a atividade enzimática, uma vez que cada enzima é ativa somente num pH específico e limitado (LAY *et al.*, 1997).

Cada micro-organismo possui uma faixa específica de pH onde o seu crescimento é favorável, havendo um valor considerado ótimo, no qual a taxa de crescimento é máxima. Os micro-organismos metanogênicos são considerados sensíveis ao pH, ou seja, o crescimento ótimo ocorre em faixa relativamente estreita, em torno de 6,5 a 7,5 embora possam conseguir a estabilidade para a formação de metano numa faixa mais ampla de pH, entre 6 e 8 (RIUJI, 2009). Valores abaixo de 6 e acima de 8,3 devem ser evitados, uma vez que estes inibem por completo os micro-organismos formadores de metano, conforme relatou Van Lier (1995).

O pH está relacionado diretamente com a alcalinidade, pela presença de sistema carbônico (bicarbonatos), e com os ácidos graxos voláteis no biodigestor anaeróbio. De acordo com Van Haandel e Lettinga (1994), valores de pH abaixo de 6,3 poderão ocasionar a fermentação ácida em relação a metanogênese, evidenciando-se pelo aumento da concentração dos AGV, causando instabilidade, com possível desequilíbrio do sistema.

Os ácidos graxos voláteis (AGV) são compostos constituídos de ácidos orgânicos de cadeia simples produzidos na etapa acidogênica e, por conseguinte, através da etapa acetogênica, são transformados em ácido acético, H₂ e CO₂, cujas presenças reguladas pelo pH e pela capacidade tampão do sistema, é responsável pela estabilidade do processo anaeróbio (VIÑAS, 1994 *apud* SOUZA, 2001).

A importância da alcalinidade no monitoramento de reatores anaeróbios deve-se à necessidade do sistema em manter o pH dentro da faixa requerida pela população metanogênica, uma vez que a digestão de substratos complexos resulta na produção de ácidos orgânicos que precisam ser tamponados (BARCELOS, 2009).

Van Haandel e Lettinga (1994) comentam que, para efeito de cálculos, enquanto a escala de pH é logarítmica, a escala de alcalinidade é linear, resultando por exemplo, em um grande consumo de substância alcalina para um pequeno abaixamento do pH, o que torna mensurável a diminuição significativa da capacidade tampão do meio em digestão, indicando a necessidade de adição de alcalinizantes.

Torres Lozada *et al.*, (2005) relatam que, quando o sistema acumula grande quantidade de ácidos orgânicos ou em casos eventuais de instabilidade, uma opção para preservar a biomassa mantendo-se o pH próximo à neutralidade é adicionar substâncias alcalinizantes, como o bicarbonato de sódio, visto que o bicarbonato já é um produto final da metanogênese. Ademais conforme cita o mesmo autor, o bicarbonato de sódio possui outras vantagens quando comparado com outros alcalinizantes do mercado, uma vez que não causa vácuo no sistema de tratamento, além de ser economicamente viável.

2.4.3 Presença de Nutrientes

As populações de micro-organismos envolvidos nos processos biológicos de tratamento necessitam de nutrientes presentes no substrato, para a realização do seu metabolismo.

Foresti *et al.* (1999) relatam que, o nitrogênio e o fósforo são os nutrientes essenciais para todos os processos biológicos. A quantidade desses nutrientes, em relação à matéria orgânica presente (expressa como DQO, por exemplo), influencia na eficiência dos micro-organismos para obter energia para síntese, a partir das reações de oxidação do substrato orgânico.

Em relação aos macronutrientes Carbono (C), Nitrogênio (N) e Fósforo (P), recomenda-se as seguintes proporções: $C/N = 20 - 30$; $C/P = 150$ e $N/P = 5$. Segundo Hartmann e Ahring (2005), a fração orgânica dos resíduos sólidos usualmente contém todos os nutrientes e micronutrientes necessários para que o crescimento dos micro-organismos não seja limitado.

Segundo os mesmos autores, se a razão C/N dos resíduos é muito elevada verifica-se um *déficit* de nitrogênio fundamental à síntese celular. Por outro lado, se esta razão é baixa, poderá significar na degradação do substrato a formação de amônia em quantidades elevadas, o que poderá ter um efeito tóxico. A inibição a partir da amônia será abordada no capítulo relativo às substâncias tóxicas.

2.4.4 Umidade

A água 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.

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). Conforme relatam Lopes (2000) e Chanakya *et al.* (2007), 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.

2.4.5 Potencial redox

De acordo com Mosey e Huges (1985), *apud* Alcântara (2007), o potencial redox ou potencial de oxirredução (Eh) fornece uma indicação do ambiente oxidante ou redutor do sistema. Logo a medida desse parâmetro é de suma importância para o monitoramento de processos anaeróbios, visto que valores altos de Eh é um indicativo de introdução de oxigênio no meio, sendo tóxico para as bactérias metanogênicas.

2.5 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, tendo como produto final o biogás.

O conhecimento e o aproveitamento do biogás tem uma longa tradição na história humana. No ano 1776, na Itália, o pesquisador Volta descobriu que o gás metano existia incorporado ao chamado “gás dos pântanos”, como resultado da decomposição de restos de vegetais em ambientes confinados. Veloso (2011) comenta que embora o biogás, já fosse conhecido há muito tempo, pois a produção de gás combustível a partir de resíduos orgânicos não é um processo novo, somente na segunda metade do século XIX, surgiu a primeira instalação operacional destinada a produzir gás combustível.

Em 1806, na Inglaterra, Humphrey Davy também identificou um gás rico em metano e dióxido de carbono, resultante da decomposição de dejetos animais em lugares úmidos (ROBRA, 2006). Sganzerla (1983) relata que Bombaim, Índia, foi o “berço” dos biodigestores onde, em 1857, foi construída a primeira instalação operacional destinada a produzir gás combustível, para um hospital de pacientes afetados pela hanseníase.

Na França, no ano de 1868, Bechamp descobriu a origem microbiológica da formação do biogás. Na Inglaterra, em 1895, o biogás gerado a partir do lodo de esgoto foi usado para a iluminação pública na cidade de Exeter. Em 1910, na mesma cidade, foi instalado um sistema de aquecimento do biodigestor, com o objetivo de aumentar a produção do gás (NOGUEIRA, 1986).

Na Alemanha, em 1906, o pesquisador Imhoff sugeriu um sistema contínuo de biodigestão e em 1920 foi aplicado no tratamento de esgotos em aproximadamente 48 cidades alemãs, atingindo cerca de 4,6 milhões de habitantes, sendo que o biogás produzido nestas estações foi usado como fonte de energia no próprio tratamento de esgotos. No ano de 1926, também na Alemanha, carros movidos com motores a biogás engarrafado percorreram trechos experimentais entre 80 e 120 km e entre 1930-45 foram empregados esforços para o desenvolvimento desta tecnologia, na busca da autonomia energética (NOGUEIRA, 1986).

Porém após a segunda guerra mundial, com a abundante disponibilidade de petróleo a baixo custo, a tecnologia da biodigestão e da geração de biogás estagnou o seu desenvolvimento. Somente, com a crise mundial de energia, no ano 1973, e mais recentemente, com o aumento da conscientização sobre as questões ambientais relacionada à produção e uso da energia e à destinação adequada de resíduos sólidos e líquidos, é que o desenvolvimento da tecnologia da biodigestão foi retomado (ROBRA, 2006).

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.

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

2.5.1 Tipos de biodigestores

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 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. Na concentração de 10% de ST, foi observado que após uma semana de operação, o sistema apresentou um decréscimo do pH de 7,2 para 5,3, devido ao aumento acentuado da produção dos ácidos voláteis, inibindo a formação do metano.

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).

Classificação pela forma de alimentação

Outro 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 a funcionando em paralelo e em modo alternado para garantir as necessidades de tratamento. Esse tipo de alimentação também é conhecido como alimentação por batelada.

2.5.2 Partida e operação de biodigestores

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 micro-organismos 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.

Algumas pesquisas têm sido desenvolvidas nessa área com objetivo de apontar diferentes inóculos para o processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos. Levando-se em consideração que, no início do processo de degradação, a quantidade de ácidos e hidrogênio é maior em função da taxa de geração das bactérias formadoras de ácido, a adição de uma quantidade suficiente de micro-organismos metanogênicos pode prevenir o desbalanceamento. Normalmente, são usados como inóculos lodo de esgoto digerido, lodo de UASB, estrume, resíduo digerido e lixiviado (PINTO, 2000; LEITE *et al.*, 2009,

RIUJI, 2009; ESTOPPEY, 2010). 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).

Devido à grande carga orgânica biodegradável da fração orgânica dos resíduos sólidos, a principal limitação da digestão anaeróbia de resíduos está relacionada com o fato de ocorrer a rápida acidificação do sistema, que é responsável pela diminuição do pH no interior do reator e pela grande produção de ácidos graxos voláteis, o que inibe a atividade metanogênica (BOUALLAGUI *et al.*, 2004). Desta forma, o uso de inóculo com capacidade de tamponamento é uma forma de controlar a acidez no processo de digestão anaeróbia.

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.

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.

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. Resultados semelhantes foram alcançados por Hartmann e Ahring (2005) tratando o mesmo tipo de substrato inoculado com esterco bovino.

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.

2.6 Experiências com a aplicação da digestão anaeróbia ao tratamento dos resíduos sólidos

Vários autores vêm desenvolvendo pesquisas com digestão anaeróbia de resíduos sólidos 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 tecnologia, sobretudo por ser uma tecnologia que gera subprodutos 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).

Felizola (2006), em estudo desenvolvido na Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgoto Sanitário, localizada na cidade de Campina Grande (PB), trabalhou com reator anaeróbio para tratamento de resíduos sólidos orgânicos com volume total de 1 m³, e volume útil em torno de 950L, destinada para zona de reação, e o restante destinado à acumulação do biogás produzido. O substrato foi o composto pela fração orgânica putrescível oriunda de resíduos sólidos urbanos e lodo de esgotos sanitário, na proporção de 80 e 20%, respectivamente. Os dados obtidos demonstraram que a digestão anaeróbia pode ser aplicada a esse tipo de substrato, uma vez que foi quantificado valores de metano no biogás gerado em torno de aproximadamente 60%, podendo ser utilizado como fonte alternativa de energia, além disso, durante o período de monitoramento do sistema experimental a eficiência média de remoção de DQO total foi de 78%.

Robra (2006) relata que na Alemanha, mais de 1500 fazendas agropecuárias construíram biodigestores para tratamento de estrume de gado, com o aproveitamento de calor e energia elétrica, produzidos através da cogeração. Nos últimos anos, porém, muitos biodigestores estão sendo alimentados com cerca de 5 a 20% de outros substratos orgânicos residuais de alta digestibilidade para aumentar a produção de metano, entre eles, mais recentemente, a glicerina bruta da produção do biodiesel.

Vögeli e Zurbrügg (2008) comentam que experiências com biodigestores, 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 orgânicos domiciliares (provenientes de cozinhas ou até mesmo papel higiênico), e eram de pequeno, médio e grande porte, trabalhando com capacidades de tratamento de resíduos de 1-5 kg/dia, inferior a 3 t/dia e superior a 100 t/dia, respectivamente. O biogás gerado nas unidades de pequeno porte era normalmente utilizado nas cozinhas das residências próximas ao digestor, conforme pode ser visualizada na figura 6.



Figura 6. Biodigestor Utilizado em Residência na Índia. Fonte: Vögeli & Zurbrügg, 2008.

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%.

Gyalpo (2010), tratando resíduos orgânicos provenientes de restaurantes de escolas secundárias, relata que obteve uma remoção acima de 80 % em termos de DQO. A

análise de cromatografia gasosa indicou valores médios de metano de 60%. O autor comenta que recirculou o efluente proveniente da degradação anaeróbia, com o intuito de reintroduzir no sistema micro-organismos contidos do percolado para acelerar o processo de digestão anaeróbia. Segundo o autor, os resíduos gerados pelas escolas viabilizavam a construção de biodigestores para tratar até 20 kg de lixo orgânico por dia.

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 metano, sendo utilizado por diversas comunidades locais. Além disso, análises físico-químicas mostraram que o efluente gerado é rico em nitrogênio e fósforo. De acordo com o autor, a alta porcentagem de nitrogênio na forma de amônia obtida através do processo anaeróbio aumenta a viabilidade do efluente como fertilizante. No entanto, a presença de micro-organismos do tipo *E. Coli* e coliformes totais, indicou que o efluente deve ser utilizado apenas em culturas que não são comidas crus. Ademais, devido à carga orgânica final do mesmo apresentar-se ainda elevada é indicado um pós-tratamento, uma vez que os os parâmetros ultrapassam a legislação vigente do país.

Santos *et al.* (2010) apresentaram vários estudos sobre diferentes substratos orgânicos utilizados na alimentação de biodigestores rurais. De acordo com a Tabela 3, as várias pesquisas citadas demonstraram a importância da tecnologia anaeróbia, no que se refere à utilização energética do biogás gerado.

Angola (2010) relatou experiência com biodigestores em pequenas comunidades realizadas no município de Caruaru, no Estado de Pernambuco. Segundo a autora, diversas fundações, sob acompanhamento do Instituto Agrônomo de Pernambuco (IPA), tem viabilizado a implantação da tecnologia anaeróbia em localidades rurais da região. As famílias alimentam diariamente seus biodigestores com esterco de animais, diluídos em água. Com o biogás gerado é possível produzir o equivalente a um botijão de gás por mês no quintal de casa. De acordo com o IPA os biodigestores implantados possuem capacidade máxima para tratar cerca de 5 kg/dia de resíduos.

Veloso (2011) relata que na Índia, diversas pesquisas resultaram em grande difusão da tecnologia de biodigestores como forma de tratar os dejetos animais, entre outros resíduos orgânicos, para obter biogás, e ainda conservar o efeito fertilizante do produto

(biofertilizante). De acordo com o autor, foi através desses trabalhos, realizado na região de Ajitmal no norte da Índia, que permitiu a construção de quase meio milhão de unidades de biodigestores no interior do país.

Haraldsen *et al.* (2011), tratando resíduos de alimentos em escala laboratorial, além de avaliarem a composição do biogás gerado, analisaram as características e a eficiência do efluente (biofertilizante) gerado na decomposição da matéria orgânica, por vias anaeróbias. De acordo com os autores, o fertilizante orgânico gerado foi utilizado na cultura de cevada e levou a um rendimento maior dessa espécie, quando comparado com um fertilizante industrial, possibilitando o uso desse líquido na biofertilização agrícola.

Tabela 3. Porcentagem gerada de metano na digestão anaeróbia

Substrato utilizado na alimentação	% de CH ₄ obtida	Referência
Frutas e Vegetais	50-65	Bouallagui <i>et al.</i> (2003)
Frutas e Vegetais	54-65	Bouallagui <i>et al.</i> (2004a)
Frutas e Vegetais	69-71	Bouallagui <i>et al.</i> (2004b)
Frutas e Vegetais e Resíduos Agropecuários	63-65	Misi e Foster (2001)
Frutas e Vegetais e Carnes	63,8-69,2	Misi e Foster, (2002)
Resíduos Alimentares	65	Riuji (2009)
Resíduos Alimentares	63-67	Corti e Lombardi (2007)
Resíduos Alimentares e lodo	37-62	Agdag e Sponza (2005)

Fonte: Santos *et al.*, 2010.

CAPÍTULO 3 – MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Descrição do sistema experimental

O trabalho experimental foi realizado nas dependências do Laboratório de Engenharia Ambiental, da Universidade Federal de Pernambuco – UFPE, localizada na cidade de Caruaru, estado de Pernambuco.

Para a realização da pesquisa experimental, foi utilizado um biodigestor (reator anaeróbio) de fibra de vidro com a seguinte configuração: capacidade de 500 L destinada a zona de reação; três saídas em níveis diferentes (0 cm, 25 cm e 50 cm), que servem como ponto de coleta do lodo para descarga e análise; um extravasor; um alimentador vertical; e uma saída de gás, para coletar o biogás produzido (Figura 7 e Figura 8). O custo do equipamento e seus acessórios foi, aproximadamente, de R\$ 5.000,00 (cinco mil reais), conforme projeto aprovado pelo Edital FACEPE de junho de 2008.

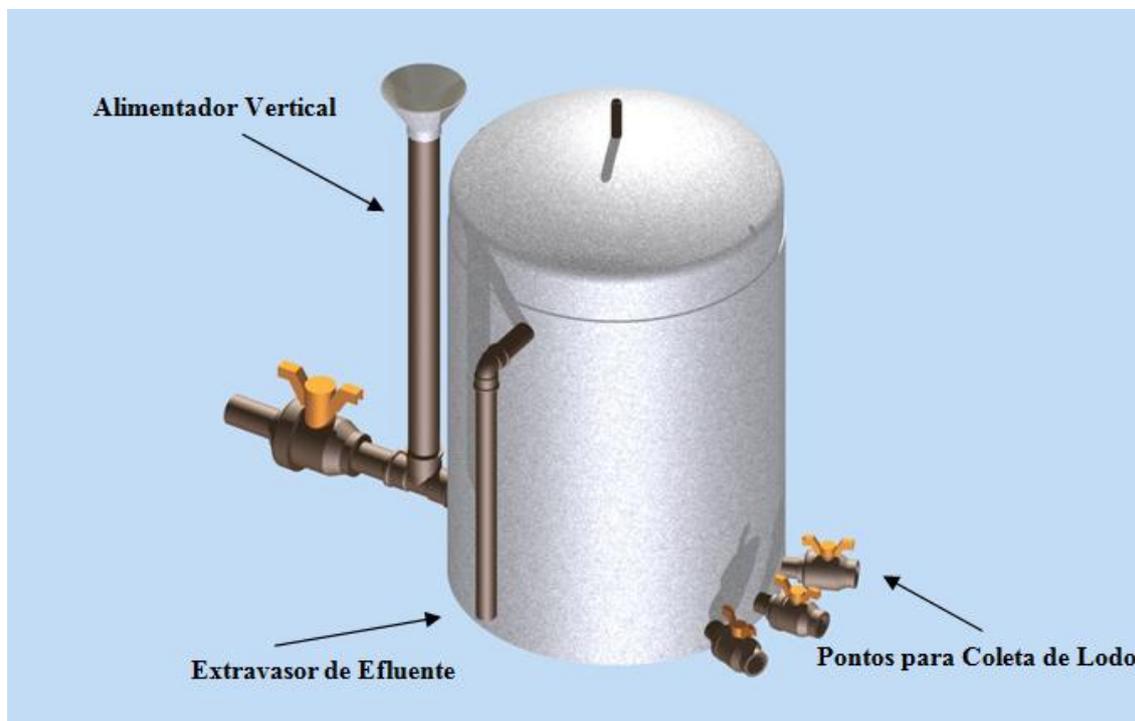


Figura 7. Esquema em 3D ilustrativo do projeto do biodigestor. Fonte: O autor, 2011.



Figura 8. Fotografia do biodigestor instalado no Laboratório de Engenharia Ambiental. Fonte: O autor, 2011.

3.2 Parâmetros operacionais do biodigestor

Os parâmetros operacionais comumente utilizados para descrever o processo de digestão anaeróbia (Mata-Alvarez, 2003) são descritos a seguir.

3.2.1 Tempo de Detenção Hidráulica – TDH

Descreve a razão entre volume útil do reator, e a vazão de entrada (substrato afluyente).

$$TDH = \frac{V}{Q}$$

TDH = tempo de detenção hidráulica (dias)

V = volume útil do reator (m³)

Q = vazão (m³/dia)

3.2.2 Carga Orgânica Volumétrica – COV

Descreve a quantidade de substrato afuyente introduzido por volume de reator em determinado tempo. A medida do substrato pode ser dada pela DQO, ST ou STV.

$$COV = \frac{Q \cdot S}{V}$$

COV = carga orgânica volumétrica (kg substrato/m³.dia)

Q = vazão afluente de substrato (m³/dia)

S = concentração do substrato no afluente (kg/m³)

V = volume útil do reator (m³)

3.2.3 Taxa de Produção de Gás (Gas Production Rate – GPR)

Descreve a razão entre o biogás produzido, por unidade de volume de reator, em um determinado tempo.

$$GPR = \frac{Q_{biogás}}{V}$$

GPR = taxa de produção de gás (m³ gás/m³reator.dia)

Q_{biogás} = vazão de biogás (m³/dia)

V = volume útil do reator (m³)

3.3 Inoculação e partida do biodigestor

Na inoculação do biodigestor foram utilizados 30 kg de esterco bovino seco à temperatura ambiente e 150L de esgoto sintético preparado em laboratório, conforme metodologia descrita em Torres (1992). A composição do esgoto sintético é apresentada na Tabela 4.

Tabela 4. Composição do esgoto sintético

Fração Orgânica	DQO (%)	Composto Orgânico
Proteínas	50 %	Extrato de Carne
Carboidratos	40 %	Sacarose, Amido, Celulose
Lipídios	10 %	Óleo de Soja
Sais Minerais	-	Solução de NaCl Solução de MgCl ₂ .6H ₂ O Solução de CaCl ₂ .2H ₂ O

3.4 Fração orgânica utilizada na alimentação do biodigestor

A fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos, utilizados neste trabalho, foi proveniente do descarte de alimentos da cozinha do restaurante universitário, do CAA.

O resíduo foi coletado em baldes e transportado para o Laboratório de Engenharia Ambiental, onde foi submetido às operações de trituração, diluição e caracterização físico-química. Na Figura 9, apresentam-se fotos que ilustram a aparência dos resíduos sólidos orgânicos triturados.

O pré-tratamento (trituração e diluição) do substrato confere um aumento da superfície específica da matéria-prima, e foi realizado a fim de facilitar a hidrólise microbiana.



Figura 9. Preparação do afluente e alimentação do biodigestor. Fonte: O autor, 2011.

3.5 Monitoramento do sistema operacional

O período de monitoramento experimental foi dividido em quatro fases, conforme fluxograma apresentado na Figura 10. A Fase I refere-se à inoculação e início da alimentação do reator. Nesta fase, foi constatada a acidificação do sistema (descrita adiante); por conseguinte, procedeu-se à Fase II, na qual houve a suplementação do afluente com bicarbonato de sódio com o objetivo de manter o pH do sistema na faixa adequada ao desenvolvimento do processo de digestão anaeróbia. Para neutralizar o potencial hidrogeniônico do biodigestor, foi necessário fazer o cálculo da quantidade necessária de NaHCO_3 , para isso considerou-se uma DQO média de $19.000 \text{ mg O}_2/\text{L}$ já que a DQO do afluente é bastante variável. O cálculo estequiométrico resultou em uma quantidade de $26,6 \text{ g}$ de NaHCO_3 para cada litro de afluente adicionado. A suplementação teve início na primeira semana de setembro/2010 e, assim que os valores

da alcalinidade no efluente foram aumentando, a quantidade de NaHCO_3 foi gradativamente reduzida até não ser mais necessária sua adição.

A Fase III refere-se ao fim da suplementação com bicarbonato de sódio uma vez que, neste período, o pH do sistema manteve-se na faixa adequada, indicando que o biodigestor tinha atingido o estado de equilíbrio dinâmico aparente (partida do biodigestor). Após a estabilização, o reator voltou a ser alimentado com a mistura de resíduos e água, apenas.

Por último, foi realizada a Fase IV referente à recirculação do efluente gerado no processo. O objetivo consistiu em reintroduzir a fração líquida para estimular o aumento da velocidade da degradação anaeróbia e evitar ao máximo a sua disposição no ambiente, uma vez que a alta carga orgânica e o excesso de nutrientes presentes são fatores impeditivos.

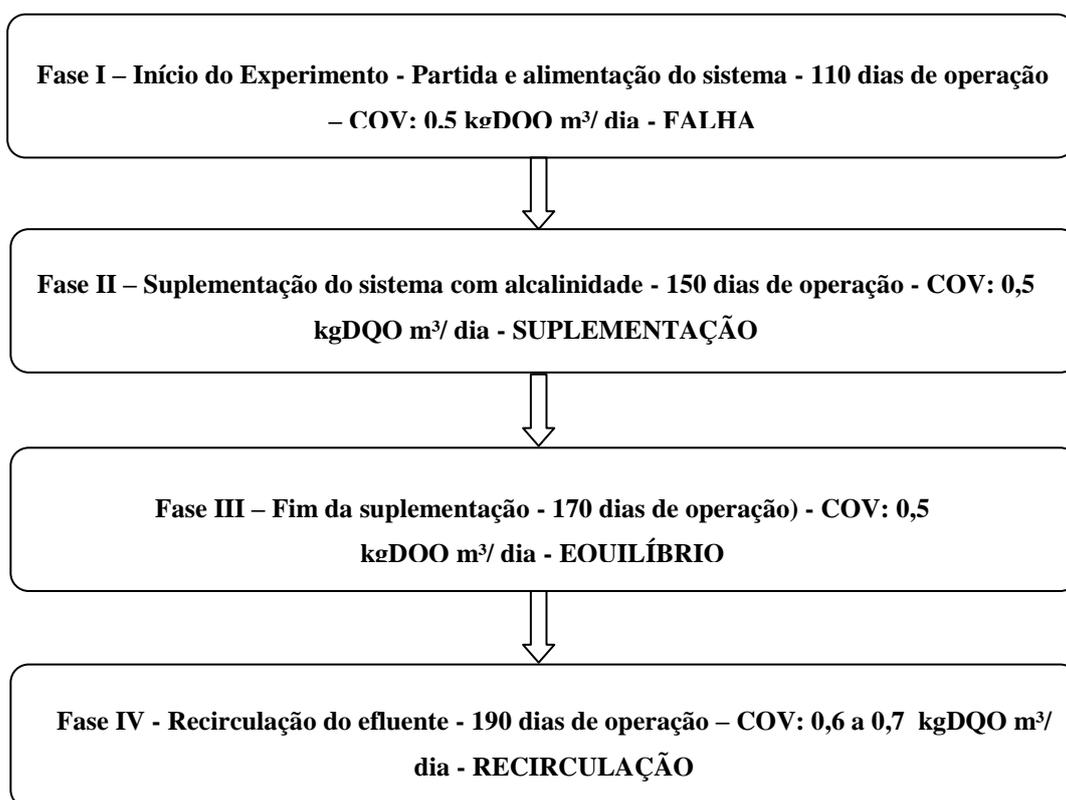


Figura 10. Fluxograma ilustrativo das fases do biodigestor. Fonte: O autor, 2012.

O monitoramento do sistema experimental foi realizado por meio de análises no material afluente (substrato) e efluente, como também no biogás produzido no processo fermentativo. Os parâmetros monitorados estão descritos de acordo com a Tabela 5.

Tabela 5. Monitoramento – análises / frequência / material / metodologia

Parâmetros	Frequência	Material		Metodologia
		Afluente	Efluente	
pH	Diária	X	x	Potenciométrico [3]
Alcalinidade Total	Semanal	x	x	Titulométrico [2]
Alcalinidade a Bicarbonato	Semanal		x	Titulométrico [2]
Ácidos Graxos Voláteis	Semanal		x	Titulométrico [2]
Nitrogênio total e Amoniacal	Quinzenal	x	x	Titulométrico 4500 - [1] e 4500 C
Demanda Química de Oxigênio	2 vezes na Semana	x	x	Titulométrico - 5220 [1]
Temperatura	Diária	x	x	Potenciométrico [3]
Potencial Redox	Semanal		x	Potenciométrico [3]

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

[2] Dillalo & Albertson, 1961.

[3] Parâmetros mensurados em equipamentos de bancada e/ou medição direta.

O monitoramento do biogás foi realizado rotineiramente, efetivando-se a sua quantificação, medida através de medidor de gases do tipo condominial (Figura 11), da marca LAO, modelo G 0.6.

As amostras de biogás foram coletadas com sacos do tipo Berg com válvula para coleta de gás (Figura 12) e enviadas para análise no Laboratório de Saneamento Ambiental (LSA), no campus Recife. Os teores de CO₂ e CH₄ foram determinados por meio de cromatografia gasosa, em cromatógrafo da Agilent, modelo 7890A. A frequência de análise do biogás foi determinada pela disponibilidade do equipamento do LSA, sempre buscando a realização de análises por fases.



Figura 11. Medidor de Gases usado no experimento. Fonte: O autor, 2011.



Figura 12. Sacos recipientes para coleta de biogás. Fonte: Foto do autor, 2011.

3.6 Exame microscópico do lodo

A evolução e dinâmica dos morfotipos presentes na fração sólida (lodo) do biodigestor foram baseadas em observações microscópicas presente na biomassa, ao longo da operação do sistema. Em cada fase, amostras de lodo foram coletadas das diferentes alturas do reator e foram examinadas por microscopia óptica sem fluorescência.

O exame microbiológico do lodo visou a identificação de micro-organismos produtores de metano ao longo das fases operacionais, uma vez que na fase inicial do presente

estudo, foram quantificados baixos valores de CH₄. Segundo Vazoller (1995), a produção de CH₄ pode ser considerada como um marcador taxonômico para a identificação de arqueas, uma vez que a bioquímica da formação do metano é encontrada apenas nas arqueas metanogênicas. De acordo com Weber (2008), vários parâmetros são utilizados para a identificação de arqueas metanogênicas, entre eles morfologia, movimento micro-organismos, microscopia eletrônica, morfologia de colônias, nutrição, taxa de crescimento, condições de crescimento, metabolismo, coloração de Gram, entre outras. As espécies do grupo *metanosarcina* possui formato de cocos irregulares em grupos (HOLT *et al*, 1994).

CAPÍTULO 4 – RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste capítulo são apresentados e discutidos os dados experimentais relativos ao processo de bioestabilização dos resíduos sólidos orgânicos, provenientes da cozinha do restaurante universitário, tratados em reator anaeróbio. Inicialmente, são abordados os perfis dos principais parâmetros analíticos do substrato afluente, e do material efluente do reator, seguindo da apresentação e discussão dos resultados da fração gasosa.

Por último, são apresentados e discutidos os resultados dos principais morfotipos encontrados na fração sólida (lodo), de maneira a contribuir para um melhor entendimento do processo. Os números I, II, III e IV, apresentados nos gráficos do item 4.3 deste capítulo são referentes às fases operacionais conforme descrito no item 3.5 da metodologia.

4.1 Parâmetros operacionais aplicados ao biodigestor

Para o biodigestor em estudo os parâmetros operacionais são apresentados conforme a Tabela 6. Para obtenção da carga orgânica volumétrica adotou-se um valor médio de DQO para cada fase operacional, uma vez que este parâmetro é variável de acordo com o afluente utilizado na alimentação do sistema.

Tabela 6. Parâmetros operacionais aplicados ao biodigestor

Parâmetros	Valores
Volume total / útil	500 L / 425 L
COV **	Fase I* – 0,5 kg DQO m ⁻³ d ⁻¹ Fase II* – 0,5 kg DQO m ⁻³ d ⁻¹ Fase III* – 0,5 kg DQO m ⁻³ d ⁻¹ Fase IV* – 0,6 a 0,7 kg DQO m ⁻³ d ⁻¹
TDH **	42 dias
GPR **	Fase I* – média 0,03 m ³ gás m ⁻³ reator.dia Fase II* – média 0,07 m ³ gás m ⁻³ reator.dia Fase III* – média 0,1 m ³ gás m ⁻³ reator.dia Fase IV* – média 0,13 m ³ gás m ⁻³ reator.dia
Idade do lodo	300 dias

* As Fases I, II, III e IV são detalhadas no item 3.5 anterior.

** Descritos no item 3.2 anterior.

4.2 Caracterização do substrato

Na Tabela 7 estão contidos os parâmetros de caracterização do substrato afluente constituído por 2 kg de resíduos orgânicos triturados, adicionados a 10 L de água. A digestão anaeróbia é do tipo "Low Solids" (ST \approx 4,8 %).

Tabela 7. Caracterização do substrato afluente (valores médios)

	Sólidos Totais (mg/L)	Sólidos Voláteis (mg/L)	DQO (mgO₂/L)
Fase I	17.379	14.498	20.810
Fase II	28.688	21.067	22.547
Fase III	35.605	20.632	19.901
Fase IV	35.934	20.181	26.508

4.3 Monitoramento do processo de digestão anaeróbia

O biodigestor foi monitorado por meio do acompanhamento de parâmetros físico-químicos, conforme apresentado a seguir.

4.3.1 pH, alcalinidade e ácidos graxos voláteis

O pH foi mensurado diariamente e os resultados são apresentados na Figura 13. Após 60 dias de operação, houve um decréscimo abrupto do pH, chegando a valores compreendidos entre 4,2 e 5,0, indicando ter havido processo de acidificação no reator. Conforme informado na metodologia, a etapa compreendida entre a partida e a falha do biodigestor foi denominada Fase I.

Identificada a acidificação, procedeu-se à suplementação do substrato afluente com NaHCO₃ do 100° até o 250° dia (Fase II), quando as condições normais de degradação anaeróbia foram atingidas. Na Fase II, o pH apresentou valores superiores a 7,0, indicando a presença de mecanismos de tamponação dos resíduos retidos no reator, conferindo estabilização necessária para a produção de metano. O bicarbonato de sódio ao ser adicionado ao conteúdo do reator, libera íons carbonato (CO₃²⁻) e bicarbonato (HCO₃⁻) que, ao reagirem com prótons produzem ácido carbônico, o qual devido à sua

instabilidade dissocia-se, liberando CO_2 e água, reduzindo as condições de acidez no conteúdo de reator (SILVA, 2009).

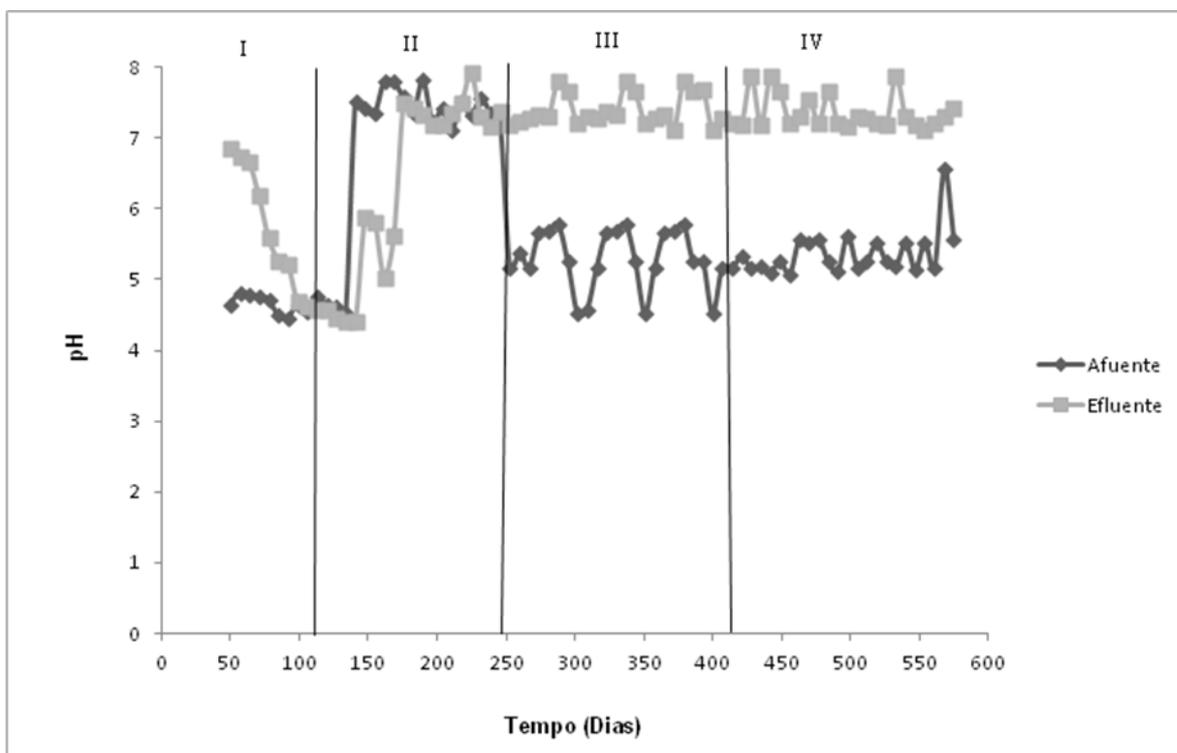


Figura 13. Valores de pH no afluente e efluente do biodigestor, durante o período experimental

Ademais, é importante salientar que a elevação do pH é ocasionada pelo mecanismo natural de tamponamento do reator, principalmente pela conversão de proteínas N-org, a nitrogênio amoniacal. No processo de amonificação, a amônia forma o hidróxido de amônio que ionizando forma NH_4^+ (íon amônio) e OH^- (hidroxila), que eleva os valores de pH do meio.

Alcançada a estabilidade do biodigestor, não somente o pH estabilizou-se, como também a alcalinidades total e parcial, assumiram valores esperados para o processo. Na Figura 14, é apresentado os valores relativos à alcalinidade total do substrato afluente e efluente. A alcalinidade total presente em sistemas anaeróbios é devida a soma das parcelas da alcalinidade parcial e a parcela relativa aos ácidos orgânicos voláteis.

As variações nos valores da alcalinidade total no substrato afluente foram de 87 a 265 $\text{mg CaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$, sendo esta variação explicada pela heterogeneidade dos resíduos sólidos orgânicos que eram adicionados ao sistema. Vale salientar que, na Fase II, o valor da alcalinidade total do afluente manteve-se fora da faixa mencionada anteriormente, alcançando valores médios em torno de 1.300 $\text{mg CaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$. Essa diferença está

relacionada com a introdução de bicarbonato de sódio ao reator. No material efluente, a alcalinidade total apresentou variações de 485 mg CaCO₃.L⁻¹ (Fase I), com alcalinidade parcial inexistente, a 6.972 mg de CaCO₃.L⁻¹, com alcalinidade parcial de 4.000 mg CaCO₃.L⁻¹ (após suplementação – Fase II). Os baixos valores de alcalinidade encontrados no início de experimento, refletem o distúrbio ocasionado em reatores anaeróbios, pelo acúmulo de ácidos orgânicos voláteis.

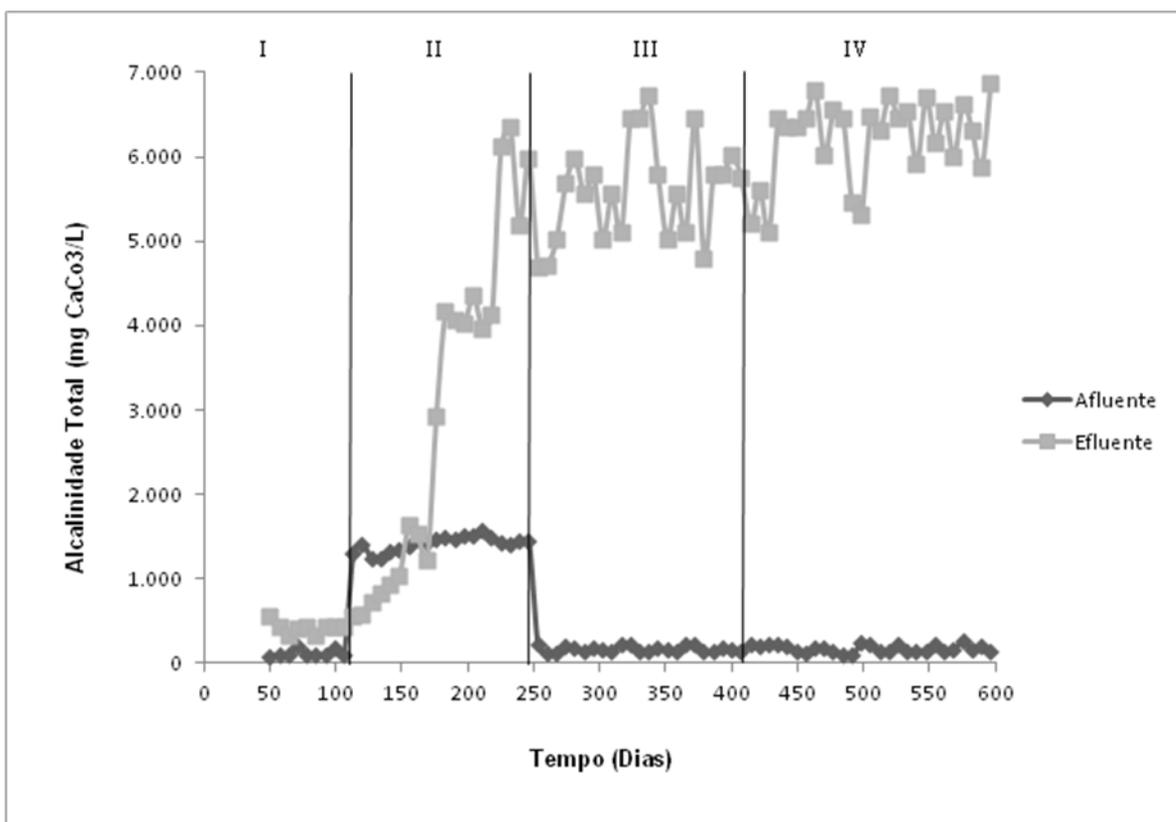


Figura 14. Alcalinidade total (AT) no afluente e efluente do biodigestor, durante o período experimental.

É importante salientar que devido o tempo de detenção hidráulica ser da ordem de 42 dias, isso influenciou nos valores do efluente até a estabilidade operacional ter sido atingida, o que ocorreu por volta do dia 230 de operação. Ademais, a alcalinidade dos resíduos sólidos orgânicos conforme menciona alguns autores (SILVA, 2009; SHAHRIARI *et al.*, 2012) deve ser proveniente do processo de amonificação, além de vir de outros processos (formação de AGVs) ou de resíduos da suplementação. visto o comportamento hidráulico do biodigestor fora da idealidade (nem é mistura completa, nem plug-flow).

De acordo com Felizola (2006), os altos valores de alcalinidade no efluente podem estar associados à alta concentração de nitrogênio apresentada neste material, o que contribui

para a formação da alcalinidade devido ao bicarbonato de amônia. A alcalinidade total compreende a alcalinidade a bicarbonatos e aproximadamente 70% a ácidos graxos voláteis (AGV), sendo que somente a primeira é utilizada para neutralizar os AGV (DILLALO e ALBERTSON, 1961).

Gonçalves (2005), trabalhando o efeito da agitação mecânica na co-digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos, observou que mesmo com um aumento da alcalinidade total a partir de 16 dias de operação, não se verificou decréscimo nas concentrações de AGV nem elevação do pH do efluente. Assim, os valores de alcalinidade total observados no trabalho do autor, foram devidos principalmente à presença de AGV.

Na Figura 15 são apresentados os perfis dos AGV, ao longo do período de monitoramento do efluente do biodigestor. A concentração de AGV no substrato afluente, apresentou valor máximo de $6.500 \text{ mg/L H}_{\text{Ac}}\cdot\text{L}^{-1}$, na Fase I. Marouani *et al.* (2001) e Bouallagui *et al.* (2005), em estudo utilizando tecnologia anaeróbia para tratamento de resíduos de frutas e verduras com 8% de sólidos totais em reator de batelada, também observaram inibição por acúmulo de ácidos graxos voláteis, em consequência de irreversibilidade da redução de pH.

No processo de bioestabilização anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos, quando acontece redução da concentração dos ácidos graxos voláteis geralmente se observa acréscimo proporcional do percentual de gás metano no biogás. Silva (2009) ressalta que o acúmulo de ácidos graxos voláteis leva a baixa produção de biogás, indicando desbalanceamento do processo em relação à produção e consumo de AGVs. O referido autor, trabalhando com tratamento anaeróbio de alimentos de uma central de abastecimento, comenta que obteve valores acima de 7.000 mg/L de ácidos orgânicos voláteis, sendo necessário a utilização de bicarbonato de sódio para elevar o pH do sistema. O presente estudo mostra que, após a suplementação do sistema com bicarbonato de sódio, houve um acréscimo nas concentrações de alcalinidade e conseqüentemente um decréscimo no teor de AGV, com estabelecimento do equilíbrio entre produção e consumo de ácidos.

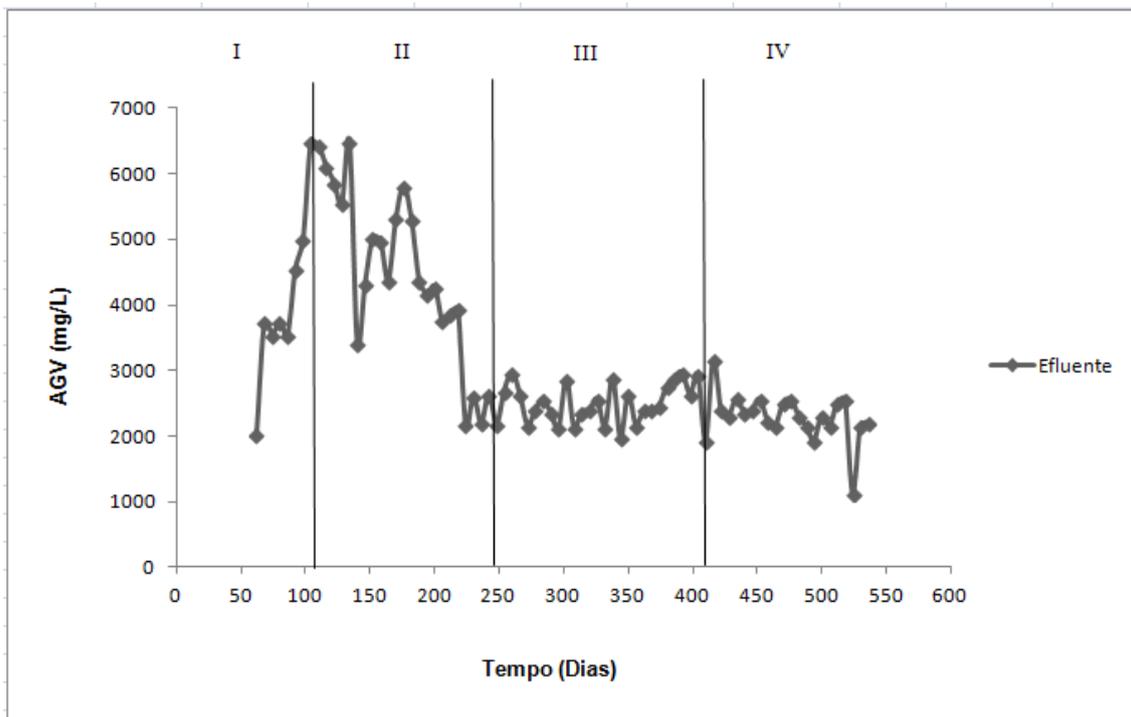


Figura 15. Valores de ácidos graxos voláteis (AGV) observados no efluente do biodigestor durante o período experimental

Os dados da Figura 16 apresentam a tendência da evolução de cada fase operacional da relação AGV/AT (Ácidos Graxos Voláteis/Alcalinidade Total) no material efluente do reator durante o período de monitoramento do biodigestor. A relação AGV/AT esteve entre 0,2 e 2,3, ao longo do período experimental. Segundo Leite (2004), a relação AGV/AT deve ser inferior ou igual a 0,5 para que o sistema apresente boa capacidade de tamponamento. O valor da relação AGV/AT em sistemas anaeróbios fornece indicação sobre o estado de equilíbrio dinâmico no conteúdo do reator. De acordo com Chernicharo (1997) e Leite (2004), para valores situados em torno de 0,5 o estado de equilíbrio é atingido e o biogás produzido passa a conter em média 60% (porcentagem em volume) de gás metano.

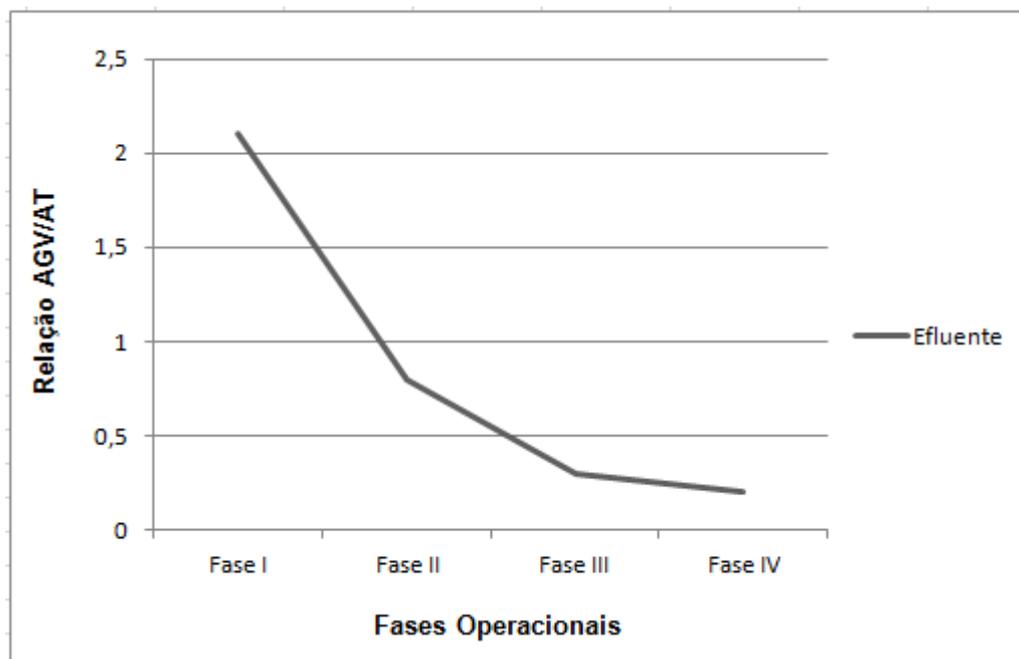


Figura 16. Perfis referentes à relação AVG/AT, de acordo com as fases operacionais

No decorrer da Fase I, o valor da relação AGV/AT situou-se acima de 2,0, valor considerado superior ao ideal para o processo de tratamento anaeróbio. Este fato confirma a observação de instabilidade do biodigestor nesta fase. Destaca-se que na Fase I não se observou presença de metano no biogás gerado. No entanto, após a suplementação nota-se que o sistema gradativamente adquiriu capacidade de tamponamento, tendo a relação se estabelecido em valores inferiores a 0,5 a partir de Fase III. O comportamento da produção de metano, correspondente a cada fase do experimento, será apresentado e discutido no item 4.5 adiante.

4.4 Remoção de matéria orgânica do resíduo

O comportamento da Demanda Química de Oxigênio (DQO), medida indireta do teor de matéria orgânica do resíduo, durante o período de monitoramento do reator é apresentado na Figura 17.

A concentração de DQO no substrato afluente apresentou variações entre 18.309 a 29.909 mg O₂/L. No efluente essa variação foi de 7.575⁻¹ a 16.000 mg O₂.L⁻¹, atingindo-se eficiência máxima de remoção de 71%, na última fase de monitoramento.

Na Fase I, o sistema apresentou baixos valores de eficiência de remoção de DQO, com valor médio de 20 %. Isso é decorrente da operação do biodigestor sem suplementação de alcalinidade nessa fase de operação.

Após a Fase II, a remoção de DQO do presente trabalho (Figura 17) foi superior a 50%, alcançando valor médio de 60%. Nas fases III e IV, o sistema apresentou remoções médias de DQO em torno de 65%, alcançando valores máximos de 71%. O mesmo percentual foi obtido por Felizola (2006) tratando resíduos sólidos orgânicos e Shahriari *et al* (2012) por meio da recirculação da fração líquida, enquanto Silva (2009), tratando resíduos de alimentos, relata que após suplementação de alcalinidade no biodigestor anaeróbio, a eficiência de remoção de DQO alcançou um patamar entre 54,1 e 77 %.

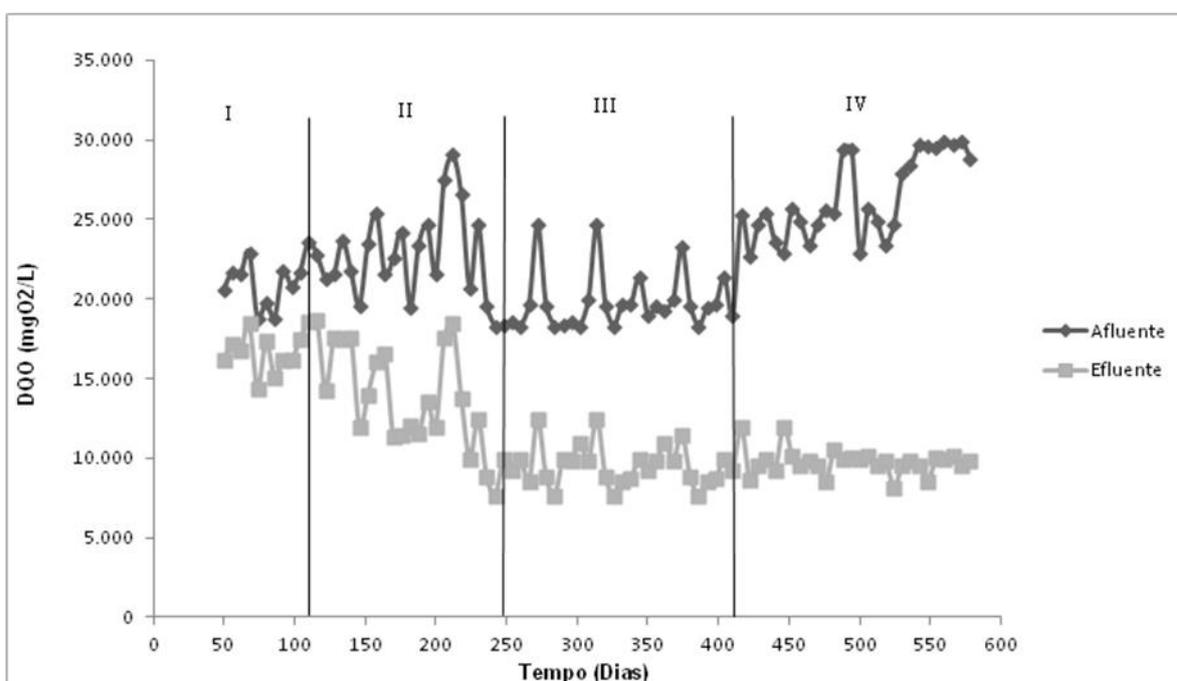


Figura 17. DQO com o tempo e as mudanças de fases

É importante ressaltar que a remoção de DQO está diretamente relacionada com a temperatura. No presente trabalho (Figura 18) se observou que em determinados períodos, quando a temperatura ambiente diminuía, a remoção de matéria orgânica em termos de DQO também decaía, fato este que pode ser associado a menor taxa de decomposição anaeróbia, como citado por Chernicharo (1997) e Riuji (2009). Por exemplo, próximo de 150 e 200 dias, quando a eficiência caiu, a temperatura também caiu, entre os meses de junho e agosto. Cabe mencionar que em alguns pontos o valor da temperatura quando comparado com a DQO é inversamente proporcional, o que

provavelmente pode ser explicado pela falta de calibração do equipamento medidor de temperatura.

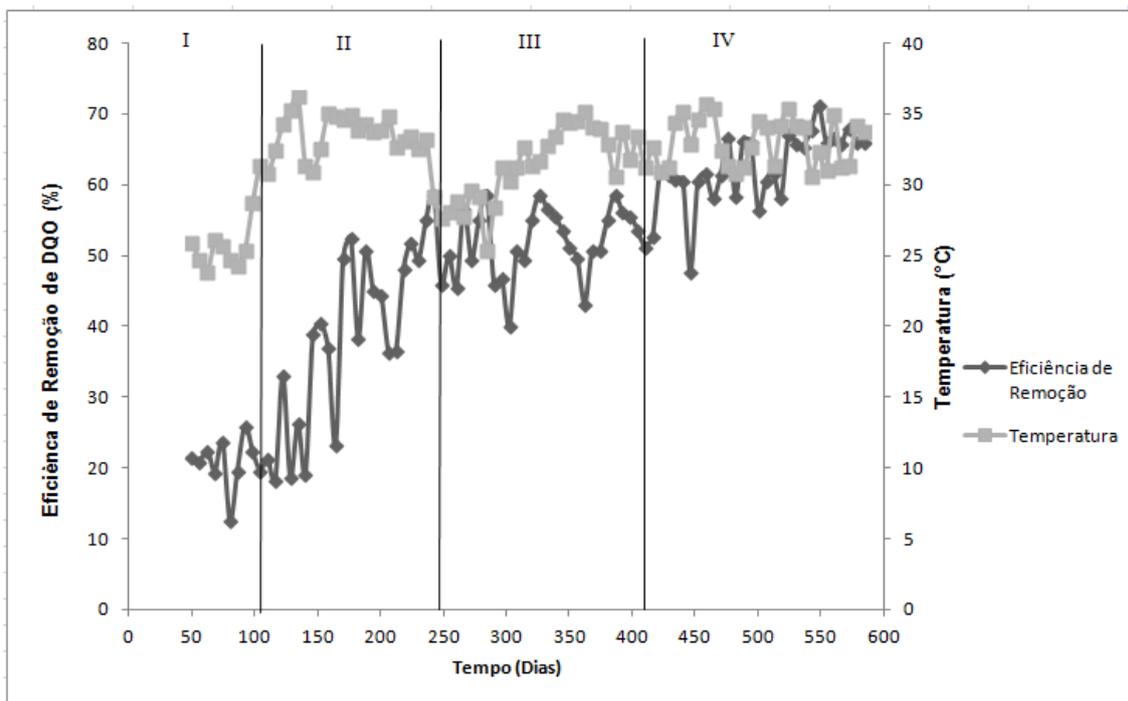


Figura 18. Temperatura do reator e eficiência de remoção de DQO ao longo do período experimental

Na Figura 19, são apresentadas as tendências das evoluções temporais dos sólidos totais (ST) durante o período experimental. A concentração no afluente apresentou oscilações durante todo o período experimental, o que está associado ao grau de heterogeneidade dos resíduos gerados, uma vez que depende dos alimentos servidos no dia. Na Fase I, o teor médio de ST no afluente variou de 17.418 a 20.315 mg.L⁻¹, enquanto que no efluente essa variação foi de 12.069 a 7.522 mg.L⁻¹, atingindo uma eficiência máxima de remoção de 40 % . Nas fases posteriores, o teor de o teor de sólidos totais no afluente variou de 20.345 a 43.862 mg.L⁻¹, enquanto que no efluente essa variação foi de 7.113 a 8.754 mg.L⁻¹, atingindo uma eficiência máxima de remoção de 80 % . Na Fase I, a remoção média de ST foi de 30%, em virtude dos problemas já discutidos. 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. No entanto, a remoção de 80% alcançada, mostra que o biodigestor é um sistema de tratamento importante para hidrólise do material sólido de alimentos, cuja maior característica é o elevado teor de sólidos.

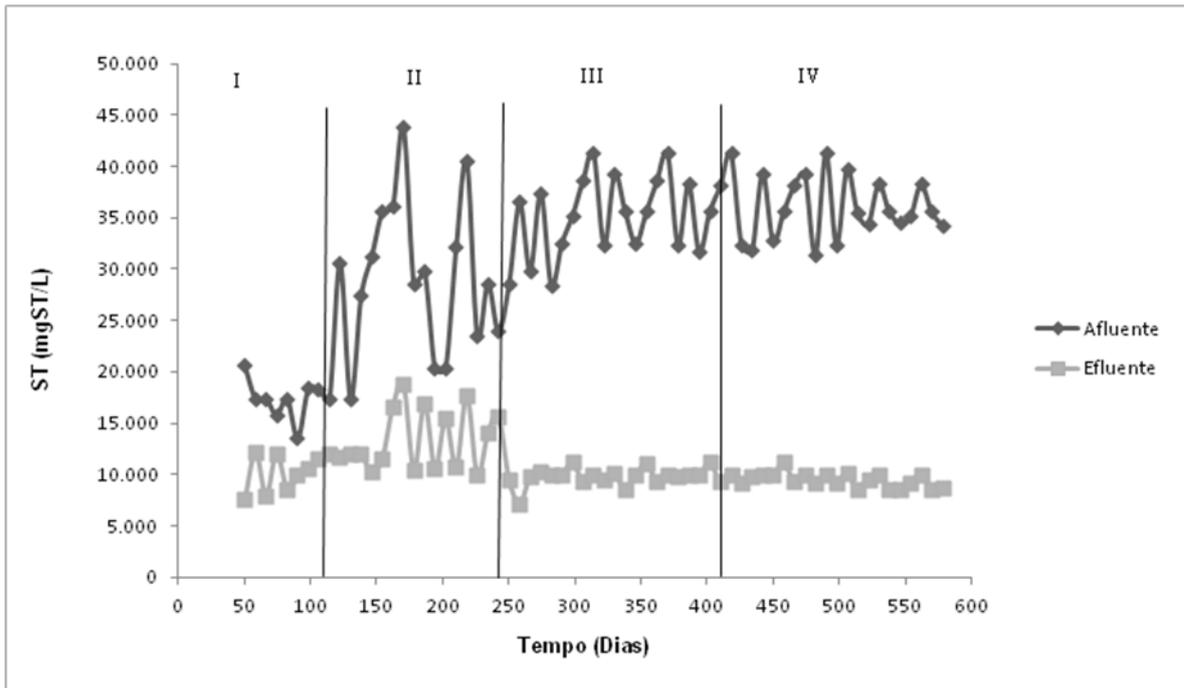


Figura 19. Teor de Sólidos Totais (ST) no afluyente e efluente do biodigestor ao longo do período experimental

Conforme apresentado na Figura 20, o teor de sólidos totais voláteis afluyente (Fase I) variou de 11.448 a 17.476 mg L⁻¹, enquanto que no efluente essa variação foi de 4.167 a 6.787 mg.L⁻¹, atingindo uma eficiência média de remoção de 60% . Nas fases seguintes, o teor de o teor de sólidos totais voláteis afluyente variou de 12.456 a 31.490 mg L⁻¹, enquanto que no efluente essa variação foi de 3.210 a 10.321 mg.L⁻¹, atingindo uma eficiência média de remoção de 82 % , indicando uma expressiva eficiência de retenção de sólidos totais voláteis no interior do reator, podendo proporcionar, conseqüentemente, uma taxa satisfatória de produção de biogás e de gás metano

Bouallagui *et al.* (2003), tratando resíduos sólidos vegetais em um biodigestor tubular, com TDH de 20 dias, obtiveram eficiência de remoção de sólidos totais voláteis de 75% com produção de biogás com 65% de metano. Estoppey (2010), trabalhando com resíduos sólidos de uma cantina, obteve remoção de sólidos totais voláteis de cerca de 90 % . No entanto, o tempo de detenção hidráulica adotado foi da ordem de 60 dias, superior ao tempo de detenção hidráulica adotado no presente estudo, que foi da ordem de 42 dias.

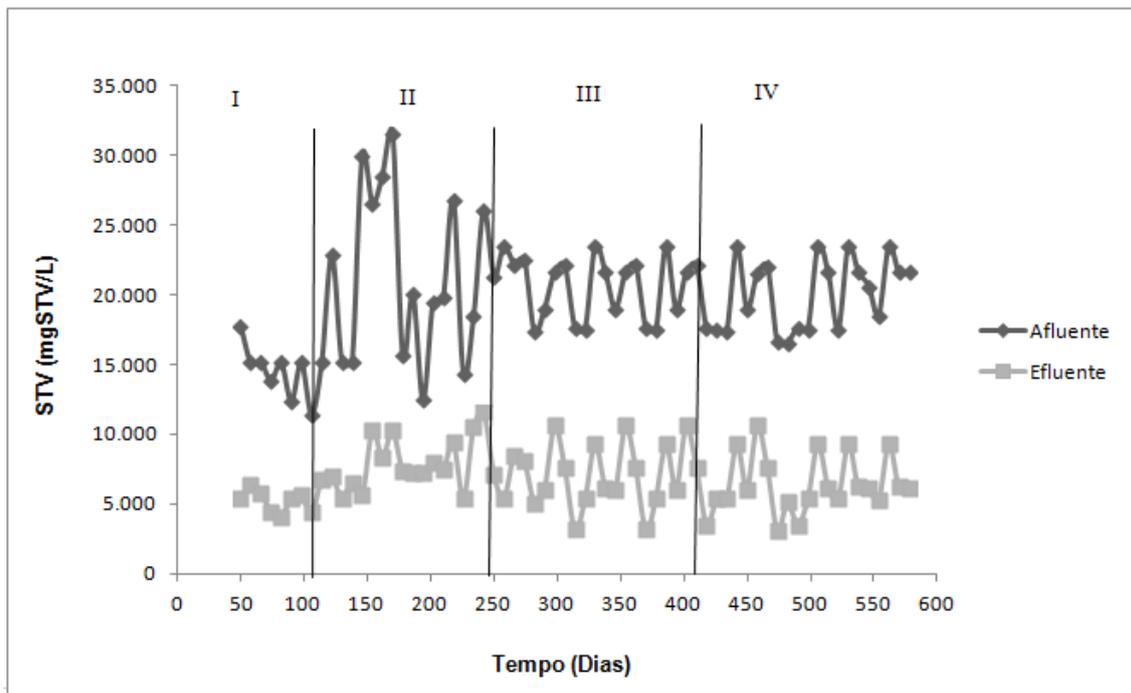


Figura 20. Teor de Sólidos Totais Voláteis (STV) no afluente e efluente do biodigestor ao longo do período operacional

O comportamento das evoluções temporais do nitrogênio amoniacal (N-NH_4^+) no afluente e efluente do reator é apresentado na Figura 21. 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 ou limitante da atividade metanogênica. Segundo Lima (2002) e Felizola (2006), a degradação de compostos ricos em proteína conduz a formação do bicarbonato de amônia que atua como fonte de nitrogênio, cuja amonificação gera capacidade de tamponamento para massa de resíduos sólidos orgânicos em processo de bioestabilização.

Na Figura 21, observa-se que a concentração do nitrogênio amoniacal no afluente variou de 56,8 a 232,12 $\text{mg N-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$, enquanto que no efluente a concentração variou de 229 a 690 $\text{mg N-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$. O acréscimo nas concentrações de nitrogênio amoniacal pode ser explicado pelo fato de que a maior parte do nitrogênio contido no substrato afluente ter sido de origem orgânica.

Lay *et al.* (1997), trabalhando com mistura de resíduos sólidos orgânicos e lodo de esgoto em biodigestores anaeróbios em batelada, estudaram os efeitos da concentração do N-NH_4^+ na atividade metanogênica. Segundo os autores, numa faixa de pH variando de 6,5 – 8,5 a atividade metanogênica decresceu com o aumento da concentração do N-

NH_4^+ , reduzindo em 10% quando as concentrações variaram de 1760 – 3720 mg N- NH_4^+ L^{-1} . Em concentrações variando de 4090 - 5550 mg N- NH_4^+ L^{-1} , a atividade metanogênica decaiu em 50% e quando as concentrações estiveram no intervalo de 5880 - 6600 mg N- NH_4^+ L^{-1} não se observou atividade metanogênica.

Na última fase (Fase IV), notou-se que houve um acréscimo nas concentrações de nitrogênio amoniacal no efluente do biodigestor, passando de valores médios de 450 mg N- NH_4^+ L^{-1}/L , para valores próximos a 760 mg N- NH_4^+ L^{-1}/L . Isso pode ser decorrente da recirculação total do efluente efetuada nessa fase, que provoca uma elevação nas concentrações de nitrogênio amoniacal no efluente.

Shahriari *et al.* (2012), trabalhando com resíduos alimentares, relatam que a recirculação da fração líquida, provenientes da degradação de resíduos sólidos orgânicos, podem levar ao aumento das concentrações de nitrogênio amoniacal, assim como outros constituintes presentes no lixiviado, podendo inibir a atividade metanogênica.

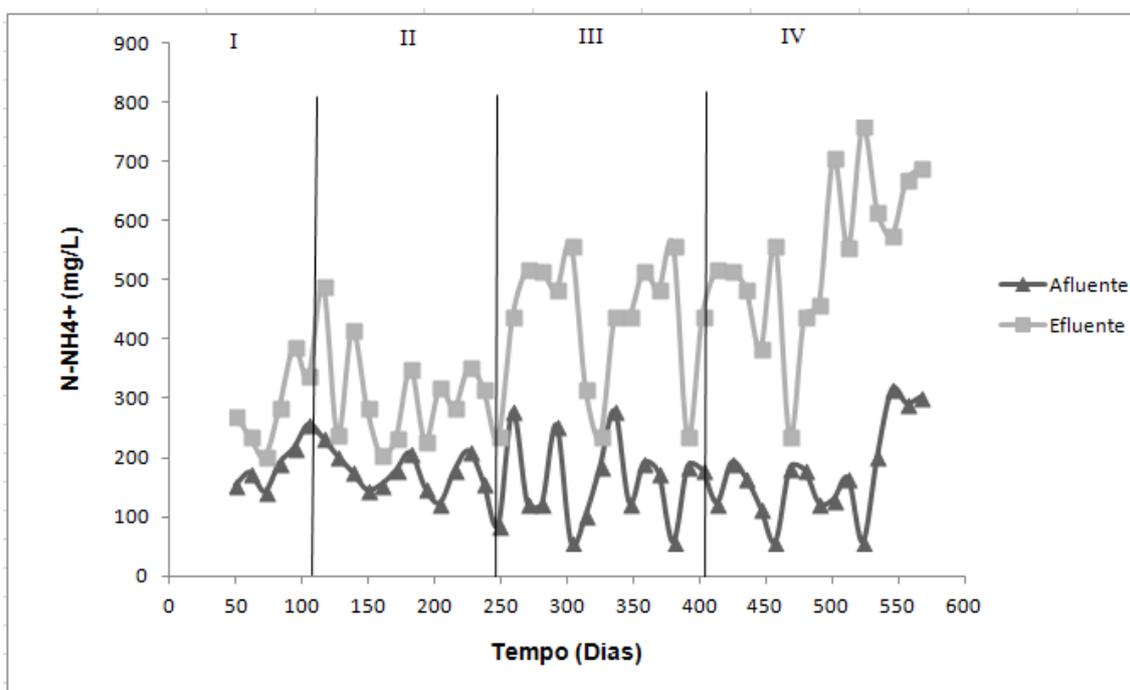


Figura 21. Concentração de Nitrogênio Amoniacal no afluente e efluente do biodigestor ao longo do período operacional

4.5 Produção e composição do biogás

A produção média de gases na Fase I foi de 0,2 m³ por semana. Na última fase (Fase IV) valores superiores a 0,9 m³ por semana foram atingidos (Figura 22). Isso reforça a observação de recuperação do sistema, discutida anteriormente, uma vez que a medida que a taxa de produção de biogás foi aumentando em cada fase operacional, houve um acréscimo nos valores de remoção de matéria orgânica (medida em DQO), conforme é apresentado na figura a seguir. Por conseguinte, o biodigestor já apresentou durante boa parte do período de monitoramento deslocamento do seu cilindro superior, o qual foi projetado para acumular os gases (Figura 23).

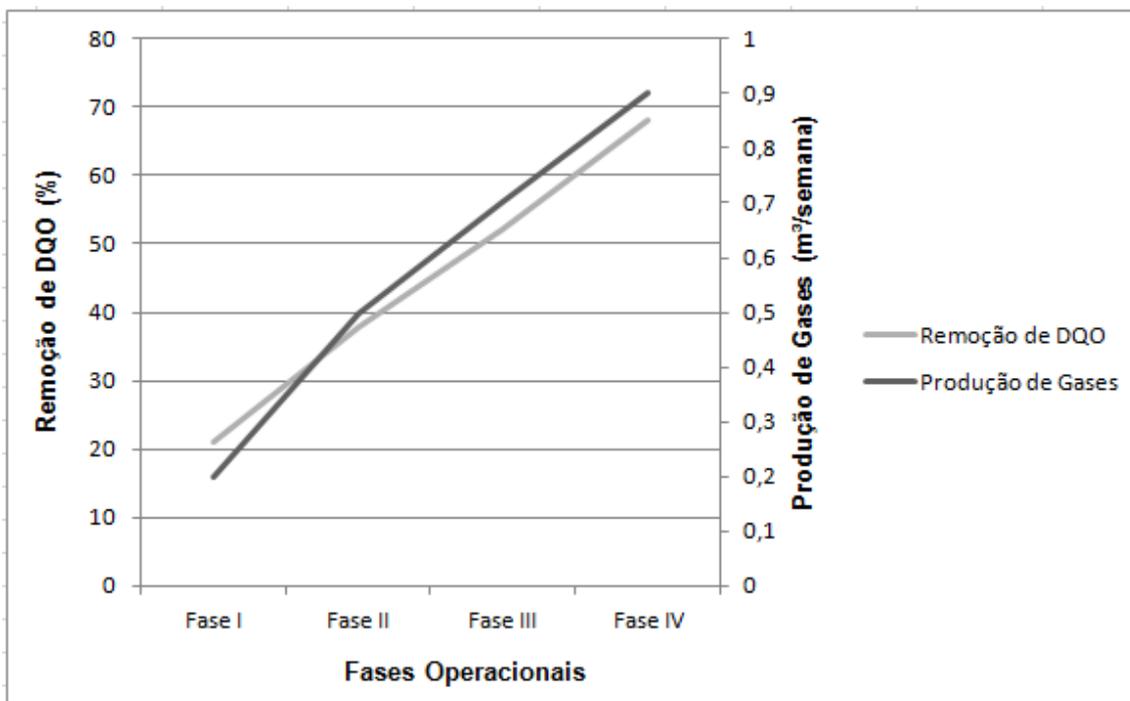


Figura 22. Valores médios de produção de biogás semanal média no biodigestor e taxas de remoção de DQO.



Figura 23. Cilindro superior deslocado devido ao acúmulo de biogás no biodigestor

As concentrações médias de metano e gás carbônico, para cada fase operacional, podem ser observadas na Figura 24. O fato de ter ocorrido menor produção de metano na Fase I, pode ser explicado em princípio pela predominância da etapa acidogênica ocorrida na primeira etapa do trabalho, que deslocou a rota metabólica de degradação da matéria orgânica para formação de ácidos graxos voláteis. Luna (2003), trabalhando com resíduos sólidos orgânicos em sua primeira fase experimental que correspondeu a 177 dias de monitoramento do sistema, quantificou baixos valores de metano em virtude do acúmulo de ácidos orgânicos voláteis. O mesmo problema foi observado por Silva (2009), que após suplementação do sistema com adição de bicarbonato de sódio, obteve valor médio de 58 % em termos de metano. Leite *et al.* (2009) trabalhando com resíduos sólidos orgânicos, comenta que outros problemas podem ocasionar a baixa produção de metano no início do período experimental. De acordo com os autores, tratando-se de resíduos sólidos orgânicos, com percentual de celulose elevado (resíduos vegetais), o tempo de monitoramento acima de 200 dias pode não conferir ao substrato, condições necessárias para que se alcance um percentual maior de transformação de massa de DQO em CH_4 . Os mesmos relatam que durante os 270 dias de experimento, foi quantificado um percentual máximo de metano de 37%, devido aos baixos valores de remoção de DQO.

No presente trabalho após suplementação com bicarbonato de sódio se observou valores acima de 60% de metano no biogás gerado, aumento que esteve atrelado ao aumento no percentual de metano na composição geral do biogás, com valor máximo alcançado de 85% no dia 500.

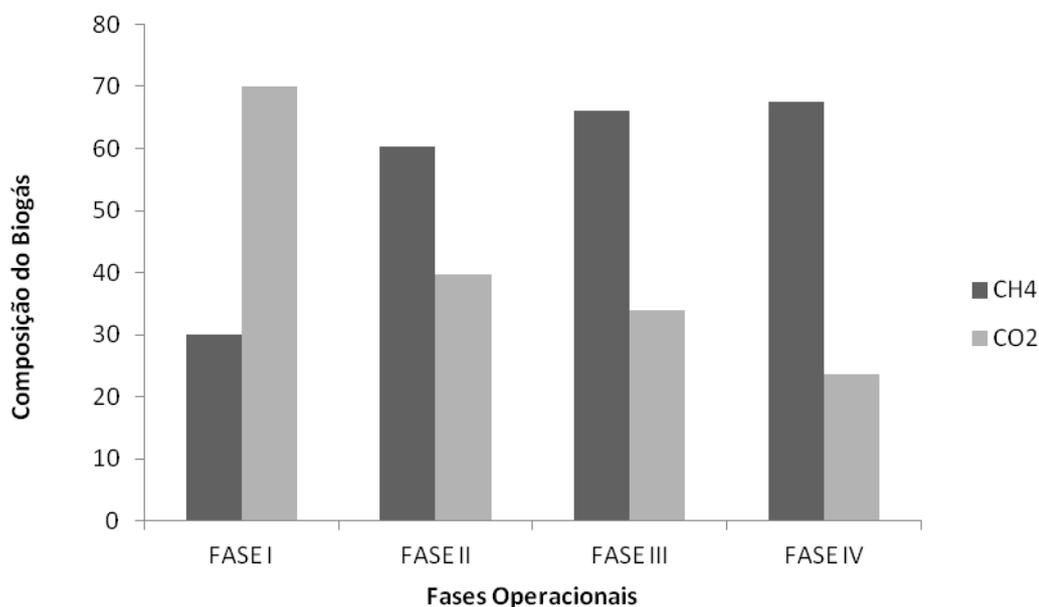


Figura 24. Composição média do biogás em termos de CH₄ e CO₂

Na Tabela 8 se apresenta um resumo do teor de metano no biogás obtido por outros autores que operaram biodigestores com resíduos semelhantes aos do presente trabalho em faixa de temperatura semelhante. Observa-se a ocorrência de percentuais de metano no biogás da mesma ordem de grandeza do presente estudo.

Tabela 8. Percentuais de metano em biodigestores utilizados para tratamento de resíduos sólidos orgânicos

Substrato utilizado na alimentação	Faixa de Temperatura	% de CH ₄ obtida	Referência
Frutas e Vegetais e Carnes	Mesófila	63,8-69,2	Misi e Foster, (2002)
Resíduos Alimentares	Mesófila	65	Riuji (2009)
Resíduos Alimentares	Mesófila	63-67	Corti e Lombardi, (2007)
Resíduos Alimentares e lodo	Mesófila	37-62	Agdag e Sponza (2005)

Na Figura 25 pode ser visualizada a cor azul da chama do biogás, proveniente do biodigestor do presente trabalho, em fotografia obtida a partir da Fase IV de operação. A cor azulada denota a presença de metano em quantidade suficiente para emissão de chama.

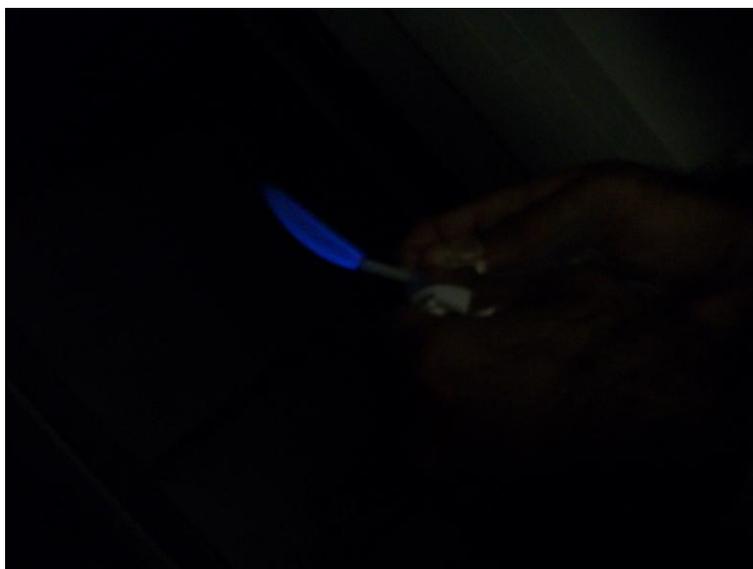


Figura 25. Chama observada durante queima do biogás gerado no biodigestor

4.6 Exame Microscópico do Lodo

O exames microscópicos do lodo, em amostras retiradas nas Fases II e III, apontaram que, durante a fase experimental, foram encontrados morfotipos relacionados com a espécie *Metanosarcina sp.* De acordo com Madigan *et al.* (2003), a referida espécie metanogênica é encontrada em sistemas de tratamento anaeróbio onde há alta concentração de acetato, o que corrobora com dados da literatura, onde cerca de 70% do metano formado é por via acetoclástica (CAMPOS *et al.*, 1999). Na Figura 26, pode ser visualizado um morfotipo da referida espécie. Vale salientar que durante a fase I, não foram observados morfotipos metanogênicos em função do distúrbio ocasionado pela acidificação do reator.

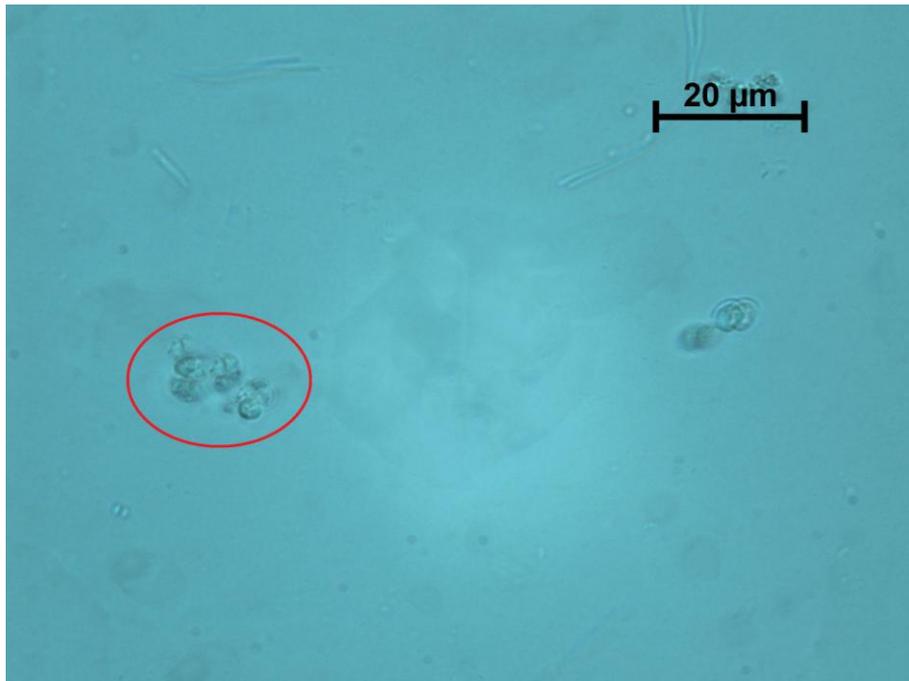


Figura 26. Cocos de micro-organismos semelhantes à arqueas metanogênicas observados no lodo do biodigestor na Fase III.

WARD e WELLER (1990) comentam que, poucos micro-organismos possuem morfologia suficientemente diferenciada para serem reconhecidos em microscópio e técnicas dependentes de meios de cultura são inadequadas para estudos da composição microbiana.

CAPÍTULO 5 - CONCLUSÕES E SUGESTÕES PARA PESQUISAS FUTURAS

Após criteriosa análise dos dados obtidos, o presente estudo chegou às seguintes conclusões, de acordo com os objetivos propostos.

- Objetivo específico (i) - Avaliar a adequabilidade do efluente tratado para disposição ou reúso;

As características do resíduo sólido digerido anaerobiamente indicaram que o teor de matéria orgânica (7575 mg O₂/L de DQO) e sólidos (7113 mg ST/L) foram ainda elevados, apesar de bons níveis de remoção desses parâmetros terem sido atingidas (71% e 80% para DQO e ST, respectivamente) nas melhores condições operacionais (Fase IV – recirculação com efluente produzido). Esses resultados indicam que o efluente possui características inadequadas à disposição e/ao reúso, sendo necessária a adição de uma etapa de pós-tratamento para adequação do efluente. Por outro lado, a recirculação total do efluente produzido pode ser avaliada como alternativa à maximização da produção de biogás e minimização da geração de efluentes.

O uso do bicarbonato de sódio para recuperação do biodigestor apresentou-se como uma alternativa para estimular o desenvolvimento em equilíbrio entre as populações produtora e consumidora de ácidos (partida do biodigestor).

- Objetivo específico (ii) - Avaliar a remoção de matéria orgânica de resíduos sólidos orgânicos

A eficiência de remoção de STV manteve-se acima de 50% na Fase I (falha do biodigestor), alcançando uma remoção média de 82%, após estabilização, o que demonstrou ser o biodigestor, um ambiente propício à hidrólise.

A eficiência média de remoção de matéria orgânica em termos de DQO total foi de 60%, após a estabilização e, após a recirculação do efluente, alcançou uma magnitude de 71 %, fato este atribuído a reintrodução no sistema de micro-organismos que aceleraram processo de bioestabilização anaeróbio.

As concentrações de N-NH₄ no efluente não influenciaram no processo de tratamento. No entanto, notou-se um acréscimo na última fase de monitoramento, podendo se constituir como um inibidor da atividade metanogênica.

- Objetivo específico (iii) - Avaliar as características do biogás produzido, em termos de CH₄ e CO₂

O biodigestor produziu biogás com valores médios de 66% de metano, após recuperação, alcançando uma magnitude de 85%, com a recirculação do efluente.

- Objetivo específico (iv) - Avaliar, por meio da microscopia óptica, as principais morfologias presentes no lodo do biodigestor.

As análises microscópicas do lodo nas Fases II e III mostraram a presença de microorganismos metanogênicos do tipo *metanosarcina*, sendo um indicativo do estabelecimento de condições essenciais para a metanogênese.

De forma geral, as características do efluente gerado indicam necessidade de pós-tratamento, haja vista que as concentrações de matéria orgânica e nutrientes presentes no mesmo ainda foram elevadas, impossibilitando a disposição no meio ambiente e até mesmo a sua utilização como biofertilizante.

O tratamento dos resíduos sólidos em biodigestores apresentou como principais obstáculos: (i) a necessidade vital de controle e acompanhamento do processo, desde a sua partida até a coleta e utilização do gás gerado; e (ii) os custos de confecção e instalação do equipamento. Superadas essas dificuldades, o processo de tratamento anaeróbio de resíduos alimentares apresenta possibilidade real de se tornar uma alternativa viável de tratamento para os resíduos sólidos, no âmbito doméstico, visando o aproveitamento energético por meio da produção de metano.

Sugerem-se os seguintes temas para trabalhos posteriores nessa linha de pesquisa:

- Estudar o emprego de diferentes configurações de reatores, assim como avaliar os custos econômicos dos materiais utilizados na confecção dos mesmos;
- Estudar o emprego de sistemas de pós-tratamento para adequar o efluente ao uso como biofertilizante;

- Estudar diferentes tipos de inóculo para partida, como por exemplo lodo de ETEs ou rúmen bovino, a fim de se evitar o uso de bicarbonato de sódio, uma vez que seu uso doméstico não é viável;
- Estudar de forma mais aprofundada os micro-organismos atuantes no processo de tratamento dos resíduos por meio de técnicas de biologia molecular.

CAPÍTULO 6 - REFERÊNCIAS

AGDAG, O. N; SPONZA, D. T. **Co-digestion of mixed industrial sludge with municipal solid wastes in anaerobic simulated landfilling bioreactors.** Journal of Hazardous Materials. V. 140, p. 75–85.2007.

AHRING, B.K. **Status on science and application of thermophilic anaerobic digestion.** Water Science. Technology. V. 30, n. 12, p. 241–249. 1994.

ALCANTARA, P. B. **Avaliação da Influência da Composição de Resíduos Sólidos Urbanos no comportamento de Aterros Simulados.** Tese de Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco. 2007.

ANDREOLI, C.V.; FERREIRA, A.C.; CHERNICHARO, C. A. L. **Secagem e higienização de lodos com aproveitamento de biogás.** In CASSINI, S. T. (coordenador) Digestão de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento de biogás. Rio de Janeiro: PROSAB, 2003. 196p.

ANGOLA, C. **Produção caseira de gás de cozinha no Agreste de PE.** Disponível em <http://www.centrosabia.org.br/espanhol/index.php?option=com&view=article&id=194:especialistas-suicos-visitam-producao-caseira-de-gas-de-cozinha-no-agreste-de-pernambuco&catid=50:sugestoes-de-pauta&Itemid=130> >.Acessado em 25 de fevereiro de 2012.

APHA . **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 20a ed. Washington, D. C.: AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. 2005.

ABNT. **Associação Brasileira de Normas Técnicas. Resíduos sólidos – classificação** NBR – 10.004-2004.

AQUINO, S.F. E CHERNICHARO, C.A.L. **Acúmulo de ácidos graxos voláteis (AGVs) em reatores anaeróbios sob estresse: causas e estratégias de controle.** Revista Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. V. 10, n. 2, , p. 152 – 161. 2005.

BAADSTORP, L. **Biogasnutzung in Dänemark - Erfahrungen und Perspektiven**. Disponível em: <http://www.ruraleurope.org/BIOM/Danemark.pdf> . Acesso em: 14 de fevereiro de 2012.

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. 90p.

BERGLUND, Maria. **Biogas Production from a Systems Analytical Perspective**. Tese de Doutorado. Lund University. 2006. 79 p.

BOUALLAGUI, H.; CHEIKH, R. BEN; MAROUANI, L.; HAMDI, M. **Mesophilic biogas production from fruit and vegetable waste in a tubular digester**. Tunis: Bioresource Technology. V. 86, p.85 – 89. 2003.

BRABER, K. **Anaerobic digestion of municipal solid waste: a modern waste disposal option on the verge of breakthrough**. Biomass and Bioenergy. V. 9, p. 365–376. 1995.

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

CAMPOS, J. R. *et al.* **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: PROSAB. 1999. 435 p.

CHANAKYA, H. N; RAMACHANDRA, T. V *et al.* **Micro-treatment options for components of organic fraction of MSW in residential áreas**. Environ Monit Assess. N. 135, p. 129–139. 2007.

CARNEIRO, P. H. **Efeitos da adição de lodo ao inoculo de reator anaeróbio híbrido sólido-líquido tratando fração orgânica de resíduos sólidos urbanos**. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo. 2005. 135 p.

CORTI, A.; LOMBARDI, L. **Anaerobic co-digestion of source selected organic waste and sewage sludge**. In: Eleventh International Waste Management and Landfill Symposium, p. 1-5. 2007.

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

DE BAERE L. **State-of-the-art of anaerobic digestion of municipal solid waste.** Proceedings of the 9th International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari, p. 6 – 10, 2003.

DILALLO R., ALBERTSON O. E. **Volatile acids by direct titration.** Journal of Water. Pollution Control Federation. V. 4, p. 356-365. 1961.

CHENICHARO, C.A.L. **Reatores Anaeróbios.** Belo Horizonte: Editora UFMG, 1997. 245p.

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

FCAP-NÚCLEO DE GESTÃO AMBIENTAL (Recife). **Plano de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos do Município de Caruaru.** 2005.

FELIZOLA, C. de S. **Estudo cinético do tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos.** Dissertação de Mestrado. Universidade Federal da Paraíba. 2006. 89p.

FORESTI, E.; FLORÊNCIO, L.; VAN HAANDEL, A.C.; ZAIAT, M & CAVALCANTI, P.F.F. **Fundamentos do tratamento anaeróbio.** In Campos, J. R. (org). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo.** Rio de Janeiro: PROSAB, . p29-52. 1999.

GYALPO, T . **Anaerobic digestion of canteen waste at a secondary school in Dar es Salaam, Tanzania.** Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag), Dübendorf, Switzerland. 2010.

GONÇALVES, S.C. **Efeito da agitação mecânica na co-digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos.** Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Ceará. 2005. 86p.

HARTMANN, H.; AHRING, B. K. **Anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: Influence of co-digestion with manure.** Water Research. V. 39, p. 1543–1552. 2005.

HARTMANN, H., AHRING, B.K. **Efficiency of the anaerobic treatment of the organic fraction of municipal solid waste:collection and pretreatment.** Waste Management. V. 22, n. 1, p. 35–41. 2004.

HOLT, J.G. *et al.* **Bergey's Manual of Determinative Microbiology.** 9th. ed. Baltimore: Williams & Wilkins, 1994.

HUI, Y. *et al.* **Urban solid waste management in Chongqing: Challenges and opportunities.** Waste Management. V.26, p. 1052–1062. 2006.

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/29/12/1271> >. Acesso em: 1 de janeiro de 2012.

LAY, J. J. *et al.* **Analysis of environmental factors affecting methane production from high-solids organic waste.** Japan Elsevier Science. V. 36, nº 6 – 7, p. 493 – 500. 1997.

LEI FEDERAL 12.305/10 (02/08/2010). **Política Nacional de Resíduos Sólidos.**

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. p. 229-232. 1999.

LEITE, V. D.; LOPES, W. S.; SOUSA, J. T.; PRASAD,S. **Tratamento anaeróbio de resíduos orgânicos com baixa concentração de sólidos.** Revista Brasileira de Engenharia Sanitária Ambiental. V. 9, n. 4, p. 280-284. 2004.

LEITE, V.D; LOPES, W. S.; SOUSA, J. T.; PRASAD. S.; Silva, S. A. **Tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos com alta e baixa concentração de sólidos.** Revista Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. V. 13. p.190. 2009.

LIMA, M. C. S. **Alternativa de tratamento biológico de resíduos líquidos de elevada carga poluidora.** Dissertação de Mestrado. Universidade Federal da Paraíba. 2002. 112 p

LOPES, W.S. **Biodigestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos inoculados com rumem bovino.** Dissertação de Mestrado. Universidade Federal da Paraíba. 2000. 72p.

MADIGAN, M. T., MARTINKO, J. M., PARKER, J. **Brock Biology Of Microorganisms.** 10TH ed. Prentice Hall. International edition, 2003.

MAGRINHO, A.; DIDELET, F.; SEMIAO, V. **Municipal solid waste disposal in Portugal.** Waste Management . V. 26, p. 1477–1489. 2006.

MAROUANI, L. *et al* . **Biomethanation of green wastes of wholesale market of Tunis.** .Proceeding of the international symposium on environmental pollution control. Waste Management. p. 318-323. 2001.

MATA-ALVAREZ J.; CECCHI F.; LLABRÉS P.; PAVAN P. **Anaerobic digestion of the Barcelona central food market organic wastes: Plans design and feasibility study.** Bioresource Technology. V.42, p.33–42. 1992.

MATA-ALVAREZ, J. Biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes. IWA Publishing. 2003. Cornwall.

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

MISI, S. N; E FORSTER, C. F . **Semi-continuous anaerobic codigestion of agro-wastes.** **Environmental Technology.** N. 23, V.4, p. 445–451. 2002.

NOGUEIRA, Luiz Augusto Horta. **Biodigestão – A alternativa Energética.** Nobel: São Paulo. 1986.

OKUMU, J ;NYENJE, R. **Municipal solid waste management under decentralisation in Uganda.** Habitat International.

OLIVEIRA, L.B.; E ROSA L.P. **Brazilian waste potential: energy, environmental, social and economic benefits.** Energy Policy. V.31, p.1481–1491. 2003.

PERNAMBUCO. Lei Nº 14.236, de 13/12/2010. **Dispõe sobre a Política Estadual de Resíduos Sólidos e dá outras providências.**

PINTO, D. M.L. **Avaliação da partida da digestão anaeróbia da fração orgânica dos resíduos sólidos domésticos inoculados com percolado.** Tese (Doutorado). Universidade de São Paulo. 2000. 175f.

REICHERT, G.A. E SILVEIRA, D. A. **Estudo de viabilidade da digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos com geração de energia.** In: 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária E Ambiental. Artigos Técnicos, ABES. 2005.

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. 63f.

ROBRA, S. **Uso da glicerina bruta em biodigestão anaeróbica: Aspectos tecnológicos, ambientais e ecológicos.** Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Santa Cruz. 2006. 126 f.

RODRIGUES, A. A. L. S. **Co-digestão anaeróbia de resíduos de natureza orgânica.** Tese de Doutorado. Universidade de Aveiro 2005. 164 p.

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

SANTOS, S. M. **Gerenciamento do destino final dos resíduos sólidos orgânicos na região metropolitana de Recife: Histórico e Proposições.** Tese de Doutorado. Universidade Federal de Pernambuco. 2007. 192 f.

SANTOS, S.M (2010). **Arquivo pessoal de Simone Machado Santos.** Visita Técnica.

SANTOS, A. C. **Geração de Metano devido a digestão anaeróbia de Resíduos Sólidos Urbanos - Estudo de caso do Aterro Sanitário Metropolitano Centro, Salvador-Bahia.** Dissertação de Mestrado. Universidade Federal da Bahia, Salvador. 2011. 154p.

- SGANZERLA, E. **Biodigestor: Uma Solução.** Ed. Agropecuária, Porto Alegre, 1983.
- SILVA, W. R. **Estudo cinético do processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos vegetais.** Tese de Doutorado. Universidade Federal da Paraíba. 2009. 159 f.
- SOUTO, G. D. DE B. **Efeito da variação gradual da taxa de recirculação do lixiviado em reatores anaeróbios híbridos na digestão da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos.** Dissertação de mestrado. Universidade de São Paulo. 2005. 91 p.
- SPEECE, R. E. **Anaerobic Biotechnology for industrial wastewaters** Nashville, Tennessee: Vanderbilt University. 1996. 393 p.
- SOUZA, L. F. F. **Tratamento anaeróbio de esgotos sanitários para população de baixa renda.** Dissertação de Mestrado. Universidade Federal da Paraíba. 2001.
- SOUZA, S. N. M.; PEREIRA, W. C.; NOGUEIRA, C. E. C.; PAVAN, A. A.; SORDI, A. **Custo da eletricidade gerada em conjunto motor gerador utilizando biogás na suinocultura.** Maringá: Acta Scientiarum Technology. V. 26, nº2, p. 127 – 133. 2004.
- TORRES, P. **Desempenho de um Reator Anaeróbio de Manta de Lodo (UASB) de Bancada no Tratamento de Substrato Sintético Simulando Esgotos Sanitários.** Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo. 1992.
- TORRES LOZADA, P. *et al.* **Evaluación de diferentes alcalinizantes en el tratamiento anaerobio de aguas residuales fácilmente acidificables. Caso: agua residual del proceso de extracción de almidón de yuca.** In: Taller Y Simposio Latino Americano sobre Digestion Anaerobia, Punta del Este: Uruguay. Anais. p. 571-575, 2005.
- VAN LIER, J.B. **Limitations of thermophilic anaerobic wastewater treatment and the consequences for process design.** Antonie van Leeuwenhoek. V. 69, n. 1, p. 1-14. 1996.
- VAN HAANDEL, A. C. e LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos: um manual para regiões de clima quente.** Campina Grande: Epgraf. 1994.

VANDEVIVERE P., DE BAERE L., VERSTRAETE W. **Types of anaerobic digesters for solid wastes in biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes.** V. 4, p. 111-147, London, IWA Publishing. 2002.

VAZOLLER, R. F. **Manual Técnico do Curso de Ecologia da Digestão Anaeróbia da CETESB.** p. 100 – 107, São Paulo. 1995

VELOSO A.V. **Aplicativo computacional para dimensionamento de um biodigestor piloto.** Trabalho de conclusão de curso. Universidade Federal de Sergipe. 2011. 89 f.

WARD, D.M. AND WELLER, R. **16S rRNA sequences reveal numerous uncultured micro-organisms in a natural community.** Nature. N. 345, p. 63-65. 1990.

WEBER, M.I. (2008). **Avaliação da eficiência de um reator anaeróbio de leito fluidizado para o tratamento de resíduos líquidos da indústria de refrigerantes.** Dissertação de Mestrado. 184 f.

VÖGELI, Y; ZURBRÜGG, C. **Biogas in Cities – A New Trend?: Anaerobic Digestion of Kitchen and Market Waste in Developing Countries.** Disponível em: http://www.eawag.ch/organisation/abteilungen/sandec/publikationen/publications_swm/downloads_swm/biogas_cities.pdf . Acesso em: 1 setembro de 2011.

YU, Y., LEE, C., KIM, J., HWANG, S. **Group-specific primer and probe sets to detect methanogenic communities using quantitative real-time polymerase chain reaction.** Biotechnology Bioenergy. V. 89, p. 670–679. 2005.

ZÁBRANSKÁ, J. *et al.* **The contribution of thermophilic anaerobic digestion to stable operation of wastewater sludge treatment.** Water Science and Technology, v. 46, n. 4-5, p. 447-453. 2002.