

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO

Escola Politécnica

Curso de Engenharia Civil

Departamento de Recursos Hídricos e Meio Ambiente

**DESENVOLVIMENTO DE PROTÓTIPO DE DIGESTOR A PARTIR DE
TANQUES IBC PARA CODIGESTÃO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS E LODO
DE ESGOTOS**

Wiliam Michel de Moura Romanholi

Rio de Janeiro

2017



Universidade Federal
do Rio de Janeiro

Escola Politécnica

DESENVOLVIMENTO DE PROTÓTIPO DE DIGESTOR A PARTIR DE TANQUES
IBC PARA CODIGESTÃO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS E LODO DE ESGOTOS

Wiliam Michel de Moura Romanholi

Projeto de Graduação apresentado ao Curso de Engenharia Civil da Escola Politécnica, Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Engenheiro.

Orientador: Prof. Dr. **Isaac Volschan Júnior**

Rio de Janeiro

Setembro de 2017

DESENVOLVIMENTO DE PROTÓTIPO DE DIGESTOR A PARTIR DE TANQUES
IBC PARA CODIGESTÃO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS E LODO DE ESGOTOS

Wiliam Michel de Moura Romanholi

Projeto de graduação submetido ao corpo docente do curso de Engenharia Civil da Escola Politécnica da Universidade Federal do Rio de Janeiro como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Engenheiro Civil.

Examinada por:

Isaac Volschan Júnior D.Sc., POLI/UFRJ

Orientador

Magali Christe Cammarota D.Sc., EQ/UFRJ

Kátia Monte Chiari Dantas D.Sc., POLI/UFRJ

RIO DE JANEIRO, RJ - BRASIL

SETEMBRO de 2017

716d Romanholi, Wiliam Michel de Moura
Desenvolvimento de protótipo de digestor a partir
de tanques IBC para codigestão de resíduos orgânicos
e lodo de esgotos / Wiliam Michel de Moura
Romanholi. -- Rio de Janeiro, 2017.
110 f.

Orientador: Isaac Volschan Júnior.
Trabalho de conclusão de curso (graduação) -
Universidade Federal do Rio de Janeiro, Escola
Politécnica, Bacharel em Engenharia Civil, 2017.

1. Biodigestor,. 2. Tanque IBC. 3. Codigestão.
4. Lodo de esgoto. 5. Resíduos sólidos. I. Volschan
Júnior, Isaac, orient. II. Título.

“Quando a Educação não é libertadora o sonho do oprimido é ser opressor”

Paulo Freire, 1987

AGRADECIMENTOS

A Deus em todas as suas formas.

A meus zelosos pais Jorge e Maria do Carmo, que apesar das preocupações constantes, sempre me ofertaram toda a liberdade e suporte necessários para que eu empreendesse as minhas próprias escolhas, dividindo comigo vitórias e me amparando nos momentos mais desesperançosos. Obrigado, sobretudo por terem se reinventado à medida que eu mesmo me reinventava para superar cada nova contradição imposta durante esta jornada. Vocês foram mais indispensáveis que a esperança porque até mesmo esta me faltou em alguns momentos.

A minha namorada Renata Machado pela compreensão pelos inúmeros momentos de ausência, pela capacidade infinita de me motivar, pela doçura de cada palavra e, sobretudo, pela cumplicidade durante todos os momentos desta jornada e de nossas vidas.

Ao professor Isaac, agradeço a confiança em mim depositada durante todos esses anos, agradeço o respeito e o entusiasmo ao acolher as diversas ideias dos alunos, lapidando-as pacientemente com o tempo. Agradeço, sobretudo pela sua impar capacidade de criar espaços e oportunidades, seja em pesquisa ensino e extensão, ofertando um ambiente fecundo ao protagonismo dos alunos. Levarei orgulhosamente comigo a lembrança de muitas destas oportunidades que foram decisivas em minha trajetória profissional. Muito obrigado por isso!

Agradeço ao meu colega Pedro Brancoli pelo pioneirismo da pesquisa, pela atenção e presteza em todos os momentos. A meu colega de operação Thiago Pimentel pelo comprometimento constante com a pesquisa, pelo companheirismo que nunca falhou durante todos esses anos e pelo bom humor inclusive nas operações que avançavam até a noite.

A equipe do CESA, em especial ao Éder e ao Paulinho pela boa vontade em contribuir sob todos os aspectos e pelos incontáveis auxílios durante as operações de campo. A toda equipe LEMA pelo profissionalismo, pelas diversas sugestões dadas para a pesquisa e pelo carinho ao longo de todos esses anos.

Aos professores Otto Rotunno, Elaine Vazquez e Heloisa Firmo, que mesmo não tendo participado diretamente desta pesquisa contribuíram enormemente durante minha jornada acadêmica no mais diversos aspectos. Todos excelentes profissionais, professores

comprometidos com a excelência da educação e sensíveis a compreender as demandas dos alunos.

A todos estes os meus mais sinceros agradecimentos.

Resumo do Projeto de Graduação apresentado à Escola Politécnica / UFRJ como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Engenheiro Civil.

Desenvolvimento de protótipo de digestor a partir de tanques IBC para codigestão de resíduos orgânicos e lodo de esgotos

William Michel de Moura Romanholi

Agosto/2017

Orientador: Prof. Dr. Isaac Volschan Júnior

Curso: Engenharia Civil

O presente trabalho se dedica à confecção e instrumentação de um protótipo de biodigestor a partir de tanques IBC, composto de duas estruturas, um Reator e um Gasômetro, bem como sua avaliação preliminar ao operar por codigestão anaeróbia de lodo de reatores UASB e fração orgânica dos resíduos sólidos de restaurante. O experimento foi idealizado para ocorrer em regime úmido, em faixa de temperatura mesofílica, em regime semi-contínuo de alimentação, com elevação gradual da carga orgânica até o limite médio de 0,5kgSSV/dia, e tempo de retenção hidráulica superior a 45 dias como preconiza a norma NBR 12209/2011 para digestores de lodo. Foram monitorados parâmetros tanto da fase gasosa (volume, composição e poder calorífico do biogás) como da fase líquida (Sólidos, pH, Alcalinidade, DQO e NKT), de modo a avaliar a evolução da produção de metano frente à carga orgânica aplicada e a redução de matéria orgânica biodegradável total do processo. Ao longo de 13 semanas de operação, o experimento apresentou um rendimento médio de 217 L.CH₄/kgSVT_{aplicado} e uma remoção de 89% de DQO a partir de um carga orgânica aplicada média de 0,187 kg SSV/m³.dia associada a um tempo de retenção hidráulica médio de 67 dias.

Palavras-Chave: *Biodigestor, tanque IBC, codigestão, lodo de esgoto, resíduos sólidos.*

Abstract of Undergraduate Project presented to POLI/UFRJ as partial fulfillment of the requirements for the degree of Engineer.

DEVELOPMENT OF DIGESTER PROTOTYPE FROM IBC TANKS FOR CO-DIGESTION ORGANIC WASTE AND SEWAGE SLUDGE

Wiliam Michel de Moura Romanholi

August/2017

Advisor: Prof. Dr. **Isaac Volschan Júnior**

Course: Civil Engineering

The present research aims to construct and implement a prototype of biodigester from IBC tanks, constituted by two structures, a Reactor and a Gasometer, as well as its preliminary evaluation when operating by anaerobic co-digestion of sludge from UASB reactors and organic fraction of solid wastes from restaurant. The experiment was designed to occur in a humid regime, in the mesophilic temperature range, in a semi-continuous feeding regime, with a gradual increase of the organic load up to the average limit of 0.5 kgSSV / day, and hydraulic retention time greater than 45 days As recommended by standard NBR 12209/2011 for sludge digesters. The parameters of the gas phase (volume, composition and calorific value of the biogas) and of the liquid phase (Solids, pH, Alkalinity, COD and NTK) were monitored to evaluate the evolution of methane production in relation to the applied organic load and the reduction of Biodegradable organic matter. Over the course of 12 weeks of operation, the experiment had an average yield of 217 L.CH₄/kgVTS_{applied} and 89% removal of COD from an average applied organic load of 0.187 kg VSS/ m³.day associated with a time of Hydraulic retention of 67 days.

Keywords: *Biodigester, IBC tank, co-digestion, sewage sludge, solid waste.*

Sumário

1	CAPÍTULO 1 - INTRODUÇÃO.....	1
1.1	Contextualização do Tema	1
1.2	Objetivos	5
1.2.1	Objetivo Geral:	5
1.2.2	Objetivos específicos:	5
1.3	Justificativa.....	5
1.4	Método	6
1.5	Estrutura do Trabalho	6
1.6	Breve Histórico da pesquisa	7
2	CAPÍTULO 2 – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	9
2.1	Histórico	9
2.2	Resíduos sólidos: Classificação, geração e legislação	12
2.3	Tratamento de esgotos	16
2.3.1	Processos de tratamento de esgoto	17
2.3.2	Digestores de Lodo	21
2.4	Digestão anaeróbia.....	23
2.4.1	Cinética da digestão anaeróbia	23
2.4.2	Etapas da digestão anaeróbias	24
2.4.3	Parâmetros intervenientes na Digestão	26
2.4.4	CoDigestão.....	41
2.5	Tecnologia para produção de biogás	44
2.5.1	Digestão seca e digestão úmida	44
2.5.2	Regimes de Alimentação	46
2.5.3	Temperatura do processo	47
2.6	Composição do gás	47

3	MATERIAIS E MÉTODOS	52
3.1	O BIODIGESTOR.....	52
3.1.1	Confecção do Reator.....	54
3.1.2	Confecção do Gasômetro	56
3.1.3	Circuito da fase gasosa.....	59
3.1.4	Circuito da fase líquida	61
3.2	Descrição do Experimento	61
3.3	Trabalho de campo.....	62
3.3.1	Processamento dos Resíduos.....	62
3.3.2	Alimentação diária de resíduos	66
3.3.3	Adição semanal de lodo	66
3.4	Amostragem e tomada de dados.....	67
3.4.1	Monitoramento de parâmetros da fase líquida	67
3.4.2	Monitoramento de parâmetros da fase gasosa.....	70
4	RESULTADOS	71
4.1	Confecção do reator	71
4.1.1	Vantagens e desvantagens do tanque IBC	71
4.1.2	Restrições do ponto para leitura de gás sobre o reator	75
4.2	Avaliação preliminar da digestão	75
4.2.1	Caracterização do material afluente ao processo.....	76
4.2.2	Tempo de Retenção Hidráulica	80
4.2.3	Carga orgânica adicionada	81
4.2.4	Evolução do pH e alcalinidade no tempo.....	82
4.2.5	Relação Carbono / Nitrogênio	83
4.2.6	Eficiência na remoção de matéria orgânica biodegradável.....	84
4.2.7	Caracterização do biogás.....	85
4.2.8	Produtividade e rendimento	86

4.2.9	Estimativa do poder calorífico	89
5	CONCLUSÕES E SUGESTÕES	91
6	REFERENCIAL BIBLIOGRÁFICO.....	93

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas

AME – Atividade Metanogênica Específica

CESA – Centro Experimental de Saneamento Ambiental

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

COV – Carga Orgânica Volumétrica

COT – Carbono Orgânico Total

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO – Demanda Química de Oxigênio

ETE – Estações de Tratamento de Esgoto Sanitário ou Industrial

FORSU – Fração Orgânica dos Resíduos Sólidos Urbanos

GEE – Gases do efeito estufa

IBC – Intermediate Bulk Container

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

INMETRO – Instituto Nacional de Metrologia Qualidade e Tecnologia

IPCC – Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas

NKT – Nitrogênio Kjeldahl Total

Nm³ - Normal Metro Cúbico

PEAD – Polietileno de Alta Densidade

PNE – Plano Nacional de Energia

PNSB – Pesquisa Nacional de Saneamento Básico

PNUD - Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento

ppm – Partes por milhão

RASH – Resíduo Alimentado Semanal Homogêneo

RCE – Reduções Certificadas de Emissão

RSU – Resíduos Sólidos Urbanos

SSV – Sólidos Suspensos Voláteis

STV – Sólidos Totais Voláteis

TRH – Tempo de Retenção Hidráulica

UASB – Reatores Anaeróbios de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo.

UFRJ – Universidade Federal do Rio de Janeiro

1 CAPÍTULO 1 - INTRODUÇÃO

1.1 CONTEXTUALIZAÇÃO DO TEMA

Os dados relacionados à destinação final dos resíduos coletados entre os anos de 2013 e 2014, revelaram que no Brasil apenas 58,4 % destes resíduos tiveram destinação adequada, sendo encaminhados para aterros sanitários. Já no ano de 2014 esse número permaneceu praticamente sem alteração, se comparado ao do cenário registrado no ano anterior. É importante ressaltar que os 41,6% restantes correspondem a cerca de 81 mil toneladas diárias, que são encaminhadas para lixões ou aterros controlados, os quais pouco se diferenciam dos lixões, uma vez que ambos não possuem o conjunto de sistemas e medidas necessárias para proteção do meio ambiente contra danos e degradações (ABRELPE, 2014).

Embora seja possível notar uma evolução discreta deste cenário nas últimas décadas, o panorama geral ainda é reconhecidamente precário, e quando associado ao crescimento demográfico e econômico, conduz a um aumento na geração de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), o que termina por favorecer a intensificação de diversos impactos ambientais (ABRELPE,2013), tais como geração de líquidos percolados (lixiviado) de alta carga orgânica, capazes de poluir o solo, o ar e a água, acentuando emissões de gases de efeito estufa, proliferação de doenças e condições sociais degradadas.

Os municípios brasileiros apresentam uma composição gravimétrica de matéria orgânica nos resíduos sólidos urbanos normalmente situada entre 50% e 60%, valores tipicamente associados a países periféricos (SOARES, 2011). Segundo estimativas do IBGE para a composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos, 51,4% do total coletado no ano de 2008, no Brasil, foi referente à matéria orgânica (IPEA, 2012). Entretanto, essa fração orgânica é, em sua maioria, composta por material facilmente putrescível proveniente de restos alimentares, alguns tipos de resíduos industriais e lodo de estação de tratamento de esgoto doméstico, todos estes passíveis de bioestabilização por via aeróbia ou anaeróbia (SILVA, 2009).

A geração de recursos a partir dos resíduos sólidos tem sido uma prática ainda pouco representativa frente ao volume de resíduo produzido, e acontece majoritariamente a partir da recuperação da fração inerte reciclável, notadamente metais, plásticos, papel e vidro. Apesar de todos os esforços empreendidos em termos de gestão e alternativas

tecnológicas eficazes, o adequado encaminhamento de resíduos sólidos permanece como um problema multifacetado, de amplo espectro de responsabilidades e intervenção complexa, devido à falta de clareza com que a questão vem sendo tratada historicamente, tanto a nível mundial como nacional. Entretanto, nas últimas décadas surgiram no Brasil esforços visando preencher esta lacuna.

Nenhum desses esforços trouxe mais impactos para a gestão de resíduos do que a Política Nacional de Resíduos Sólidos, estabelecida pela Lei Federal n. 12.305/2010, que orienta para uma nova sistemática na gestão dos resíduos com base em conceitos bastante modernos e que, com disposições claras, determinou um prazo para que os avanços pretendidos fossem implementados (ABRELPE, 2014).

A Política Nacional de Resíduos Sólidos estabelece princípios, objetivos, diretrizes, metas e ações, e outros importantes instrumentos, tais como este Plano Nacional de Resíduos Sólidos, que em seu capítulo “3.1.4. Redução de Resíduos Sólidos Urbanos Úmidos dispostos em aterros sanitários, tratamento e Recuperação de Gases em aterros sanitários” expõe como Diretriz: “Induzir a compostagem da parcela orgânica dos RSU e a geração de energia por meio do aproveitamento dos gases provenientes da biodigestão de composto orgânico e dos gases gerados em aterros sanitários (biogás)” (PNRS, 2012, p.73).

Essa perspectiva acompanha a tendência moderna que combate a percepção de meio ambiente como mera coleção de recursos naturais a serem indefinidamente explorados pelo fluxo unidimensional da produção, associado sobretudo ao esgotamento de recursos e ao desperdício. Essa revisão de paradigma promove o lixo à condição de recurso, pela sua re inserção no metabolismo industrial. (LAYRARGUES et al., 2014).

La Rovere et al. (2006) apontam iniciativas em andamento no Brasil que visam a recuperação de biogás em aterros sanitários, e que podem gerar reduções certificadas de emissão (RCEs) na ordem de 2,3 milhões de toneladas de CO₂ equivalente/ano, com receita potencial de US\$ 11,4 milhões/ano. (SOARES, 2011, p.32)

Deste modo, questões referentes à 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 têm merecido a atenção. Não apresentando, entretanto, uma metodologia acertada para os processos alternativos sugeridos em contrapartida à disposição em aterros sanitários, habitualmente praticada.

Segundo a NBR-10.004 (ABNT, 2004), são considerados também como resíduos sólidos os lodos provenientes de ETEs - Estações de Tratamento de Esgoto Sanitário ou Industrial, de tal forma que o Lodo também está incluso na problemática dos resíduos. O termo “lodo” tem sido utilizado para designar os subprodutos sólidos do tratamento de esgotos, e seu gerenciamento é uma atividade igualmente complexa e de alto custo, que, se mal executada, pode vir a comprometer os benefícios ambientais e sanitários esperados (PEDROZA et al, 2010).

Com uma população estimada superior a 204 milhões de habitantes (2015), o Brasil tem potencial de geração anual de lodo avaliado em 12.240.000 toneladas e como alternativa de disposição final mais empregada tem-se ainda o envio do lodo para aterros sanitários (LEITE, 2015). “Segundo Andreoli (2002), a natural ampliação do atendimento a serviços de coleta de esgoto tem potencial de multiplicar a produção desse resíduo no Brasil em 3 a 4 vezes” (PEDROZA et al, 2010, p.150).

“O debate sobre o gerenciamento de lodo tem ganhado muita atenção em face ao crescente aumento da produção deste resíduo e aos critérios legislativos para disposição final lodo se apresentarem cada vez mais rigorosos” (DE LA RUBIA apud LEITE, 2015 p19). “Vale destacar que uma empresa de saneamento é responsável pelo gerenciamento e monitoramento da disposição final do lodo e que o não cumprimento desta responsabilidade pode enquadrar criminalmente o gerador do lodo” (BRASIL apud LEITE, 2015, p.19).

Há basicamente duas vias para o tratamento biológico dos resíduos orgânicos, a via aeróbica e a via anaeróbia. Os processos aeróbios geram enormes quantidades de lodo, aproximadamente 50% a 60% do total de matéria orgânica total aplicada é convertida em lodo, que deve passar por pós-tratamento e disposição, representando de 30-60% dos custos totais da operação. No tratamento anaeróbio apenas 10% da matéria orgânica é convertida em lodo, abrindo espaço para que os outros 90% restantes sejam reaproveitados como biogás (SILVEIRA, 2016).

Diante disso, torna-se imprescindível o desenvolvimento de alternativas tecnológicas que viabilizem o aproveitamento racional da matéria orgânica, seja ela proveniente da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU) ou de lodos de esgoto, como forma de minimizar os impactos ambientais (SILVEIRA, 2016). Destaca-se ainda a aplicabilidade de processos anaeróbios em grande e pequena escala, tendo baixo custo de implantação,

baixa demanda de área e alta tolerância a cargas orgânicas elevadas (CHERNICHARO, 2016).

Uma alternativa para melhorar o rendimento da digestão anaeróbia é através da codigestão, isto é, a utilização de dois ou mais substratos com características complementares, capazes de melhorar a produção de biogás através de sinergias positivas estabelecidas e o fornecimento de nutrientes ao meio. A codigestão anaeróbia tem sido usada em grande escala, especialmente na Europa, onde muitos novos projetos de estações de tratamento de esgoto já preveem a adição de cosubstratos, como restos de alimentos, resíduos de gorduras e lodo de flotação (SILVEIRA, 2016).

Já em pequena escala, existem diversas iniciativas que buscam a recuperação de biogás a partir de resíduos sólidos. Entre essas iniciativas algumas plataformas internacionais se lançaram sobre a causa, desenvolvendo modelos de digestores compactos para um reaproveitamento descentralizado do potencial da codigestão e recuperação de biogás.

Entre essas iniciativas destaca-se a Solar Cities, plataforma que fornece treinamento em ambiente aberto e colaborativo para todos que pesquisam o tema. Eles desenvolveram um modelo Open Source de reator a partir de tanques IBC, amplamente disponível ao longo de todo o mundo, e inspirado nesse modelo de reator a UFRJ desenvolveu seu próprio modelo, sobre o qual se desenrolará toda a pesquisa.

Este trabalho surge nesse contexto, buscando avaliar uma metodologia alternativa alicerçada na possibilidade de induzir a produção e aproveitamento de biogás antes do efetivo ingresso dos resíduos sólidos no circuito de disposição final em aterros.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 Objetivo Geral:

O presente trabalho se dedica à confecção e instrumentação de um protótipo de biodigestor, composto de duas estruturas, um Reator e um Gasômetro, bem como avaliação preliminar da produção de biogás ao operar a codigestão anaeróbia de dois substratos: resíduos orgânicos provenientes de restaurante e lodo de reatores UASB.

1.2.2 Objetivos específicos:

- Relatar possíveis restrições do protótipo biodigestor que possam comprometer sua eficiência e operacionalidade;
- Propor uma rotina de operação simplificada para uma avaliação preliminar da produção de biogás;
- Avaliar a evolução da produção de metano frente à carga orgânica aplicada, respeitando parâmetros impostos aos digestores de estação de tratamento de esgotos sanitários segundo a NBR 12209/2011 - Elaboração de projetos hidráulicos-sanitários de estações de tratamento de esgotos sanitários;
- Monitorar parâmetros básicos intervenientes na produção de biogás por codigestão de resíduos sólidos e lodo de esgoto, executando ajustes na operação quando necessário;
- Caracterização dos resíduos e do lodo em termos dos parâmetros intervenientes na digestão anaeróbia visando otimizar futuras operações;
- Avaliação da operação por codigestão como tecnologia para redução de matéria orgânica biodegradável a partir do efluente líquido gerado no processo.

1.3 JUSTIFICATIVA

O processo de digestão anaeróbia é um processo bioquímico de degradação da matéria orgânica na ausência de oxigênio realizado por um consórcio de microrganismos. Neste processo ocorre a conversão da matéria orgânica em biogás, cuja composição corresponde, em geral, a 55-70% de metano e 30-45% de dióxido de carbono, (VERMA, 2002). O metano é o mesmo componente inflamável encontrado no gás natural e seu reaproveitamento via digestão anaeróbia demonstra ser atraente e visto tratar-se de um processo de geração de energia renovável.

A codigestão anaeróbia do lodo de esgoto com a fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos é especialmente atraente como uma possibilidade de aumentar o rendimento do processo de digestão anaeróbia. De acordo com Poggi-Varaldo & Oleszkiewicz (1992), as vantagens do processo de codigestão incluem:

- Diluição de potenciais compostos tóxicos,
- Melhor equilíbrio de nutrientes através da suplementação de nutrientes que existam em baixa quantidade em um dos substratos,
- Os efeitos sinérgicos de microrganismos,
- Aumento da carga de matéria orgânica biodegradável e melhores taxas de produção de biogás.

1.4 MÉTODO

A avaliação preliminar da produção de biogás consiste na proposição de uma rotina semanal de operação associada as particularidades e restrições do modelo de reator desenvolvido para a pesquisa, visando otimizar a produção de biogás, tanto em volume produzido quanto em composição de metano, através do monitoramento da evolução de alguns parâmetros condicionantes do processo, decorrentes do gradativo incremento da carga orgânica intencionalmente imprimida ao sistema.

1.5 ESTRUTURA DO TRABALHO

A presente pesquisa é composta por seis capítulos organizados da seguinte maneira:

Capítulo 1 – Introdução: neste capítulo apresentou-se uma visão geral sobre os problemas associados à disposição de resíduos sólidos urbanos, possíveis benefícios advindos de seu tratamento por codigestão com lodos de esgotos e aproveitamento energético destes resíduos. E, em seguida, foram apresentados os objetivos do estudo.

Capítulo 2 – Revisão Bibliográfica: este capítulo aborda os principais temas acerca da descoberta histórica da arqueas metanogênicas, definição e classificação dos resíduos sólidos, principais tecnologias de tratamento de esgotos, principais etapas e parâmetros intervenientes na digestão anaeróbia, codigestão e tecnologias associadas às plantas de geração de biogás.

Capítulo 3 – Materiais e Métodos: apresenta-se a descrição do sistema biodigestor construído para a pesquisa, os circuitos das fases líquidas e gasosas, equipamentos

utilizados para monitoramento, rotina de operação semanal e parâmetros dos ensaios físico-químicos realizados para as amostras líquidas.

Capítulo 5 – Resultados;

Capítulo 6 – Conclusões e Sugestões.

1.6 BREVE HISTÓRICO DA PESQUISA

A linha de pesquisa em *Codigestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos com lodo de estações de tratamento de esgoto* teve início no Centro Experimental de Saneamento Ambiental - CESA UFRJ com o desenvolvimento do trabalho de conclusão de curso em Engenharia Civil desenvolvido por Pedro Brancoli, que analisou a eficiência de biodigestores têxteis de 2 m³ alimentado em operação semi-contínua com mistura contendo 25% de resíduos sólidos urbanos e 75% de lodo de esgoto sob condições mesofílicas.



Figura 1: Biodigestores têxteis. (Fonte: Brancoli, 2014)

Em vias de dar continuidade à pesquisa com resíduos sólidos sob uma nova abordagem, foi confeccionado um segundo modelo de biodigestor rígido feito de fibra de vidro em forma cilíndrica, disposto na horizontal, com dimensões de 2,20 metros de comprimento e 1,20m de diâmetro, totalizando um volume interno de 2.48 m³. Visando elevar o controle e a eficiência do processo, este segundo modelo de biodigestor contou com uma bomba externa acoplada, utilizada na recirculação e homogeneização do substrato em seu

interior, dutos e válvulas para coleta e mensuração do volume e composição do gás produzido.



Figura 2: Biodigestor de fibra de vidro. (Fonte: Acervo do autor)

2 CAPÍTULO 2 – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 HISTÓRICO

Os microrganismos que produzem o Biogás estão entre as primeiras formas de vida existentes no planeta Terra (TENÓRIO, 2015). Tendo se originado entre 3 a 4 bilhões de anos atrás, numa época em que a atmosfera apresentava uma composição bastante diferente da atual, por isso acredita-se que esses microrganismos necessitem de um ambiente livre de oxigênio para manutenção de seu metabolismo. (PROBIOGÁS,2010)

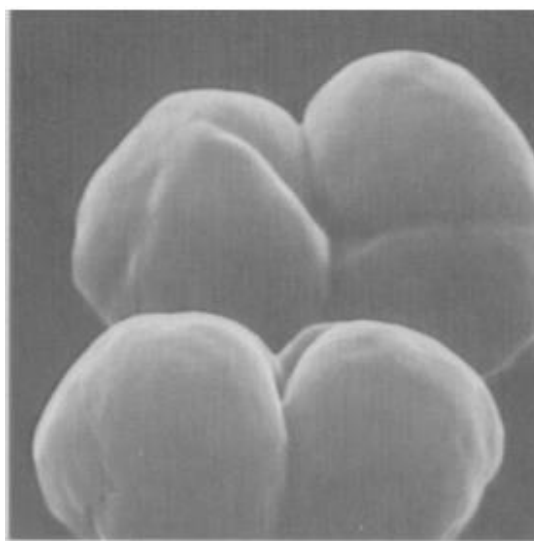


Figura 3: Archaea Metanogênica. (Fonte: LUSK,1998)

O biogás, também conhecido como “gás do pântano”, é uma mistura de gases composta em sua maior parte por metano (CH_4), que é produzido naturalmente durante a decomposição de matéria orgânica em ambiente anaeróbico. O metano é o mesmo componente inflamável encontrado no gás natural, um combustível fóssil que leva cerca de 65 milhões de anos para ser produzido, ao passo que o biogás pode começar a ser produzido em um período de 48 a 72 horas após a deposição de matéria orgânica (WEISMAN, 2011).

Há evidências de que o uso humano de biogás pode se estender desde a idade neolítica. Os antigos assírios usaram o biogás para aquecer seus banhos em 3.000 a.C. por considerarem ser mais fácil produzir fogo a partir do biogás do que a partir da madeira (WEISMAN, 2011). Outros registros históricos apontam também que esse uso do biogás ocorreu na antiga Pérsia durante o século 16 a.C. (LUSK, 1998).

Jean Baptista Van Helmont foi o primeiro estudioso a constatar, por volta de 1630, que um gás inflamável era formado a partir de matéria orgânica em decomposição. Em 1667

Thomas Shirley, no Reino Unido, descreveu o vazamento de um gás inflamável de uma mina de carvão na cidade de Wigan. (TIETJEN apud TENÓRIO , 2015).

Alessandro Giuseppe Antônio Anastasio Volta apontou com seus estudos em 1776 que havia uma relação direta entre a quantidade de matéria orgânica em decomposição com a quantidade de gás inflamável obtida. Volta foi o primeiro pesquisador a descrever de forma científica a formação do gás inflamável a partir de sedimentos depositados no fundo de lagos e pântanos. Seus estudos intitulados *SULL'ARIA INFIAMMABILE NATIVA DELLE PALUDI*, foram publicados na Itália, sendo amplamente reconhecidos pela comunidade científica da época (TENÓRIO, 2015).

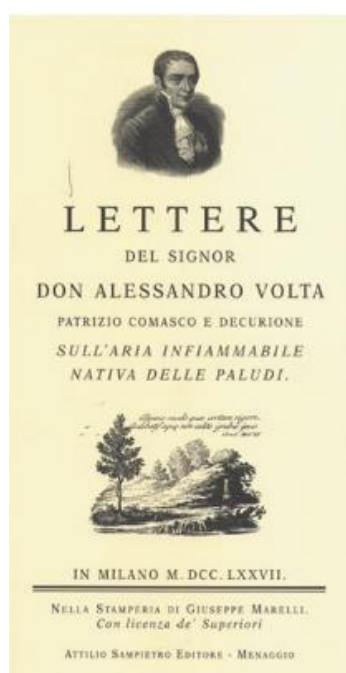
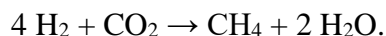


Figura 4: Obra de Alessandro Volta. (Fonte: TENÓRIO,2015)

A primeira planta biodigestora foi construída entre 1855 e 1859, na cidade de Bombaim na Índia, destinada a produzir gás combustível para um hospital de hansenianos. Nessa mesma época, pesquisadores como Fischer e Schrader, na Alemanha e Grayon, na França, entre outros, estabeleceram as bases teóricas e experimentais da biodigestão anaeróbia. Entre eles merece destaque o experimento realizado por Louis Pasteur em 1883-84, que estudou a produção de gás a uma temperatura de 35°C. Na ocasião, o volume coletado foi tão grande que Pasteur concluiu que, sob determinadas circunstâncias, a fermentação anaeróbia de dejetos deveria ser capaz de suprir as necessidades de aquecimento e iluminação da cidade de Paris. Entre 1890-95, Donald Cameron projetou uma fossa séptica para a cidade de Exeter, Inglaterra, que através da digestão anaeróbia foi capaz de

produzir gás suficiente para instalação das famosas lâmpadas de iluminação pública para a cidade vitoriana. (TENÓRIO, 2015); (WEISMAN, 2011); (SOARES et al,2010)

Em 1890, Van Senus verificou que a decomposição anaeróbia era feita por vários microrganismos e Omeliansui isolou organismos que produziam hidrogênio, ácido acético e butírico, a partir da celulose. Deduziu também que o metano era produzido a partir da redução do gás carbônico por hidrogênio. (SOARES et al,2010, p.1)



A primeira descoberta da existência de bactérias metanogênicas foi feita por Omeliansky em 1904, citado por Barker (1936), a partir de estudos realizados na degradação de celulose. Em 1914, Thum e Reichle concluíram que o processo se dava em duas fases: ácida e metânica. Em 1940, quando Barker investigava sedimentos aquáticos, identificou um bacilo formador de metano a partir do etanol, o qual denominou de *Methanobacillus Omelianskii*. No mesmo ano, Barker isolou para estudos a *Methanobacterium Omelianskii* capaz de oxidar etanol a acetato, e acetato a metano (SILVA, 2009).

Atualmente esses microrganismos são classificados dentro do domínio *Archaea*, um grupo verdadeiramente reconhecido como distinto em um nível biológico mais fundamental das bactérias ordinárias. Como formalização de tais diferenças foram criados os grupos das *Arqueobactérias* para distinguir-se dos grupos das *Eubactérias* (bactérias verdadeiras). Com o passar do tempo a denominação original foi alterada simplesmente para *Archae*, com o intuito de desvincular completamente qualquer relação entre as arqueas e os grupos bacterianos (CHERNICHARO, 2016).

“Atualmente as arqueas metanogênicas estão distribuídas em cinco ordens: *Methanobacteriales*, *Methanococcales*, *Methanomicrobiales*, *Methanosarcinales* e *Methanopyrales*, todas dentro do filo *Euryarcheota*”. (CHERNICHARO, 2016, p.35-36)

Na Europa, as instalações de digestão anaeróbia geralmente apresentam um histórico de tratamento adequado de resíduos agrícolas, industriais e municipais. Sendo tais instalações intensamente utilizadas durante e após a Segunda Guerra Mundial, quando o fornecimento de energia foi reduzido. Algumas instalações que operam por digestão anaeróbia na Europa estão em operação há mais de 20 anos. Mais de 600 digestores agrícolas funcionam na Europa, e apresentam como fator determinante de seu sucesso a simplicidade no *design* de suas instalações (LUSK, 1998).

Ao longo de todo mundo, as instalações tecnológicas baseadas em digestão anaeróbia são comuns de serem encontradas no meio rural. De seis a oito milhões de digestores de tamanho familiar, com diferentes graus de sucesso e de baixa tecnologia, são usados para fornecer biogás para cocção e iluminação. Na China e na Índia, há uma tendência para o uso de sistemas maiores e mais sofisticados com melhor controle de processo que geram eletricidade (LUSK, 1998).

2.2 RESÍDUOS SÓLIDOS: CLASSIFICAÇÃO, GERAÇÃO E LEGISLAÇÃO

A Norma Brasileira NBR 10004/2004 - *Resíduos Sólidos – Classificação*, define resíduos sólidos como:

Aqueles resíduos nos estados sólido e semissólido, que resultam de atividades da comunidade, de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnicas e economicamente inviáveis em face a melhor tecnologia disponível. (NBR 10004,2004, p.1)

A partir da definição de resíduos sólidos apresentada, pode-se entender a partir de diferentes critérios, tais como sua consistência (sólido, semissólido ou líquido), composição química (matéria inorgânica ou orgânica), ou a partir de sua origem (domiciliares, saúde e hospitalares, comerciais, varrição e feiras livres, industriais, agrícolas). Quanto aos seus riscos potenciais ao meio ambiente e à saúde pública, os resíduos podem ser entendidos da seguinte forma, segundo a referida norma:

- Resíduos classe I – Perigosos: com característica de inflamabilidade, toxicidade, corrosividade, reatividade e patogenicidade;
- Resíduos classe II - Não perigosos;
 - II A – Não inertes: Apresentam propriedade de biodegradabilidade, combustibilidade ou solubilidade em água;
 - II B – Inertes: resíduos em que nenhum de seus constituintes sejam solubilizados em concentrações superiores às especificadas quanto aos padrões de potabilidade de água.

A biodegradabilidade, neste contexto, é a propriedade biológica mais importante referente à fração orgânica dos resíduos e consiste na transformação dos componentes orgânicos

complexos em compostos orgânicos mais simples, principalmente sob a forma gasosa e líquida, pela ação natural de microrganismos livres. (SOARES, 2011)

Outra forma de classificação trata da origem ou fonte geradora de resíduos. Alguns autores destacam uma categoria que merece particular atenção dentro desta classificação, designada de Resíduo Sólido Urbano (RSU). Faria (2002) o conceitua como material heterogêneo constituído basicamente por resíduos domésticos, comerciais, de atividade pública e de serviços de saúde. Já a lei federal 12.305/2010, em seu capítulo I, artigo 13, define em termos institucionais sua composição como o conjunto de resíduos domiciliares (os originários de atividades domésticas em residências urbanas) e o conjunto dos resíduos de limpeza urbana (os originários da varrição, limpeza de logradouros e vias públicas e outros serviços de limpeza urbana). Entretanto, apesar do empenho para uniformizar uma classificação para os resíduos sólidos sua composição pode variar em função das características de cada cidade. (SOARES, 2011).



Figura 5: Classificação do Resíduos Sólidos quanto à origem segundo a lei 12.305/2010 (Fonte: BRASIL, 2010)

A Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB) realizada pelo IBGE com base em levantamentos junto às prefeituras e empresas prestadoras de serviços, revelou que foram coletadas 183.488 toneladas/dia de resíduos sólidos domiciliares e públicos no ano de 2008 (BRASIL, 2008). Deste total, os lixões a céu aberto constituíram o destino final dos resíduos sólidos em 50,8% dos municípios brasileiros, gerando impactos ambientais diversos como geração de líquidos percolados, capazes de poluir o solo, o ar e a água (ABRELPE, 2015). Vale ressaltar que apesar do encaminhamento de resíduos sólidos para locais inadequados tratar-se de uma prática ilegal em todo o território, esta continua a ser uma prática recorrente (ABRELPE, 2014 p13).

“Os resíduos sólidos provenientes das atividades urbanas devem ser mantidos afastados da população, adequadamente dispostos e eficientemente tratados, caso contrário podem causar poluição e impactos diversos ao meio ambiente” (SILVA, 2009.p.2).

A resolução CONAMA 305/2002 define poluição como sendo:

Degradação da qualidade ambiental resultante de atividades que direta ou indiretamente prejudiquem a saúde, a segurança e o bem estar da população; criem condições adversas às atividades sociais e econômicas; afetem desfavoravelmente a biota; afetem as condições estéticas ou sanitárias do meio ambiente; lancem matérias ou energia em desacordo com os padrões ambientais estabelecidos. (BRASIL, 2002, p.823)

Na disposição final dos resíduos sólidos urbanos nos aterros sanitários, a putrefação da fração orgânica gera um gás, denominado no Brasil de biogás, composto por metano (45% a 60%), dióxido de carbono (40% a 60%), nitrogênio (2% a 5%) e, em quantidades inferiores a 1%, de dezenas de contaminantes orgânicos e inorgânicos, que incluem benzeno, tolueno, clorados, mercúrio, organometálicos, entre outros (SOARES, 2011).

A produção de metano em quantidades significativas inicia-se entre seis meses a dois anos após a disposição dos resíduos e pode durar por décadas dependendo das condições locais de disposição, das características dos resíduos e da quantidade de resíduos no aterro (ZANETTE, 2009). “Estima-se que os aterros sanitários em todo o mundo produzam de 20 a 60 milhões de toneladas de metano por ano, como um resultado direto da decomposição orgânica dos componentes do resíduo” (SOARES,2011, p26). De acordo com relatório do IPCC sobre mitigação (IPCC, 2007), os resíduos contribuem com menos de 5% das emissões totais de gases do efeito estufa (GEE), o que corresponde a 1.300 MtCO²-eq em 2005, sendo o metano proveniente de aterros a principal fonte, seguida pelo metano e pelo óxido nitroso do tratamento de efluentes (ZANETTE, 2009).

Entretanto, segundo LIMA (2002), os resíduos sólidos em sua maioria podem ser reutilizáveis ou recicláveis, proporcionando economia dos recursos naturais e favorecendo a preservação do meio ambiente, desde que condições de proteção à saúde humana sejam mantidas. “A recuperação comercial do metano de aterros, como fonte de energia renovável, tem sido praticada em grande escala desde 1975 e atualmente excede 105 MtCO₂-eq/ano” (WILLUMSEN; BOGNER; MATTHEWS apud ZANETTE, 2009, p24). Com a recuperação de gás de aterros e a implementação de medidas complementares efetivas, como a diminuição do volume aterrado e uso de tecnologias

alternativas de manejo de resíduos, as emissões de metano em aterros dos países desenvolvidos foram estabilizadas. (ZANETTE, 2009)

Nesse sentido a Lei Federal nº 12.305/10 (BRASIL, 2010), que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos, determina que deve-se observar a seguinte ordem de prioridade na gestão e gerenciamento de resíduos sólidos: não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento dos resíduos sólidos e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos.

A Política Nacional de Resíduos Sólidos estabelece princípios, objetivos, diretrizes, metas e ações, e importantes instrumentos, tais como o Plano Nacional de Resíduos Sólidos que expõe como Diretriz: “Induzir a compostagem da parcela orgânica dos RSU e a geração de energia por meio do aproveitamento dos gases provenientes da biodigestão de compostos orgânicos e dos gases gerados em aterros sanitários (biogás)”. (BRASIL, 2011, p.73).

Segundo ainda o Plano Nacional de Resíduos Sólidos, no que tange ao aproveitamento de biogás para produção de energia no Brasil, consta-se que esse ainda é incipiente no país. O Ministério do Meio Ambiente, em parceria com o Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (PNUD, 2010) estimou a produção de energia potencial em 56 municípios no país, considerando a vazão de biogás no decênio 2010/2020. O resultado apontou que há possibilidade de prover uma capacidade instalada de geração de 311 MW de energia elétrica a partir do biogás produzido em aterros, o que poderia abastecer uma população de 5,6 milhões de habitantes, equivalendo praticamente à cidade do Rio de Janeiro.

Dentro de uma perspectiva a longo prazo, o Plano Nacional de Energia 2030 – PNE 2030 (EPE, 2007) considera a possibilidade de instalação de até 1.300 MW nos próximos 25 anos em termelétricas utilizando RSU, sendo assim, são esperados avanços importantes no aproveitamento energético dos resíduos sólidos urbanos. (SOARES, 2010, p.28).

Desta maneira a lei induz a um tratamento mais racional do resíduo sob duas abordagens distintas. Na primeira busca reduzir a disposição em aterros sanitários, que em última análise tem como produto um passivo ambiental controlado, e por outra, induz ao surgimento de uma rota alternativa e sustentável à problemática dos resíduos através da geração de recursos energéticos a partir dos RSU, o que amplia a segurança do sistema elétrico nacional, ofertando eletricidade de maneira descentralizada, em virtude dos

resíduos sólidos urbanos estarem disponíveis, próximos aos centros consumidores (SOARES, 2011).

Além dessas aplicações, a utilização como combustível veicular e a injeção na rede de gás natural são aplicações que vêm atraindo interesse cada vez maior. Entretanto, as especificações para a qualidade do gás são restritas, de tal modo, que o biogás proveniente de um digestor ou aterro precisa ser necessariamente purificado para seu uso sob forma veicular. (ZANETTE, 2009)

O aproveitamento energético dos resíduos expande a vida útil das reservas de matéria-prima e energia, à medida em que reduz a demanda por esses recursos e reduz a quantidade de RSU a ser depositada em aterros sanitários, ampliando da mesma forma sua vida útil, combatendo um dos grandes problemas da atualidade, a escassez de áreas para novos depósitos de RSU. (SOARES, 2011)

Os resíduos brasileiros são compostos basicamente por 51% de matéria orgânica e 31% de material reciclável (BRASIL, 2011), sendo que o desenvolvimento da coleta seletiva de resíduos e dos sistemas de triagem nas usinas podem ser capazes de estimular um melhor aproveitamento da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU) através do uso de novas técnicas de tratamento, tais como a digestão anaeróbia. (SILVEIRA, 2016)

A digestão anaeróbia permite a geração de energia por meio do aproveitamento do metano contido no biogás produzido e a valorização da fração orgânica digerida como condicionador de solos. Deve-se destacar que a digestão anaeróbia em biodigestor apresenta baixo potencial poluidor, e grande eficiência na remoção da carga orgânica (SILVEIRA, 2016). “De acordo com Khai (2007), metade do lodo de esgoto nos Estados Unidos tratado através de digestão anaeróbia é aplicado ao solo. Na comunidade europeia, mais de 30% do lodo de esgoto produzido é utilizado como fertilizante na agricultura”. (PEDROZA, 2010, p.150)

2.3 TRATAMENTO DE ESGOTOS

Todos os sistemas de esgotos sanitários encaminham seus efluentes, direta ou indiretamente, para corpos de águas receptores, formados pelos conjuntos das águas de superfície ou de subsolo. A capacidade receptora destas águas, em harmonia com a sua utilização, estabelece o grau de tratamento a que deverá ser submetido o efluente sanitário, de modo que o corpo de água receptor não sofra alterações nos parâmetros de

qualidade além dos tolerados para cada região afetada pelo lançamento. (JORDÃO; PESSOA, 2014)

A quantidade total de esgoto a ser tratada em um sistema é função do crescimento da população e da indústria local a serem atendidas num horizonte de projeto de 20 a 30 anos. Seus processos de tratamento são formados por uma série de operações unitárias, que visam à remoção de substâncias indesejáveis, sobretudo, matéria orgânica carbonácea, ou ainda a transformação destas substâncias em outras de formas mais aceitável. As empresas de saneamento no Brasil consomem cerca de 10% de seu orçamento em gastos com energia. Assim existe hoje uma preocupação em reduzir esses custos como parte dos esforços por viabilizar a expansão do atendimento ao serviço sanitário. (JORDÃO; PESSOA, 2014)

As tecnologias de tratamento de efluentes buscam viabilizar processos que ofertam aos microrganismos condições de assimilação e remoção de compostos indesejáveis no menor tempo possível, com consumo mínimo de recursos em instalações, aliado ao melhor resultado em termos de qualidade do efluente lançado, sem deixar de considerar a dimensão da população a ser atendida. Em suma, estas tecnologias abaixo descritas representam o aperfeiçoamento do processo de depuração espontâneo observado na natureza (PEROCA, 2006).

2.3.1 Processos de tratamento de esgoto

O tratamento do esgoto pode adotar diferentes tecnologias para depuração do efluente, podendo ser classificado de acordo com o grau de eficiência obtido através dos seguintes níveis de tratamento: (JORDÃO; PESSOA, 2014); (VON SPERLING, 1996)

- Tratamento Preliminar – Objetiva a remoção de sólidos grosseiros e areia para proteger as demais unidades de tratamento e os corpos receptores. Usualmente composto de grades que impedem a passagem de trapos, papéis, pedaços de madeira, etc.

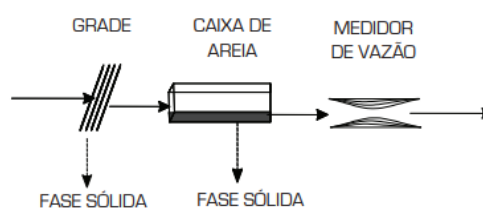


Figura 6: Tratamento Preliminar. (Fonte NUCASE, 2008)

- Tratamento Primário – os esgotos ainda contendo sólidos de pequeno tamanho em suspensão e flutuantes são encaminhados para unidades de sedimentação, onde fluem vagarosamente por decantadores, permitindo que os sólidos em suspensão que apresentam maior densidade sedimentem gradualmente no fundo, formando o lodo primário bruto, que constitui cerca de 0,08% do volume total dos esgotos domésticos. Nesta fase a eficiência média de remoção de sólidos sedimentáveis é de 65% e os materiais flutuantes como graxas e óleos, de menor densidade, são removidos pela superfície.

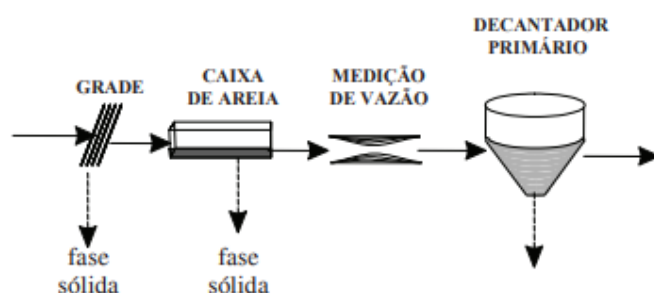


Figura 7: Tratamento Primário. (Fonte NUCASE, 2008)

- Tratamento Secundário – É a etapa da remoção biológica dos poluentes onde são reproduzidos os fenômenos naturais de estabilização da matéria orgânica que ocorrem no corpo receptor, sendo que a diferença está na maior velocidade do processo, na necessidade de utilização de uma área menor e na evolução do tratamento em condições controladas. Nesta etapa ocorre, principalmente, a remoção de matéria orgânica dissolvida e, eventualmente, nutrientes como nitrogênio e fósforo. Neste nível de tratamento podem ser empregadas diversas tecnologias tanto aeróbias quanto anaeróbias.
- Tratamento Terciário – Objetiva a remoção de poluentes específicos, tóxicos, não biodegradáveis ou eliminação de poluentes remanescentes dos processos anteriores. O tratamento de esgotos até o nível terciário é bastante raro no Brasil.

2.3.1.1 TRATAMENTO SECUNDÁRIO AERÓBIO E LODOS ATIVADOS

São processos que favorecem a oxidação aeróbia nos quais bactérias utilizam o oxigênio molecular como aceptor final de elétrons para a conversão de componentes orgânicos em formas inorgânicas mais simples. (SILVA, 2009).

Devido à acentuada emissão de CO₂, associado aos tratamentos aeróbios, provavelmente em um futuro próximo os órgãos legislativos os tornem restritivos, de modo que a digestão anaeróbia se apresenta como uma alternativa mais sustentável e atraente para o tratamento desses resíduos (SILVA, 2009)

Entre os processos aeróbios de tratamento de esgotos, merece destaque o processo de lodos ativados, sendo bastante utilizado em situações em que se deseja uma elevada qualidade no tratamento do efluente com baixos requisitos de área. (JORDÃO; PESSOA, 2014)

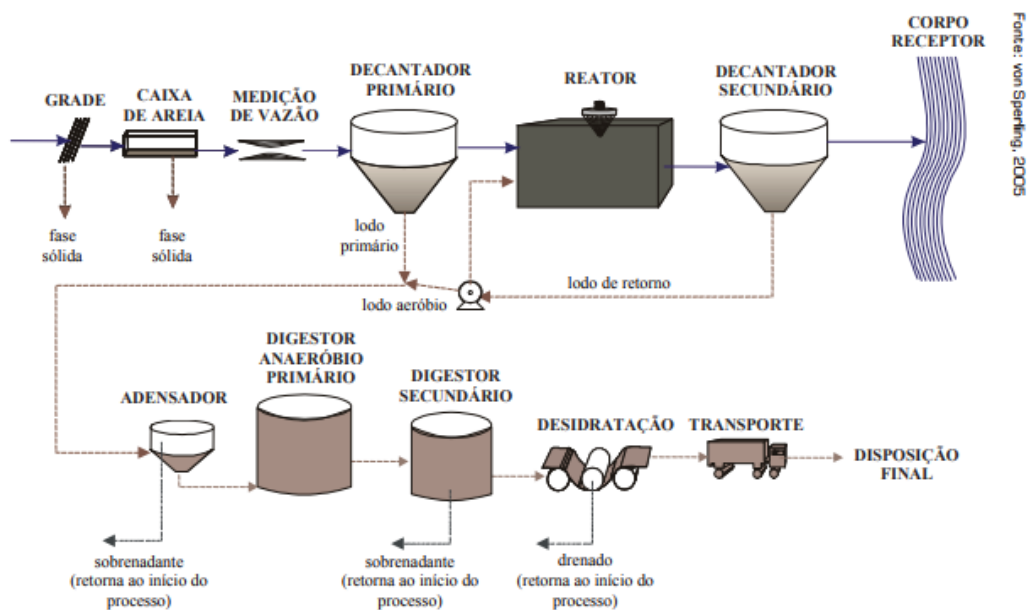


Figura 8: Rotas habituais de tratamento pelo sistema de lodos ativados (Fonte NUCASE, 2008)

O princípio básico do processo de lodos ativados é o retorno das bactérias sedimentadas no decantador para o tanque de aeração, aumentando, assim, a concentração de bactérias nesta unidade. Quanto mais bactérias houver em suspensão, maior será o consumo de alimento, ou seja, maior será a assimilação da matéria orgânica presente no esgoto bruto. No tanque de aeração, devido à entrada contínua de alimento, as bactérias crescem e se reproduzem continuamente, formando o Lodo Biológico Excedente, que deve ser extraído da linha de recirculação e encaminhado para os processos de adensamento, digestão e desidratação. (NUCASE, 2008)

2.3.1.2 TRATAMENTO SECUNDÁRIO ANAERÓBIO E REATOR UASB

A essência dos processos biológicos anaeróbios de tratamento de esgotos reside na capacidade dos microrganismos envolvidos utilizarem os compostos orgânicos biodegradáveis disponíveis, transformando-os na ausência de oxigênio em subprodutos

que podem, então, ser removidos do sistema de tratamento. Os subprodutos formados podem se apresentar na forma sólida (lodo biológico), líquida (água) ou gasosa (metano, gás carbônico etc.) (CHERNICHARO, 2016).

Baseados neste princípio foram desenvolvidos nos anos 70 pela Universidade de Wageningen na Holanda os reatores UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactors*), que na tradução para o português devem ser denominados de “Reatores Anaeróbios de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo” (CHERNICHARO, 2016). Estes reatores constituem-se na principal tendência atual de tratamento de esgotos no Brasil. (NUCASE, 2008).

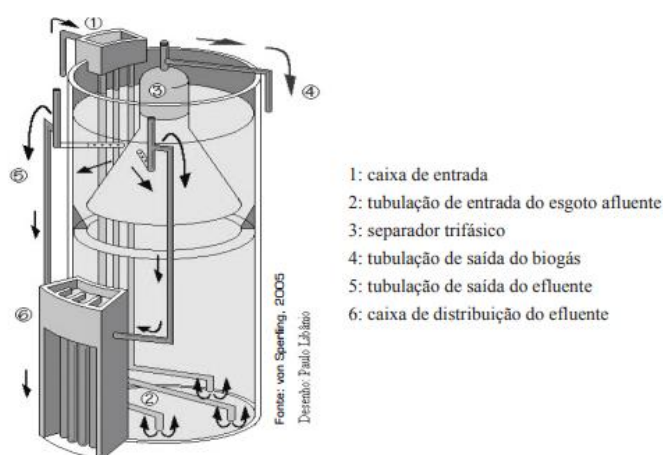


Figura 9: Reator UASB. (Fonte NUCASE, 2008)

O funcionamento dos reatores UASB consiste essencialmente em um fluxo ascendente de esgotos através de um leito de lodo denso e elevada atividade, capaz de promover a estabilização de grande parte da matéria orgânica pela biomassa ali retida. A parte superior dos reatores de manta de lodo apresenta uma estrutura que possibilita as funções de separação tanto do gás produzido no processo quanto função de separação e retenção sólidos. Esta estrutura é denominada Separador Trifásico, por separar o líquido, os sólidos e os gases, de forma a reter a biomassa no sistema, impedindo que ela saia juntamente com o efluente tratado. (NUCASE, 2008)

Os reatores UASB dificilmente produzem efluentes que atendem aos padrões estabelecidos pela legislação ambiental. Diante desse fato torna-se de grande importância o pós-tratamento dos efluentes dos reatores UASB, como uma forma de adequar o efluente tratado aos requisitos da legislação ambiental e propiciar a proteção dos cursos d'água. (NUCASE, 2008, p.58)

Praticamente todos os processos de tratamento de esgotos podem ser usados como pós-tratamento dos efluentes do reator UASB, na figura 10 a seguir é mostrado o pós-tratamento feito através de Lodos Ativados.

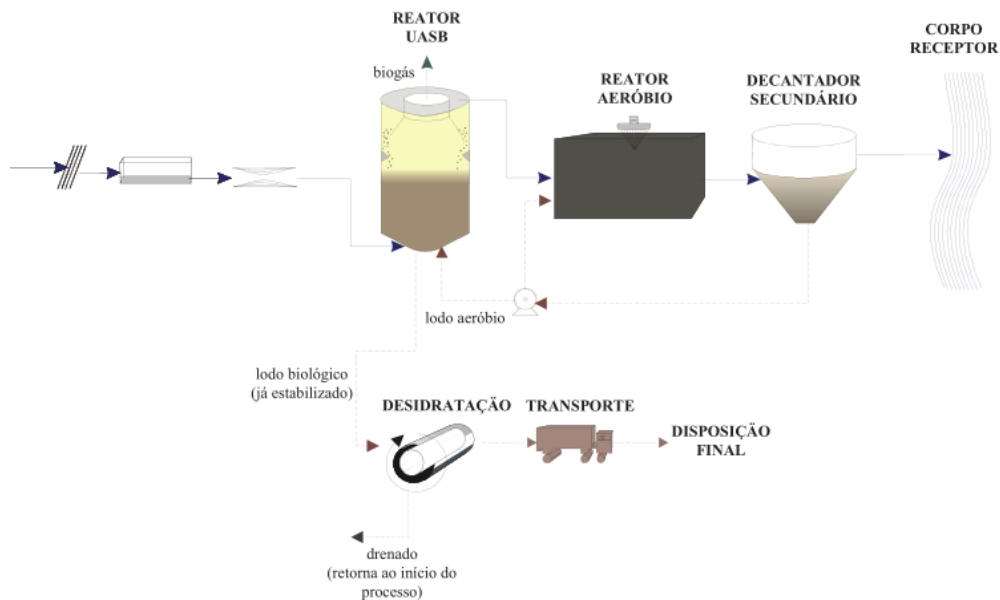


Figura 10: Tratamento com reator UASB com pós-tratamento por lodos ativados. Observe a simplificação quando comparado ao processo isolado de lodos ativados visto anteriormente (Fonte NUCASE, 2008)

Como caso particular da digestão anaeróbia, alguns pesquisadores consideram que um ambiente pode ser classificado como “Anóxico” quando nele ocorre respiração via nitrato. Nesses ambientes pode não haver oxigênio na forma molecular de tal forma que as bactérias desnitrificantes usam o nitrato, resultando na formação de nitrogênio gasoso N_2CO_2 e água (SILVA, 2009).

2.3.2 Digestores de Lodo

Os esgotos ao serem submetidos aos processos usuais de sedimentação separam-se adquirindo características físicas distintas. A porção com reduzida quantidade de sólidos, denominada efluente líquido do decantador, é encaminhada aos processos subsequentes de tratamento, geralmente processos aeróbios, ou então lançada em corpos de água receptores (JORDÃO; PESSOA, 2014).

No caso dos processos aeróbios usuais, o material comumente sedimentado com grande concentração de sólidos, denominado lodo, deverá ser submetido a tratamento, devido a elevada proporção de matéria orgânica instável presente. Este lodo, segundo o tratamento convencional, é encaminhado para tanques especificamente projetados, chamados de digestores, onde é decomposto anaerobicamente através da digestão anaeróbia (JORDÃO; PESSOA, 2014, p 308)

Em relação ao número de estágios, a digestão anaeróbia pode ser processada em um único estágio ou em dois estágios em série, sendo os digestores denominados, respectivamente, primário e secundário (JORDÃO; PESSOA, 2014)

2.3.2.1 DIGESTOR CONVENCIONAL

A denominação Sistemas Convencionais é utilizada para caracterizar os reatores que são operados com baixas cargas orgânicas volumétricas, uma vez que os mesmos não dispõem de mecanismos de retenção de grandes quantidades de biomassa de elevada atividade (CHERNICHARO, 2016).

Digestores convencionais de baixa carga também não possuem usualmente dispositivos de mistura, sendo constituídos de um único tanque, onde ocorrem simultaneamente a digestão, o adensamento do lodo e a formação de sobrenadante. Do ponto de vista operacional, o lodo bruto é adicionado na parte do digestor em que o lodo está sendo ativamente digerido e o biogás está sendo liberado. Com o movimento ascendente do biogás, partículas de lodo e de outros materiais flutuantes são levadas para a superfície, vindo a constituir uma camada de espuma. Como resultado da digestão, ocorre a estratificação do lodo abaixo da camada de espuma, configurando-se quatro zonas distintas dentro do reator (Zona de espuma, Zona de sobrenadante, Zona de digestão ativa e Zona do lodo estabilizado), apresentadas na figura 11 abaixo (CHERNICHARO, 2016).

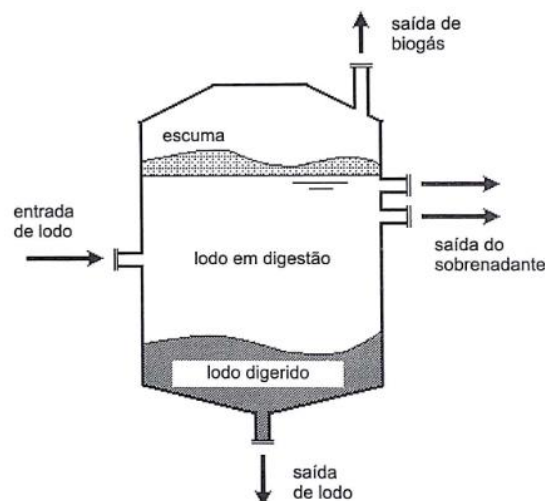


Figura 11: Zonas de digestores convencionais de baixas carga (Fonte: CHERNICHARO, 2016)

2.4 DIGESTÃO ANAERÓBIA

2.4.1 Cinética da digestão anaeróbia

A cinética bioquímica de um determinado processo consiste em estudar as velocidades de crescimento dos microrganismos acompanhadas da utilização de substrato e da formação de produtos. O perfil do crescimento padrão das bactérias é dividido em quatro fases: a fase de adaptação ou “lag”, fase de crescimento logarítmico, fase estacionária e fase endógena ou decaimento bacteriano, ilustradas graficamente a seguir: (METCALF e EDDY apud SILVA, 2009)



Figura 12: Curvas típicas do perfil de crescimento bacteriano ao longo do tempo.
(Fonte: METCALF e EDDY apud SILVA, 2009)

- Fase de adaptação ou “lag”:
Constitui-se do tempo requerido pelo organismo para se adaptar ao seu novo meio, ocorrendo apenas o aumento da massa celular e não do número de indivíduos da população bacteriana;
- Fase de crescimento logarítmico:
Nesta fase ocorre a duplicação, tanto do número de indivíduos, quanto da massa celular, numa taxa determinada pela sua capacidade de assimilar o substrato.
- Fase estacionária:
Fase em que o número de indivíduos permanece constante devido a um dos fatores: ter havido consumo total do substrato, ou a multiplicação de novas células ocorrer em taxa equivalente à taxa de morte celular.
- Decaimento:
Caso o substrato se mantenha inalterado, o número de microrganismos passa efetivamente a diminuir;

A fase de maior interesse no perfil do crescimento microbiano para a digestão anaeróbia é logarítmica pois a taxa de degradação da matéria orgânica é função do número de microrganismos presentes nos processos de tratamento biológico de resíduos orgânicos. Já a fase de menor interesse para este tipo de tratamento é a fase de adaptação (ou lag) devido à taxa de crescimento ser nula. (SILVA, 2009)

2.4.2 Etapas da digestão anaeróbias

Segundo LEHNINGER (1976), os microrganismos podem ser comparados a máquinas químicas capazes de regular suas reações metabólicas e a biossíntese de enzimas para atingir a máxima eficiência e economia em seus processos de assimilação. Diversos grupos de microrganismos trabalham interativamente nesta máquina química na conversão de matéria orgânica complexa em matéria mais simples e acessível à sua assimilação através de enzimas que combinam-se ao substrato com uma complementariedade altamente organizada e muito eficiente. (CHERNICHARO, 2016)

Enzimas são moléculas proteicas altamente especializadas, produzidas pelos próprios seres a partir de aminoácidos, que apresentam função de catalisadores bioquímicos, capazes de aumentar significativamente a velocidade das reações químicas específicas. As inúmeras reações químicas catalisadas por enzimas não passam despercebidas umas das outras, elas são conectadas por uma sequência de reações consecutivas, possuindo intermediários comuns, de maneira que o produto da primeira reação se torna o substrato ou reagente da segunda, e assim sucessivamente. (SILVA, 2009)

Embora o processo de digestão anaeróbia seja, simplificada, considerado com de duas fases, acidogênica e metanogênica, este pode ser subdividido em várias rotas metabólicas, com a participação de diversos grupos microbianos, cada um com um comportamento fisiológico diferente, apresentando, por exemplo, diferentes resistências a fatores ambientais, como pH e variação de temperatura, bem como diferentes necessidades quanto à disponibilidade de nutrientes e velocidade de reprodução. (CHERNICHARO, 2016)

Verma (2002) propõe o estudo da digestão anaeróbia através do agrupamento das reações em três grandes etapas principais que atuam simultaneamente dentro do digestor. A saber:

2.4.2.1 HIDRÓLISE

Também conhecida como liquefação, constitui-se na primeira etapa onde microrganismos secretam enzimas que solubilizam a matéria orgânica, convertendo compostos complexos

e insolúveis como carboidratos, proteínas e lipídios em monômeros simples. Nesta etapa tais moléculas como, por exemplo, a celulose são convertidas em açúcares, peptídeos, aminoácidos, ácidos graxos de cadeia longa e álcoois, através de enzimas como amilase, celulase, protease e lipase. (VERMA, 2002)

2.4.2.2 ACIDIGÊNESE E ACETOGÊNESE

As bactérias envolvidas nesta etapa costumam ser denominadas de bactérias fermentativas acidogênicas pela típica capacidade de conversão dos produtos da hidrólise em ácidos simples, dióxido de carbono e hidrogênio. Os principais produtos são o acetato (CH_3COOH), propionato ($\text{CH}_3\text{CH}_2\text{COOH}$), butirato ($\text{CH}_3\text{CH}_2\text{CH}_2\text{COOH}$) e etanol ($\text{C}_2\text{H}_5\text{OH}$). A acidogênese é realizada por um grupo diversificado de bactérias, das quais a maioria é anaeróbia obrigatória, entretanto cerca de 1% das bactérias acidogênicas são bactérias facultativas que podem degradar o material orgânico por via oxidativa. (BRANCOLI, 2014); (SILVEIRA, 2016)

2.4.2.3 METANOGÊNESE

Configura-se como etapa final do processo global de conversão anaeróbia dos compostos orgânicos, onde metano é gerado por arqueas metanogênicas, que são microrganismos anaeróbios estritos, presentes na natureza em ambientes onde o aceptor de elétrons O_2 está ausente ou apresentam-se em baixas quantidades. Estas arqueas metanogênicas utilizam um número limitado de substratos, principalmente dióxido de carbono, acetato e hidrogênio, para a produção de metano através de duas rotas principais, que são diferenciadas justamente em função do substrato utilizado. O grupo das arqueas metanogênicas denominado *hidrogenotróficas* utiliza o hidrogênio e o carbono proveniente do dióxido de carbono para formar o metano. A outra via é realizada pelo subgrupo das *acetoclásticas* que utilizam o acetato como fonte para a produção de metano. (CHERNICHARO, 2016)

Ressalta-se que o domínio Archaea constituindo-se de um grupo reconhecido fisiologicamente como distinto das bactérias típicas (Eubactérias) possuindo mais de 100 espécies descritas. (VAZZOLER ET AL apud CHERNICHARO, 2016)

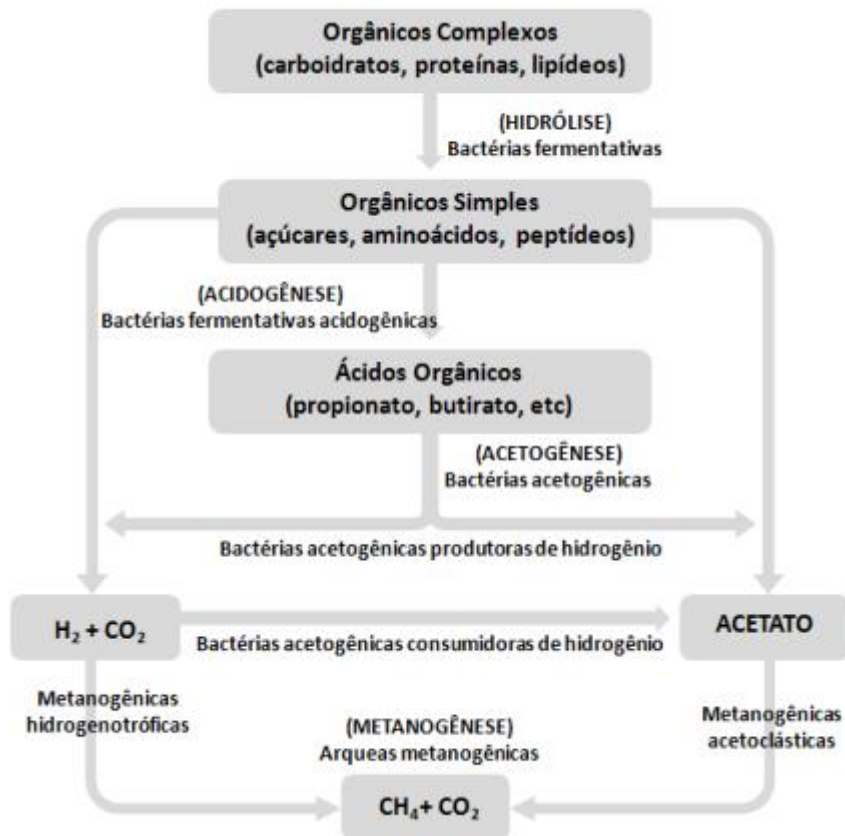


Figura 13: Rotas metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia. (Fonte:Chernicharro, 2016)

2.4.3 Parâmetros intervenientes na Digestão

O monitoramento e controle da estabilidade de um processo biológico representa um desafio e visa sobretudo avaliar se há sinais de que a fermentação ácida possa prevalecer sobre a fermentação metanogênica, o que pode resultar na consequente inibição da metanogênese, devido a elevada acidez do meio, este processo é conhecido como azedamento do digestor e deve ser evitado e combatido quando necessário. Nesse sentido, torna-se imprescindível monitorar a evolução de diversos parâmetros, entre os quais os seguintes merecem destaque. (CHERNICHARO, 2016); (PROBIOGÁS, 2010)

2.4.3.1 SÓLIDOS

A determinação das diversas frações de sólidos presentes nos meios aquosos fornece uma informação importante sobre a caracterização de águas naturais, dos esgotos sanitários, efluentes industriais e águas de abastecimento, sendo uma parâmetro de maior importância em termos de dimensionamento e controle das operações unitárias tratamento (MARKOS, 2013); (JORDÃO; PESSOA, 2014)

A determinação das características físicas da matéria sólida é criteriosamente padronizada através de procedimentos laboratoriais que envolvem operações de filtragem, secagem, calcinação e pesagem, oferecendo um quadro semiquantitativo das diferentes partículas presentes na amostra com relação a dois critérios principais: (MARKOS, 2013)

- Tamanho (Sólidos Dissolvidos ou Sólidos em Suspensão).

A divisão dos sólidos por tamanho é sobretudo uma divisão prática. Por convenção, diz-se que as partículas de menores dimensões, capazes de passar por um filtro padrão correspondem aos *Sólidos Dissolvidos*, enquanto que as partículas retidas no filtro são consideradas em *Sólidos em Suspensão* (VON SPERLING, 1996)

- Natureza química (fixos ou inorgânicos e voláteis ou orgânicos).

Ao se submeter os sólidos à uma temperatura elevada (550°), a fração orgânica é volatilizada, permanecendo a fração inorgânica. Os sólidos voláteis representam uma estimativa da matéria orgânica nos sólidos, enquanto que os sólidos fixos representam a matéria inorgânica. (VON SPERLING, 1996)

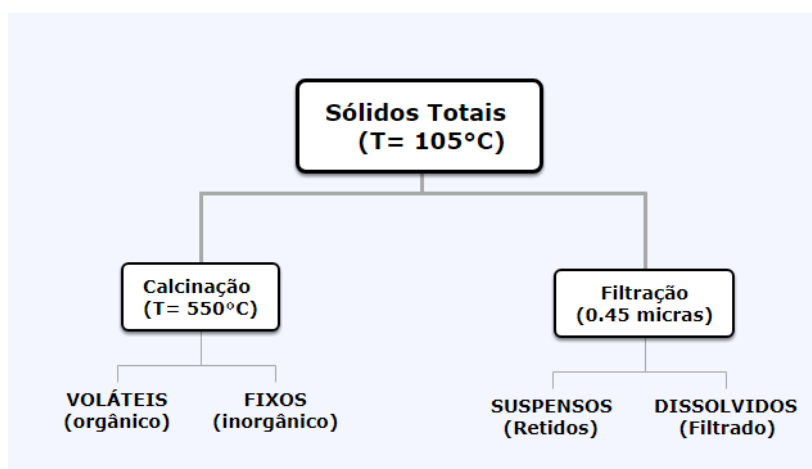


Figura14: Características físicas da matéria sólida

Como foi dito anteriormente, essa é uma análise semiquantitativa, pois a determinação dos "sólidos fixos" e "sólidos voláteis" não correspondem exatamente a material inorgânico e orgânico respectivamente, pois ocorrem perdas de massa durante a calcinação que não se devem somente à matéria orgânica, já que alguns minerais podem sofrer decomposição, volatilização ou perda de água de hidratação na temperatura de calcinação. (MARKOS, 2013). O ensaio completo da série de sólidos contempla até nove

frações diferentes de sólidos quantificáveis a partir de uma amostra de matriz aquosa. São eles:

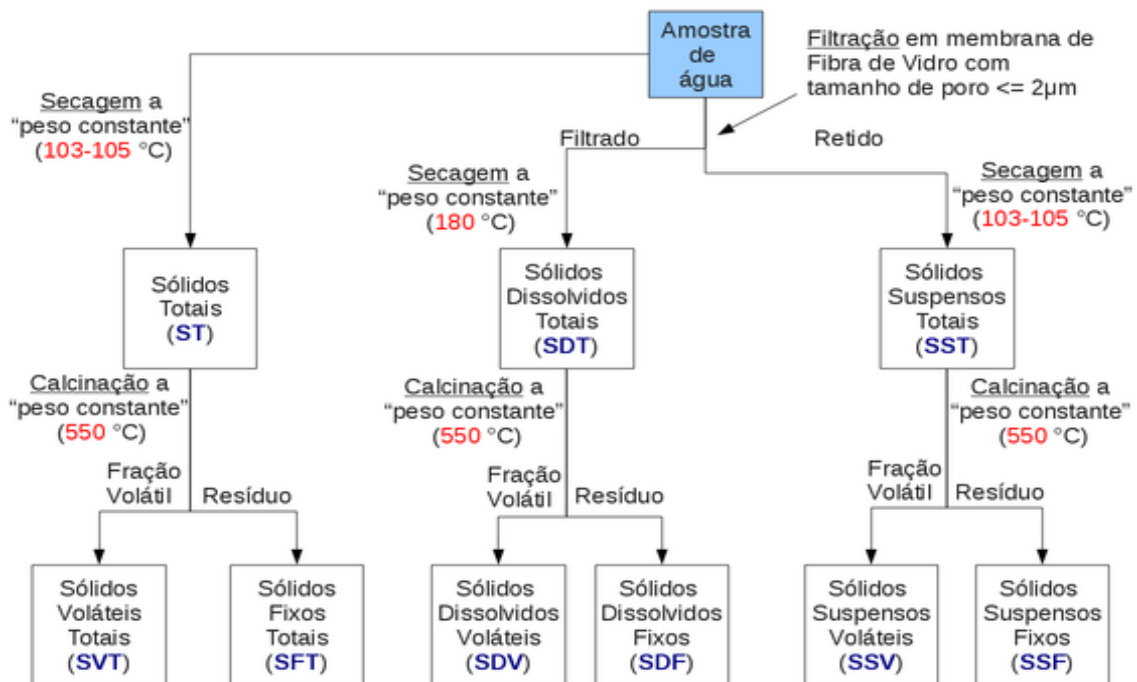


Figura 15: Diagrama contendo as 9 frações de sólidos obtidas no ensaio da "Série de Sólidos" (Fonte: MARKOS, 2013)

Deste modo, sólidos voláteis totais (SVT) são úteis como meio de avaliar a quantidade de matéria orgânica envolvida no processo, onde um alto percentual de (STV) indica a presença de muita matéria orgânica a ser degradada e baixos valores podem indicar que o resíduo já passou por um processo acentuado de degradação. (SOARES, 2011) ; (JORDÃO; PESSOA, 2014)

Para efeito de controle das operações de digestão anaeróbia, o exame da fração de sólidos suspensos voláteis (SSV) apresenta particular relevância como indicativo da estabilidade biológica da reação, visto que representam a parcela facilmente degradável da matéria orgânica, ou seja, a fração de maior disponibilidade para assimilação pelos microorganismos presente no conteúdo do reator (SILVA, 2009). Assim, o controle dos sólidos voláteis, como um todo, serve como monitoramento indireto da atividade microbiana, contribuindo também para estimativas da degradação dos materiais orgânicos (SOARES, 2011). Uma vez que a destruição dos sólidos é alcançada considera-se o material estabilizado (LEITE, 2015).

2.4.3.2 CARGA ORGÂNICA VOLUMÉTRICA

Um importante parâmetro operacional é a carga orgânica volumétrica (COV), que indica quantos quilos de matéria orgânica devem ser carregados no biodigestor por m³ de volume de trabalho, por unidade de tempo (PROBIOGÁS, 2010). A carga orgânica volumétrica é usualmente expressa em termos de:

- Matéria orgânica seca - kg ST/ (m³ · d)
- Sólidos voláteis totais - kg SVT/ (m³ · d)
- Sólidos Suspensos Voláteis - kg SSV/ (m³ · d)

Chernicharo (2016) indica a manutenção de valores entre 0,6 a 1,6 (kgSSV/m³.d) como critérios típicos para projetos de digestores de baixa carga de sólidos. Já a norma brasileira NBR 12209/2011 - *Elaboração de projetos hidráulicos- sanitários de estações de tratamento de esgotos sanitários* (ABNT, 2011), mostra-se mais restritiva em seu item 7.5.2 Digestão Anaeróbia, ao preconizar valores máximos de até 0,5 kgSSV/m³.d para digestores não homogeneizados.

Como o digestor da pesquisa não prevê a homogeneização do material, sendo classificado, segundo a referida norma como *convencional não homogeneizado*, será adotado como valor máximo de 0,5 kg SSV/ (m³ · d) para a carga orgânica média imprimida ao reator.

2.4.3.3 TEMPO DE RETENÇÃO HIDRÁULICA

Tempo de retenção hidráulica, ou Tempo de detenção hidráulica, é outro parâmetro importante do dimensionamento do reator. Representa o tempo médio que um substrato permanece no digestor desde sua entrada como afluente até a sua saída como efluente. Seu valor numérico pode ser estimado ao dividir-se o volume útil do reator pela vazão afluente diária média, de tal modo que o tempo de retenção hidráulica seja expresso em dias. (PROBIOGÁS, 2010)

$$TRH = \frac{V_r}{V_s}$$

Onde:

V_r = Volume de reator [m³]

V_s = Volume de substrato introduzido [m³/d]

A carga orgânica volumétrica possível de ser aplicada está intimamente relacionada ao tempo de retenção hidráulica. Assumindo que a composição do substrato seja constante, quanto maior a carga orgânica volumétrica, maior será a quantidade de substrato introduzido no biodigestor, o que conseqüentemente reduz o tempo de retenção. Entretanto para manter o processo fermentativo, este tempo de retenção hidráulica deve ser balanceado para que os microrganismos não sejam carreados numa taxa maior do que são capazes de se reproduzir no interior do reator. Algumas arqueas metanogênicas apresentam um tempo de duplicação de 10 ou mais dias, isto significa que tempos de detenção iguais ou inferiores a esses promoveriam o carreamento destes organismos. (PROBIOGÁS, 2010)

Considerar também que, ante a um tempo de retenção demasiadamente curto, os microrganismos terão pouco tempo para decompor o substrato, resultando em um rendimento insuficiente do processo, pois o aumento do tempo de retenção melhora a taxa de degradação, refletindo-se em uma maior produção de gás. Logo é igualmente importante que o tempo de retenção seja compatível com a taxa de decomposição específica do substrato utilizado. (PROBIOGÁS, 2010).

Portanto, deve-se procurar obter uma capacidade adequada de decomposição com um custo aceitável às dimensões do digestor, e nesse sentido a norma NBR 12209 (ABNT, 2011), em seu item 7.5.2.14, determina que o tempo de digestão deve ser superior a 45 dias para digestores convencionais não homogeneizados.

2.4.3.4 PH

Os microrganismos envolvidos nos diversos estágios de decomposição necessitam de diferentes valores de pH para o seu desenvolvimento ótimo. No caso das bactérias hidrolíticas e acidogênicas, o pH ideal varia de 5,2 a 6,3. Estas bactérias, porém, não dependem estritamente dessa faixa, sendo capazes de transformar o substrato mesmo em valores de pH acima ou abaixo da faixa ideal. (PROBIOGÁS, 2010).

Já para os microrganismos produtores de metano, valores de pH abaixo de 6,0 e acima de 8,3 dever ser evitados, uma vez que podem inibir por completo seu metabolismo. Estes microrganismos apresentam crescimento ótimo na faixa de pH compreendida entre 6,6 e 7,4, embora seja possível a formação de metano em uma faixa mais ampla de pH variando entre 6,0 e 8,0 (CHERNICHARO, 2016).

Independentemente do processo adotado, o valor do pH no sistema é determinado pelo balanço dos metabólitos ácidos e alcalinos produzidos na decomposição anaeróbia, e o fato das bactérias produtoras de ácidos serem muito menos sensíveis ao pH que as arqueas metanogênicas, é particularmente importante, uma vez que as bactérias acidogênicas podem se mostrar bastante ativas, mesmo para valores de pH tão baixos quanto 4,5 (CHERNICHARO, 2016). Entretanto, o valor do pH normalmente se altera lentamente, de modo que seu uso como parâmetro para controlar o processo objetiva principalmente a eliminação do risco de inibição dos microrganismos metanogênicos por baixos valores de pH, evitando assim a falha no processo, devendo ser medido continuamente. (PROBIOGÁS, 2010); (CHERNICHARO, 2016).

No tocante ao controle do processo, se o digestor for alimentado com uma quantidade muito grande de matéria orgânica, em um breve período de tempo, ou se a metanogênese for inibida por uma razão qualquer, a concentração dos metabólitos ácidos provenientes da acidogênese eleva-se gerando um decréscimo do pH, que desfavorece ainda mais a atividade metanogênica já inibida. (PROBIOGÁS, 2010). Na prática, isso significa que a produção de ácidos em um reator pode continuar livremente, apesar da produção de metano ser interrompida (CHERNICHARO, 2016). Este processo, caso ocorra, caracteriza o chamado azedamento do reator.

O ajuste do pH pode ser realizado com diversas fontes. Segundo (CHERNICHARO, 2016), a cal é a fonte mais acessível para promover a correção do pH e da alcalinidade, porém, devido à alta insolubilidade, pode acarretar problemas operacionais. Então, a utilização de bicarbonato de sódio (NaHCO_3) se torna uma boa alternativa devido ao fácil manuseio e solubilidade, apesar do seu custo elevado (SILVEIRA, 2016).

2.4.3.5 ALCALINIDADE

Representa a quantidade de íons disponíveis para neutralizar os íons do hidrogênio, portanto, avalia a capacidade do sistema de neutralizar ácidos, atenuando assim a variações de pH. Esta propriedade é chamada de *Capacidade Tampão* ou *Tamponamento*. (VON SPERLING, 1996)

“Os principais indicadores de alcalinidade são os íons bicarbonatos (HCO_3^-), carbonatos (CO_3^{2-}) e hidróxidos (OH^-)” (VON SPERLING, 1996, p.27). Uma alcalinidade acima de 1000 mg CaCO_3/L é recomendada para a manutenção do pH neutro. Normalmente a

alcalinidade varia entre 1000 e 5000 mg CaCO₃/L em processos anaeróbios (KHANAL apud SILVEIRA, 2016)

A verificação sistemática da alcalinidade torna-se mais importante que a avaliação do pH no monitoramento de reatores anaeróbios, devido à natureza logarítmica do pH, significando que pequenos abaixamentos de pH implicam no consumo de elevada quantidade de alcalinidade, diminuindo a capacidade de tamponamento do meio. (CHERNICHARO, 2016)

RIBAS (2008) aponta que Torres et al. avaliaram três substâncias alcalinizantes comerciais, a cal hidratada (Ca(OH)₂), hidróxido de sódio (NaOH) e bicarbonato de sódio (NaHCO₃), com a finalidade de neutralizar a acidez em pH 5,75 de águas residuárias. Concluíram que, considerando o custo/benefício, pode-se afirmar que o bicarbonato de sódio ofereceu os melhores resultados para garantir a capacidade tampão do sistema. Com vantagens sobre os outros alcalinizantes por ser bastante solúvel, de fácil manipulação e evitar problemas de vácuo no sistema observado no uso de NaOH, que ao reagir com o CO₂ do meio, provoca a diminuição da pressão interna do sistema.

2.4.3.6 TEMPERATURA

A ocorrência do processo de digestão anaeróbia tem sido observada entre temperaturas que variam de 0° C a 97°C, abrangendo 5 faixas principais associadas ao crescimento microbiano e descritas na figura 16 abaixo: (LEITE, 2015)

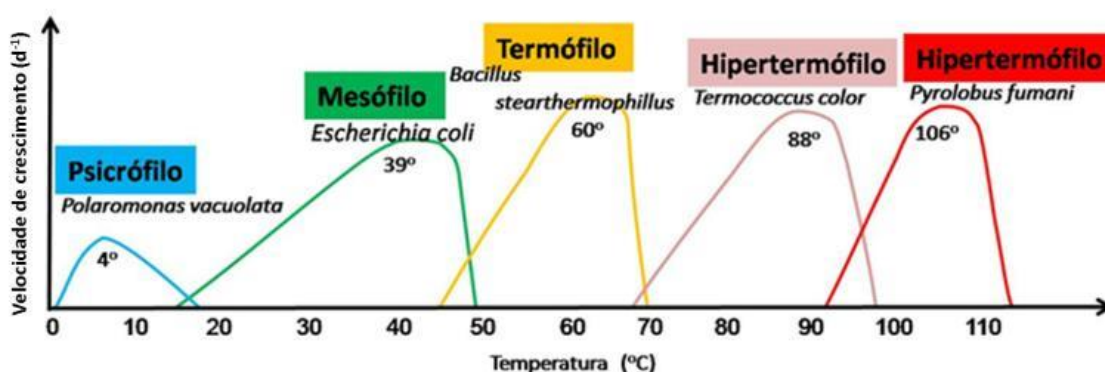


Figura 16: Variações de temperatura aproximadas e temperaturas ótimas para o crescimento para diversas populações de microrganismos envolvidas em processos anaeróbios . (Fonte LEITE, 2015)

No entanto, a atividade enzimática das bactérias é fortemente influenciada pela temperatura. Em torno de 10°C esta atividade é muito reduzida e acima de 65°C as enzimas sofrem desnaturação com conseqüente redução de sua atividade. (PEROCA,

2006). Portanto, a faixa ideal para a produção de biogás compreende o intervalo mesofílico e termofílico. O renomado National Renewable Energy Laboratory, subordinado ao Departamento de Energia dos Estados Unidos, considera que a faixa mesofílica varia de 20° a 40°C, com temperatura ótima nessa faixa entre 30°C e 35°C, enquanto que as termofílicas podem ser tomadas no intervalo de 50°C e 65°C (National Renewable Energy Laboratory, 1992).

2.4.3.7 TEOR DE MATÉRIA SECA

As descrições das condições de umidade do substrato podem indicar a necessidade de distinguir entre digestão úmida e digestão de sólidos (também denominada fermentação a seco), visto que os dois processos podem apresentar diferenças significativas entre si. (PROBIOGÁS, 2010)

Elevados teores de matéria seca no biodigestor podem dificultar o transporte da matéria, de forma que os microrganismos são capazes de decompor somente uma parte do substrato e, em função do baixo teor de água, acentuar problemas devido a concentração de eventuais inibidores do processo de digestão. (PROBIOGÁS, 2010)

Os teores de matéria seca (ou teor de sólidos secos) poderiam ser avaliados através da fração sólida na mistura expressa em termos de concentração de sólidos (mg/L), assim como feito para análise de sólidos. Entretanto a maneira mais usual de se mensurar o teor de sólidos, neste contexto, é através de porcentagem, que é calculada admitindo-se que a densidade do lodo é praticamente igual a 1,0 e que os que os sólidos têm densidade maior que a do lodo como um todo. Dadas essas hipóteses podemos exprimir o teores de matéria seca em termos de porcentagem como se segue: (JORDÃO; PESSOA, 2014)

Concentração de sólidos totais de 10000 mgST/L = 1% de teor de sólidos

Apesar de não haver uma definição exata do limite entre a digestão úmida e a digestão seca, na prática considera-se que se o teor de matéria seca no biodigestor for igual ou inferior a 12%, a digestão é classificada como úmida, pois tal teor de umidade permite o bombeamento do conteúdo do biodigestor. Via de regra, o aumento de matéria seca acima de 16% inviabiliza o bombeamento do material, sendo o processo então denominado digestão seca. Teores de matéria seca tão elevados quanto 40% podem até ocasionar a suspensão da fermentação em função da escassez de água necessária para o crescimento dos microrganismos. (PROBIOGÁS, 2010)

2.4.3.8 AGITAÇÃO

Uma elevada produção de biogás só é possível através do contato intenso entre as bactérias e o substrato, o que geralmente é obtido pela agitação no biodigestor. Em biodigestores sem mistura, observa-se a estratificação em camadas horizontais do material em virtude da diferença de densidade entre as várias substâncias que compõem o substrato, e também pelo fluxo ascendente decorrente da formação de gás. Por causa da sua densidade mais elevada, a maior parte da massa de bactérias se deposita no fundo, sendo que o substrato em decomposição frequentemente se acumula na camada superior. Em casos como esse, a área de contato entre essas duas camadas está restrita ao ponto em que elas se tocam e a decomposição é muito baixa. Além disso, forma-se um sobrenadante de sólidos flutuantes que dificulta a saída do gás (PROBIOGÁS, 2010)

Visando evitar problemas decorrentes deste processo, a norma NBR 12209 (ABNT, 2011) em seu item 7.5.2.11 prescreve a obrigatoriedade do uso de misturadores para digestores com taxa de aplicação de SSV igual ou superior a 0,5 kg/m³.d. De acordo com a recomendação anterior será utilizada uma carga orgânica limitante superior de 0,5 kg SSV/m³.d nessa pesquisa de modo a dispensar a homogeneização do conteúdo interno do reator.

2.4.3.9 MACRO E MICRONUTRIENTES

Por definição, nutrientes são todos os elementos utilizados pelos microorganismos para a síntese de sua massa celular. Nutrientes são geralmente classificados em dois grupos, macronutrientes e micronutrientes. Macronutrientes são carbono (C), oxigênio (O), hidrogênio (H), nitrogênio (N), fósforo (P) e enxofre (S). Micronutrientes são todos os outros elementos necessários ao desenvolvimento normal dos organismos (SOUZA, 2003, p.47)

Cada espécie de microrganismo envolvido na decomposição anaeróbia tem sua necessidade própria de nutrientes, de tal forma que a taxa de crescimento e a atividade das diversas populações estão condicionadas à disponibilidade desses elementos. Isto traduz-se ora em concentrações máximas e mínimas desejáveis, ora no adequado balanceamento entre os elementos disponíveis no substrato. Entretanto, os limites máximo e mínimo de concentração típicos de cada espécie são difíceis de definir, uma vez que existe uma grande diversidade de culturas coexistindo. (PROBIOGÁS, 2010)

Como nutrientes mais importantes pode-se destacar o carbono e o nitrogênio por serem amplamente demandados na formação de enzimas. Para que a digestão anaeróbia

transcorra adequadamente, a relação C/N deve estar na faixa de 10 a 30, pois uma relação C/N muito elevada (muito carbono e pouco nitrogênio) reduz a atividade metabólica, fazendo com que o carbono não seja completamente degradado e o rendimento de metano não atinja o seu pico. Inversamente, a abundância de nitrogênio pode causar a formação excessiva de amônia, capaz de inibir o crescimento das bactérias mesmo em baixas concentrações, podendo até ocasionar o colapso de toda a população de microrganismos metanogênicos (PROBIOGÁS, 2010). De acordo com Souza (1984), o valores apresentados referem-se à avaliação do N- amoniacal, entretanto o nitrogênio avaliado neste trabalho será o “nitrogênio Kjeldahl total (NKT)” que se refere à combinação de amônia e nitrogênio orgânico.

A determinação do teor de carbono orgânico total (COT) dos substratos utilizado neste trabalho, foi obtida a partir da determinação dos sólidos totais voláteis. O método consiste na determinação dos STV pelo método gravimétrico padrão (APHA apud SILVA, 2009). De posse dos resultados obtém-se o teor de carbono orgânico total conforme a Equação a seguir : (GOLUEKE apud SILVA, 2009).

$$COT. (g/l) = STV/1,8$$

Onde:

STV: Teor de sólidos totais voláteis;

1,8: Fator de correlação constante.

Além do carbono e do nitrogênio, o fósforo e o enxofre são nutrientes igualmente essenciais, pois os enxofre desempenha papel estrutural celular à medida que compõe aminoácidos e os compostos de fósforo são fundamentais para a formação da ATP (adenosina trifosfato) e da NADP (nicotinamida adenina dinucleotídeo fosfato), responsáveis pelo transporte de energia. (PROBIOGÁS, 2010)

A demanda de micronutrientes é geralmente atendida na maioria dos processos que utilizam insumos agrícolas, principalmente pelo uso de dejetos animais. Entre os principais micronutrientes, as Arqueas metanogênicas necessitam de cobalto (Co), níquel (Ni), molibdênio (Mo) como cofatores em reações essenciais no metabolismo, e algumas espécies de arqueas exigem também o tungstênio (W) e selênio (Se). Além disso, magnésio (Mg), ferro (Fe) e manganês (Mn) são micronutrientes importantes para o transporte de elétrons e a função de determinadas enzimas. (PROBIOGÁS, 2010)

Tabela 1: Concentrações adequadas de micronutrientes conforme diferentes autores. (Fonte: PROBIOGÁS,2010)

Micronutrientes	Faixa de concentração mg/L	
	Seyfried, C.F. et al	Bischoff. M
Co	0,003 – 0,06	0,12
Ni	0,005-0,5	0,015
Se	0,08	0,018
Mo	0,005 – 0,05	0,15
Mn	N.E	N.E
Fe	1-10	N.E

Entretanto no reator, os micronutrientes podem se combinar com fosfatos, sulfetos e carbonatos livres, formando ligações de baixa solubilidade, o que os torna indisponíveis para os microrganismos. Por essa razão, a análise da concentração dos micronutrientes na massa de fermentação não é suficiente para determinar com certeza a disponibilidade dos microelementos. (PROBIOGÁS, 2010)

2.4.3.10 INIBIDORES

A inibição da produção de gás ou da digestão anaeróbia pode ser ocasionada por diferentes fatores, podendo ter razões de cunho técnico e operacional ou ocorrer pela ação de substâncias inibidoras, que são capazes de diminuir a taxa de degradação, mesmo em baixas concentrações, e que em concentrações maiores podem até ocasionar a parada do processo de digestão. (PROBIOGÁS, 2010)

Deve-se diferenciar os inibidores que atingem o biodigestor pela adição de substrato daqueles originados como compostos intermediários de estágios da decomposição, pois é importante observar que mesmo o carregamento excessivo de substrato no biodigestor também pode inibir o processo de digestão. Desse modo praticamente qualquer substância em elevadas concentrações no substrato pode influenciar negativamente a atividade bacteriana podendo ser considerada um inibidor ao processo. Em concentrações muito elevadas, os micronutrientes essenciais também podem ser tóxicos para os microrganismos, como é o caso do enxofre que participa do processo de fermentação através do sulfeto de hidrogênio (H₂S), que na forma não dissociada em solução age como citotoxina, sendo capaz de inibir o processo de digestão já a partir de concentrações de 50 mg/l. (PROBIOGÁS, 2010)

Quanto às substâncias de origem adversa à digestão, sua inibição se aplica principalmente em função de antibióticos, solventes, desinfetantes, herbicidas, sais e metais pesados, que são capazes de inibir a digestão mesmo em pequenas quantidades. O aporte de antibióticos, por exemplo, se dá geralmente através da adição de gorduras animais ou adubos orgânicos, sendo que o efeito inibidor varia bastante entre os diferentes antibióticos. Dessa forma, o efeito inibitório das diferentes substâncias depende de diversos fatores e dificilmente podem-se determinar limites absolutos. A tabela 2 mostra algumas substâncias inibidoras. (PROBIOGÁS, 2010)

Tabela 2: Inibidores e suas concentrações tóxicas em processos de digestão anaeróbia	
(Fonte: Weiland.P. apud PROBIOGÁS, 2010)	
Inibidor	Concentração de inibição
Oxigênio	>0,1 mg/L
Sulfeto de hidrogênio	>50 mg/L
Ácidos graxos voláteis	>2000 mg/L (pH=7,0)
Nitrogênio amoniacal	>3500 mg/L (pH=7,0)
Metais pesados	Cu >50 mg/L Zn >150 mg/L Cr >50 mg/L

Como pode-se observar através do quadro acima uma quantidade pequena de oxigênio é suficiente para comprometer o desempenho das Arqueas Metanogênicas. Esta informação quando acrescida ao fato de que é impossível evitar completamente que o oxigênio penetre no digestor, deveria impor receios quanto à viabilidade do processo. Entretanto mesmo sob essas condições, as arqueas metanogênicas não são inibidas nem cessam a sua atividade imediatamente. E essa aparente contradição pode ser explicada principalmente pelo fato de que arqueas metanogênicas coexistem com bactérias anaeróbias facultativas, que sobrevivem tanto em ambientes com e sem oxigênio e o consomem antes que este prejudique a atividade das arqueas metanogênicas. Por essa razão o oxigênio do ar introduzido no gasômetro do biodigestor, como meio de promover a biodessulfurização, não tem impacto negativo sobre a formação de metano (PROBIOGÁS, 2010)

2.4.3.11 PRODUTIVIDADE E RENDIMENTO

Na qualidade de produto metabólico a medição da taxa de produção de biogás é indispensável para calcular o balanço dos processos metabólicos e para avaliar o desempenho da população metanogênica. A taxa de produção de biogás é o volume de gás produzido por unidade de tempo, usualmente medido em m³/dia. (PROBIOGÁS, 2010)

Já a produtividade é expressa pela produção de gás em relação ao volume do biodigestor e pode ser determinada pelo quociente entre a produção diária de gás e o volume do reator, indicando sua eficiência. A produtividade pode referir-se tanto à produção de biogás quanto à produção de metano, sendo expressa usualmente em m³CH₄/(m³·d). (PROBIOGÁS, 2010)

O rendimento reflete a eficiência da produção de biogás a partir do substrato utilizado. Ele é determinado pelo quociente entre o volume de gás produzido e a quantidade de matéria orgânica introduzida ou removida no processo, podendo igualmente ser referido tanto à produção de biogás, quanto à produção de metano. O rendimento sendo usualmente expresso em termos de m³ CH₄/kg SVT ou ainda m³ CH₄/kg SSV. (SILVEIRA, 2016); (PROBIOGÁS, 2010)

A variedade na composição macromolecular e elementar de diferentes tipologias de resíduos orgânicos refletem em uma ampla faixa de valores de rendimento de metano, reportada por diversos trabalhos entre 234 e 645 L.CH₄/KgSVT. A Tabela 3 sumariza a média de rendimentos de metano para diferentes tipos de resíduos orgânicos (ALVES, 2016)

Tabela 3: Rendimento de biogás para digestão anaeróbia de resíduos orgânicos.
(Fonte: ALVES, 2016)

Substrato	CH4 (L/kgSVT)	Referência
Resíduos de frutas e vegetais	420	BOUALLAGUI et al. (2005)
	338 a 363	CABBAI et al. (2013)
	352	IANG, HEAVEN e BANKS (2012)
Resíduos domiciliares	350	FERRER et al. (2011)
	365	CABBAI et al. (2013)
	456	ZHANG, BANKS e HEAVEN (2012)
Resíduos alimentares	396	ZHANG, LEE e JAHNG (2011)
	440	FORSTER-CARNEIRO et al. (2007)
	410	ZHANG et al. (2014)
	399	MOON e SONG (2011)
Resíduos de restaurantes	675	CABBAI et al. (2013)
	430	LEE et al. (2009)
	390	NEVES et al. (2008)
Resíduos de cantinas	571 e 645	CABBAI et al. (2013)
Resíduos de padaria	476	CABBAI et al. (2013)
Resíduos de supermercados	234	CABBAI et al. (2013)

Nos casos de processos de pouca variabilidade, em que a quantidade de alimentação e a composição do substrato são precisamente conhecidas, o rendimento serve de base para o cálculo da *produção de biogás específica* que indica o potencial de geração de metano característico associado ao emprego de substratos específicos (PROBIOGÁS, 2010)

Tabela 4: Produção de biogás específica e teor de metano dos respectivos grupos de substâncias
(Fonte: Baserga,U apud PROBIOGÁS, 2010)

	Produção de Biogás (L/kg ST)	Teor de Metano (%)
Proteína digestível	700	71
Gordura digestível	1250	68
Carboidrato digestível	790	50

Vale ressaltar ainda que o volume de gás depende da sua temperatura e pressão atmosférica (lei dos gases ideais), isto implica que os valores de produção de biogás e metano devem ser idealmente indicados em normal metro cúbico (Nm³) de modo a

permitir a comparação entre diferentes condições operacionais. O volume de gás normalizado se refere a uma temperatura de 0 °C e a uma pressão atmosférica de 1.013 mbar. (PROBIOGÁS, 2010)

2.4.3.12 DBO E DQO

A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) é medida através de testes padronizados e tecnicamente avalia a quantidade de oxigênio necessária para estabilizar biologicamente a matéria orgânica, presente em amostras líquidas, após um dado tempo em uma temperatura padrão, para fins de comparação adota-se 5 dias e 20°C, respectivamente, como parâmetros usuais. Esgotos domésticos, por exemplo, apresentam valores de DBO tipicamente entre 100 e 400 mg/L (JORDÃO; PESSOA, 2014)

A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) é o parâmetro tradicionalmente mais utilizado na avaliação da matéria orgânica presente nos corpos d'água e nos esgotos, figurando como parâmetro de primordial importância (VON SPERLING, 1996). A legislação da maioria dos estados brasileiros determina uma concentração limite para lançamento de esgotos domésticos tratados em corpos receptores, os valores admissíveis podem mudar de estado para estado, mas usualmente deseja-se atingir um redução de DBO até uma faixa de 20 a 30 mg/L. (JORDÃO; PESSOA, 2014)

A Demanda Química de Oxigênio (DQO) se apresenta como uma alternativa mais prática ao demorado e complexo ensaio necessário para obtenção da DBO em laboratório. A DQO corresponde à quantidade de oxigênio necessária para oxidar a fração orgânica de uma amostra por um oxidante forte em meio ácido, usualmente permanganato ou dicromato de potássio. Uma das grandes vantagens da DQO sobre a DBO é que a primeira permite resultado em tempo muito inferior, cerca de 2 horas pelo método dicromato. Já as análises de DBO normalmente necessitam de pelo menos 5 dias para apresentar resultados. (JORDÃO; PESSOA, 2014)

Normalmente a DQO dos esgotos domésticos varia entre 200 e 800mg/L e existe uma relação típica entre a DQO/DBO nos esgotos da ordem de 1,7 a 2,5, isto significa que pode-se avaliar a DBO através dos resultados medidos por meios de ensaios de DQO. (JORDÃO; PESSOA, 2014)

Os processos de tratamento da fase líquida podem ser classificados de acordo com o grau de eficiência em função dos fenômenos de remoção ou transformação nas características do material afluente e efluente através dos dispositivos de tratamento. Tipicamente, esta

eficiência é medida em função da redução de matéria orgânica (DBO ou DQO) e dos sólidos em suspensão. (JORDÃO; PESSOA, 2014)

As tecnologias de redução de matéria orgânica biodegradável podem ser divididas em três níveis, a saber: (BRASIL, 2007)

- Nível 1 – processos capazes de remover no mínimo 40% da DBO, tais como sedimentação e flotação;
- Nível 2 – sistemas capazes de remover no mínimo 70% da DBO, tais como valor de oxidação, reator anaeróbio de manta de lodo e filtro biológico;
- Nível 3 – sistemas capazes de remover no mínimo 90% da DBO, tais como lodo ativado convencional, aeração prolongada e reator anaeróbio com pós-tratamento.

A porcentagem de remoção será avaliada neste trabalho segundo a seguinte equação : (COLARES, 2013)

$$E = \frac{C_e - C_s}{C_e} \times 100$$

Onde:

E= Eficiência de remoção [%]

Ce=Concentração na entrada

Cs = Concentração na saída

Por ser um indicador de matéria orgânica, pode-se também avaliar o potencial teórico da digestão anaeróbia através da DQO.

Verifica-se que um mol de metano requer dois moles de oxigênio para ser oxidado a dióxido de carbono e água. No entanto a DQO teórica do metano produzido deve ser necessariamente igual à DQO do material orgânico digerido para sua produção, ou seja, cada 16g de metano produzido correspondem à remoção de 64 g de DQO desse material orgânico. Em termos de condições normais de temperatura e pressão, esses valores equivalem a um rendimento de 0,35 L.CH₄/gDQO degradada. (SILVA, 2009, p.23)

2.4.4 CoDigestão

“Para Fernandez et al. (2005), a codigestão é o termo usado para descrever o tratamento combinado de vários resíduos com características complementares, sendo uma das principais vantagens desta tecnologia” (SILVEIRA, 2016, p.48) a possibilidade de aperfeiçoar a digestão anaeróbia consorciando resíduos orgânicos a outros resíduos ricos em microrganismos, como lodo de esgoto sanitário, esterco, entre outros (SILVA, 2009).

Segundo Sosnowski et al. (2003) as vantagens qualitativas do processo de codigestão incluem:

- Diluição de potenciais compostos tóxicos,
- Melhor equilíbrio de nutrientes,
- Os efeitos sinérgicos de microrganismos,
- Aumento da carga de matéria orgânica biodegradável
- Melhores taxas de produção de biogás.

O que quantitativamente, em termos de processos mensuráveis, se reflete por exemplo como otimização da relação C/N e no melhoramento da capacidade de tamponamento do sistema. (SOSNOWSKI et al, 2003)

Segundo HABIBA et al. (2008), um dos maiores problemas encontrados no tratamento de resíduos de frutas e vegetais está associado à alta relação C/N encontrada neste tipo de resíduos. Ao serem tratados conjuntamente com resíduos provenientes de sistema de lodos ativados, possibilita uma alternativa atraente para o tratamento conjugado, uma vez que a alta relação C/N dos resíduos vegetais compensa a baixa relação C/N dos resíduos de lodo ativado e a sua deficiência de nutrientes. Este fato se evidencia quando se aplica a digestão anaeróbia unicamente aos resíduos de lodos ativados, situação em que se verifica um processo lento e incompleto de digestão. (SILVA, 2009)

MATA-ALVAREZ et al. (2000) mencionam como vantagens adicionais que o uso de cosubstrato pode ajudar a estabelecer a umidade requerida para o processo de digestão. No entanto, o desempenho do processo de codigestão anaeróbia é muito dependente da composição do material orgânico a ser degradado” (SOSNOWSKI et al. 2003). Esta técnica permite o uso de instalações existentes reduzindo, sobretudo, os custos de implantação (GÓMEZ et al. 2006). SOSNOWSKI et al. (2008) relatam que a digestão anaeróbia fica mais estável quando uma variedade de substratos é estabilizada, propiciando simultaneamente o aproveitamento energético e a proteção do meio ambiente. (SILVA, 2009, p28-29).

De acordo com Mata-Alvarez et al. (2002), são apresentadas abaixo avaliações qualitativas gerais, associadas a importantes parâmetros da fração orgânica de resíduos sólidos (FORSU), e de dois compostos orgânicos comumente usados como inóculo de microrganismos. Este quadro pode ser útil na escolha de cosubstrato balanceados visando maior eficiência do processo.

Tabela 5 Características da FORSU, do esterco de gado e do lodo de esgoto.
(Fonte: Mata-Alvarez et al., 2002)

Característica	FORSU	Lodo de esgoto	Esterco de gado
Teor de macro e micronutrientes	Baixa	Alto	Alto
Relação C/N	Alta	Baixa	Baixa
Capacidade de tamponamento	Baixa	Média/Alta	Alta
Teor de matéria orgânica biodegradável	Alto	Baixo	Baixo
Conteúdo de sólidos	Alto	Baixo	Baixo

No entanto, existem alguns problemas relacionados aos custos do transporte de lodo e substratos e problemas relacionados à manutenção das variáveis do processo. Mata-Alvarez et al. (2000) ainda apontam como fatores indesejáveis o pré-tratamento adicional requerido e a necessidade de mistura. (SILVEIRA, 2016)

2.5 TECNOLOGIA PARA PRODUÇÃO DE BIOGÁS

O emprego da digestão anaeróbia pode ser realizado por meio de técnicas variadas. Os principais critérios para distinção entre as tecnologias mais típicas são apresentadas na tabela 6 a seguir: (PROBIOGÁS, 2010)

Critério	Tipo
Teor de matéria seca dos substratos	Digestão úmida
	Digestão seca
Tipo de alimentação	Descontínua
	Semi-contínua
	Contínua
Temperatura do processo	Psicrofílico
	Mesofílico
	Termofílico

2.5.1 Digestão seca e digestão úmida

Como mencionado anteriormente, a consistência dos substratos depende do seu teor de matéria seca, o que justifica a classificação básica da tecnologia de biogás em técnicas de digestão seca e técnicas de digestão úmida. A digestão úmida se realiza com substratos bombeáveis. A fermentação a seco faz uso de substratos empilháveis. Do ponto de vista biológico, não é adequado classificar estritamente os processos em digestão úmida ou seca, pois os microrganismos sempre necessitam de um meio líquido para o seu crescimento e sobrevivência. (PROBIOGÁS, 2010)

Não existe um limite rígido entre a digestão úmida e a seca. A maioria das usinas de biogás agrícolas adota a digestão úmida, realizada nos típicos reservatórios circulares (PROBIOGÁS, 2010). Entre os quais podemos destacar os modelos indiano e chinês apresentados a seguir.

2.5.1.1 MODELO INDIANO

Este modelo de biodigestor caracteriza-se por possuir uma campânula como gasômetro, a qual pode estar mergulhada sobre a biomassa em fermentação, ou em um selo d'água externo, e uma parede central que divide o tanque de fermentação em duas câmaras. A

função da parede divisória faz com que o material circule por todo o interior da câmara de fermentação. O modelo indiano possui pressão de operação constante, ou seja, à medida que o volume de gás produzido não é consumido de imediato, o gasômetro tende a deslocar-se verticalmente, aumentando seu volume e mantendo a pressão no interior em níveis constantes. (DEGANUTTI et al, 2002)

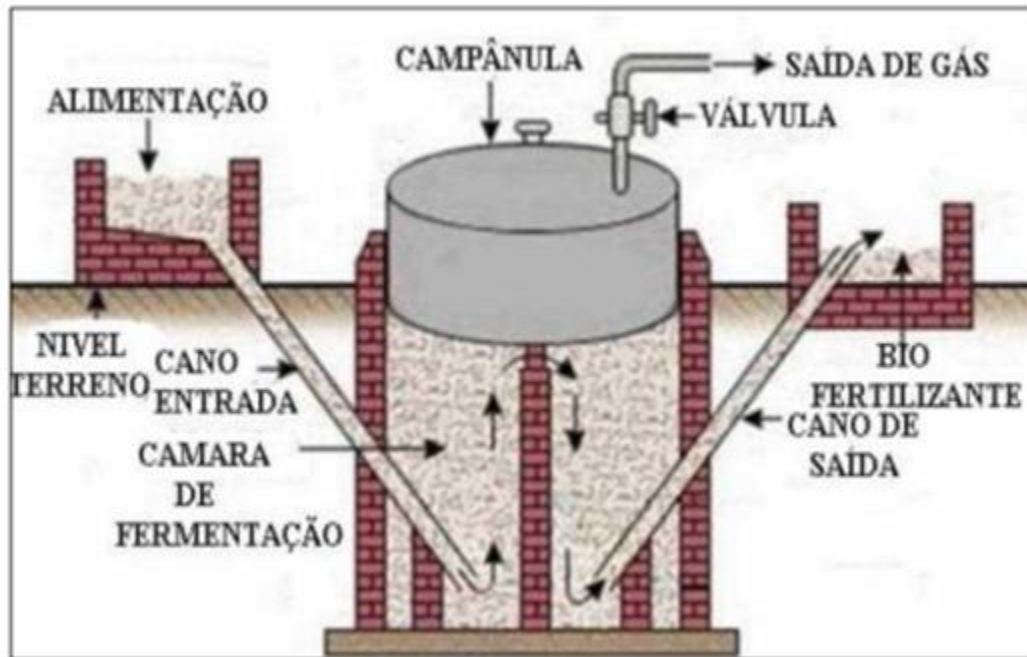


Figura 17: Digestor tipo indiano. (Fonte: Junqueira, 2014)

2.5.1.2 MODELO CHINÊS

O biodigestor modelo chinês é formado por uma câmara cilíndrica em alvenaria para fermentação, com teto impermeável, destinado ao armazenamento do biogás. Este biodigestor funciona com base no princípio de prensa hidráulica, de modo que aumentos de pressão em seu interior, devido ao acúmulo de biogás, resultarão em deslocamentos do efluente da câmara de fermentação para a caixa de saída, e em sentido contrário quando ocorre descompressão. Por dispensar a campânula de metal, sendo esse biodigestor construído quase que totalmente em alvenaria, os custos relativos à construção desse modelo de biodigestor são menores, porém, se a vedação da estrutura não for bem realizada, podem acontecer problemas de vazamento para a atmosfera. A seguir será apresentado abaixo um biodigestor modelo Chinês. (JUNQUEIRA, 2014).

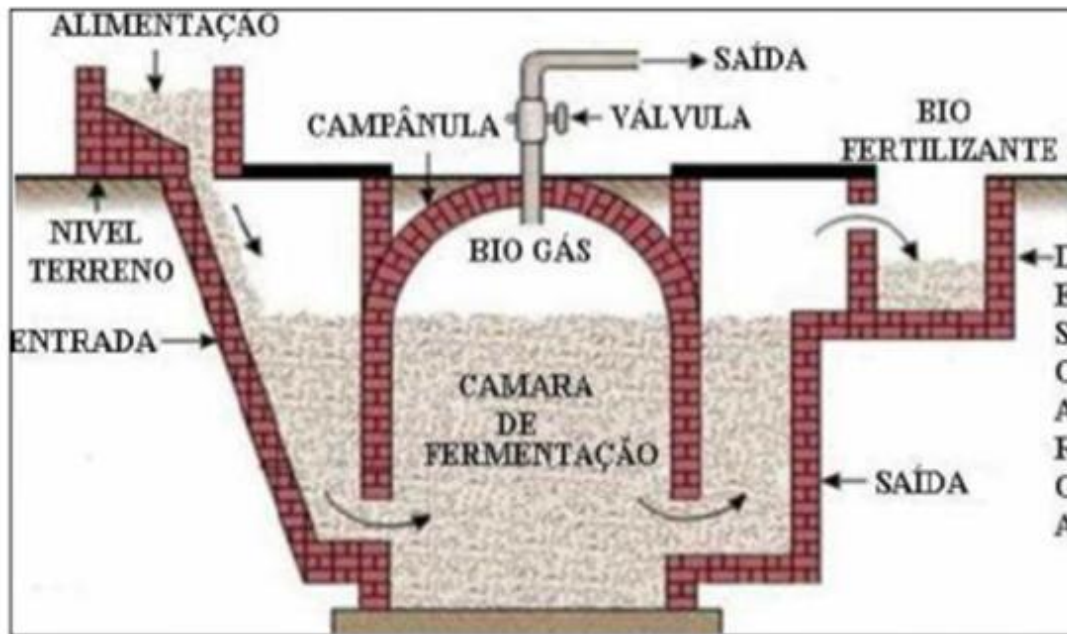


Figura 18: Digestor tipo Chinês. (Fonte: JUNQUEIRA, 2014)

2.5.2 Regimes de Alimentação

O regime de alimentação da usina de biogás determina em grande parte a disponibilidade do substrato fresco para os microrganismos, o que influencia sobremaneira a geração do biogás. Essencialmente, a alimentação se classifica em contínua, semi-contínua e descontínua ou em batelada. (PROBIOGÁS, 2010)

2.5.2.1 ALIMENTAÇÃO DESCONTÍNUA (OU BATELADA)

No sistema do tipo batelada, a matéria prima é inserida no biodigestor fechado para que seja realizada a fermentação anaeróbia do material. Após o término da produção de biogás, o biodigestor é aberto e os resíduos são retirados. A seguir, é feita a limpeza do sistema e é inserida uma nova quantidade de substrato, reiniciando o processo (COMASTRI FILHO apud JUNQUEIRA, 2014). Trata-se de um sistema bastante simples e de pequena exigência operacional e adapta-se melhor quando essa disponibilidade ocorre em períodos mais longos, como ocorre em granjas avícolas de corte, cuja a biomassa fica a disposição após a venda dos animais e limpeza do galpão. (DEGANUTTI et al, 2002)

2.5.2.2 ALIMENTAÇÃO CONTÍNUA

Ao contrário do tipo batelada, nos biodigestores do tipo contínuo, tanto a alimentação quanto a produção de biogás e biofertilizante ocorrem ininterruptamente. Esse tipo de biodigestor é alimentado continuamente através de dutos de alimentação com um

substrato que seja de fácil degradação e disponível abundantemente no local, sendo o biogás extraído por tubulação na parte superior e o biofertilizante removido através de dutos de saída. (JUNQUEIRA, 2014). Normalmente estão associados a processos industriais ou grandes geradores de resíduo.

2.5.2.3 ALIMENTAÇÃO SEMICONTÍNUA

São processos intermediários aos apresentados anteriormente, apresentando geralmente uma certa regularidade no fornecimento de substrato. Contudo este processo não ocorre de maneira ininterrupta como característico da alimentação contínua.

2.5.3 Temperatura do processo

Digestores com aquecimento que operam na faixa termofílica quando comparados aos mesofílicos apresentam uma maior eficiência na degradação da matéria orgânica e, maior produção de biogás com menor tempo de detenção hidráulica. São utilizados sobretudo quando há necessidade da higienização do substrato ou quando o substrato utilizado possui naturalmente temperaturas elevadas. Seus pontos negativos estão associados à necessidade de maior energia para manter a temperatura durante a digestão e uma menor estabilidade global do processo. (BRANCOLI, 2014)

De modo geral, os digestores operam na faixa mesofílica devido aos menores investimentos necessários ao se dispensar instalações de aquecimento do material e ainda assim ser capaz de fornecer um rendimento relativamente elevado associado a um processo satisfatoriamente estável. Garba (1996) observou que, apesar das arqueas metanogênicas serem sensíveis a variações bruscas na temperatura, usualmente são capazes, através da digestão anaeróbia, de despenderem energia na forma de calor suficiente para a manutenção do sistema. Para evitar a variação brusca na temperatura é comum os digestores serem semienterrados ou enterrados.

2.6 COMPOSIÇÃO DO GÁS

O biogás é uma mistura gasosa composta principalmente de metano (CH_4), dióxido de carbono (CO_2), vapor d'água e diversos gases traço. A sua composição é influenciada principalmente pelos substratos utilizados, pela técnica de fermentação e pelas diferentes tecnologias de construção de usinas. A tabela 7 abaixo apresenta os principais componentes usualmente encontrados no biogás, bem como sua porcentagem. (PROBIOGÁS, 2010)

**Tabela 7 :Composição média do biogás
(Fonte: Kaltschmitt, M. apud PROBIOGÁS, 2010)**

Componente	Concentração
Metano (CH₄)	50% - 75% em volume
Dióxido de carbono (CO₂)	25% - 45% em volume
Água (H₂O)	2% a 7% em Volume (20 – 40°C)
Sulfeto de hidrogênio (H₂S)	20 – 20000 ppm
Nitrogênio (N₂)	<2% em Volume
Oxigênio (O₂)	<2% em Volume
Hidrogênio (H₂)	<1% em Volume

De um modo geral, o biogás pode ser utilizado em praticamente todas as aplicações desenvolvidas para o gás natural, devendo receber o tratamento adequado para aumentar o poder calorífico e de eliminar as características corrosivas devido à presença de gás sulfídrico e água. (SILVEIRA, 2016)

A composição do biogás serve de auxílio para avaliar diferentes aspectos associados à eficiência da digestão anaeróbia que lhe dá origem. Cada um dos componentes e sua importância no processo são explicados a seguir.

2.6.1.1 METANO

O metano é o gás de maior destaque dentre os gases componentes do biogás uma vez que ele representa a parte combustível e, portanto, seu teor influencia diretamente o poder calorífico disponível (PROBIOGÁS, 2010). O metano puro, nas condições normais de temperatura e pressão (CNT), possui poder calorífico de aproximadamente 8.116 kcal/Nm³, já o biogás com 65% de CH₄ possui poder calorífico de aproximadamente 5.400 kcal/m³. Para fins comparativos, 1,0 m³ de biogás com 65% de metano equivale a 0,6 m³ de gás natural; 0,882 litros de propano; 0,789 litros de butano; 0,628 litros de gasolina; 0,575 litros de óleo combustível; 0,455 kg de carvão betuminoso ou 1,602 kg de lenha seca (LEITE, 2015)

Devido ao alto teor de metano, o biogás figura como um ótimo gás para geração de energia térmica e pode ser usado em motores a explosão. “Segundo Tricase & Lombardi

(2009), mesmo com a diversidade de aplicação do biogás, ele ainda tem sua principal utilização na geração de eletricidade (cerca de 2/3) e na produção de calor (1/3 restante)” (SILVEIRA, 2016, p.35). Para seu uso em usinas de cogeração é importante que o teor de metano no gás não esteja abaixo de 40% - 45%, pois teores abaixo desse limiar impedem que motores possam operar. (PROBIOGÁS, 2010)

Em tecnologia de biogás, as concentrações de metano são medidas por meio de sensores infravermelho ou de condutividade térmica, e cada biodigestor deve ser dotado de pontos de medição para a avaliação da produtividade de metano (PROBIOGÁS, 2010). “Derbal et al. (2012) relata que o bom funcionamento do processo de digestão anaeróbia é caracterizado por uma percentagem de metano maior que 50%”. (SILVEIRA, 2016, p.92)

2.6.1.2 DIÓXIDO DE CARBONO

O dióxido de carbono é formado principalmente na fase de hidrólise/acidogênese e se dissolve na água formando um importante tampão de bicarbonato. O decréscimo da relação metano/dióxido de carbono no biogás, sem que tenha havido alteração na composição do substrato, pode ter como causa o aumento da acidogênese em relação à metanogênese. Quando isso ocorre, o equilíbrio dos fluxos de massa no processo de digestão fica perturbado. Assim como o metano, o dióxido de carbono também é medido por meio de sensores infravermelho ou de condutividade térmica. (PROBIOGÁS, 2010)

A remoção do CO₂ promove um significativo aumento do poder calorífico do biogás, podendo inclusive atingir padrões equivalentes ao do gás natural, abrindo possibilidade para usos diversos, como uso veicular sem que se observe qualquer interferência sobre a autonomia do veículo. (ZANETTE, 2009); (PROBIOGÁS, 2010)

2.6.1.3 SULFETO DE HIDROGÊNIO

As arqueas metanogênicas somente são afetadas por concentrações de sulfeto de hidrogênio superiores a cerca de 20.000 ppm - partes por milhão – na massa gasosa, o que raramente ocorre em usinas que utilizam resíduos agrícolas. O sulfeto de hidrogênio é medido com sensores eletroquímicos e sua medição serve para proteger as usinas de cogeração e para a segurança da operação como um todo, visto que a fração de sulfeto de hidrogênio (H₂S) tem efeito tóxico. Como pode ser visto na tabela 8, mesmo em pequenas concentrações sua inalação pode acarretar sintomas de intoxicação e asfixia, podendo levar à morte. Para evitar tais problemas o biogás deve ser monitorado e submetido a processos de dessulfurização nos casos em que for necessário. (PROBIOGÁS, 2010)

Tabela 8: Efeito tóxico do sulfeto de hidrogênio (Fonte: FALBE, J. et al. apud PROBIOGÁS, 2010)	
Concentração (no ar)	Efeito
0,03 – 0,15 ppm	Limite de percepção Odor de ovo podre
15 – 75 ppm	Irritação dos olhos e vias respiratórias, enjoo, vômito, dores de cabeça, desmaios
150 – 300 ppm	Paralisia dos nervos olfativos
>300 ppm (0,038%)	Morte por intoxicação (Após várias horas)
>750 ppm (0,075%)	Desmaio e morte com parada respiratória em 30 – 60 minutos
A partir de 1000 ppm (0,1%)	Morte em poucos minutos por paralisia respiratória

2.6.1.4 ÁGUA

Devido à necessidade do digestor trabalhar em temperaturas próximas a 30°C ocorre a vaporização natural de uma parcela da água presente no substrato do reator. Esta umidade é então integrada à composição do biogás, e sua remoção pode ser necessária devido à potencial acumulação de condensado nas linhas de transporte de gás, com formação de uma solução ácida corrosiva em presença de sulfeto de hidrogênio. Ou ainda sua remoção pode ser indicada para evitar a condensação e congelamento dos vapores de água quando o biogás for estocado sob pressões elevadas. (ZANETTE, 2009).

O beneficiamento do biogás pode ser realizado com o auxílio de glicóis ou com sílica gel, e a quantidade de umidade retirada é realizada frequentemente de acordo com a definição de uso posterior previsto para este biogás. (PROBIOGÁS, 2010)

2.6.1.5 OXIGÊNIO

Quando houver o contato do oxigênio com o lodo metanogênico, haverá inibição da atividade, por isso cuidados com a vedação do reator devem ser providenciados, podendo-se utilizar, inclusive, gás inerte para garantir um ambiente anaeróbio durante a realização dos experimentos em escala de bancada. (CHERNICHARO, 2016); (SILVEIRA, 2016)

“Sabendo que o enxofre se torna tóxico em concentrações superiores a 200 mg/L e em pH abaixo de 7” (SILVEIRA, 2016, p.45) pode-se providenciar a adição controlada e em pequenas doses de oxigênio, de modo a promover a biodessulfurização, pois desde que não ocorra uma aeração intensa, o oxigênio dissolvido, como mencionado anteriormente, pode ser removido pelas bactérias facultativas. (PROBIOGÁS, 2010)

Desta forma, a revisão bibliográfica apresenta diversos estudos utilizando a codigestão anaeróbia como alternativa de tratamento para a fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos e de lodos de diversas origens em proporções variadas, indicando resultados positivos quanto ao uso desta combinação a ser comparada à condição em que somente um tipo de resíduo é digerido. A técnica de codigestão, na maioria das vezes acelera o processo de digestão, aumenta a produção de biogás e abre possibilidade de aplicação de seus efluente como condicionante de solos, o que representa uma destinação mais reacional de resíduos do que o habitual lançamento em aterros. (SILVEIRA, 2016)

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 O BIODIGESTOR



Figura 19: Modelo de reator SOLAR C³ITIES
Fonte (www.solarcities.eu)

A partir de experiências acumuladas com os modelos anteriores de biodigestores e com colaboração dos engenheiros Leonardo Adler e Tito Cals, foi iniciado em outubro de 2016 o projeto do atual modelo de biodigestor, dedicado à pesquisa, baseado na adaptação do conceito proposto pela equipe SOLAR C³ITIES de reatores em tanques IBC (Intermediate Bulk Container). Cujo trabalho pode ser visto no Anexo 1.



Figura 20: Tanques utilizados na fabricação do Digestor do projeto
(Fonte: Acervo do autor)

Os tanques IBC são recipientes concebidos para transporte, armazenamento e movimentação de volumes intermediários (até 3 m³) para grânéis líquidos, notadamente produtos inflamáveis, devendo resistir comprovadamente a vazamentos por testes

rigorosos. Sua comercialização está condicionada a testes e aprovação regulamentada através da Portaria n.º 601 do INMETRO – Instituto Nacional de Metrologia Qualidade e Tecnologia (BRASIL, 2015). São usualmente fabricados em PEAD - Polietileno de Alta Densidade – o que lhe confere boa estanqueidade inclusive a gases.

O sistema completo utiliza como plataforma básica três tanques IBC de 1m³ cada, funcionando a partir de duas estruturas de funções distintas: um reator e um gasômetro. Ambas as estruturas operam exclusivamente por diferença de pressão hidrostática, sem que haja necessidade de qualquer equipamento elétrico. Foram necessariamente pintadas de preto de modo a combater a proliferação indesejável de algas em seus interiores.



Figura 21:
Vista frontal do digestor composto de um Reator (à direita) e gasômetro (à esquerda)
(Fonte: Acervo do autor)

3.1.1 Confecção do Reator

O reator é elemento central de todo o sistema biodigestor. Foi projetado para ser uma estrutura estanque a líquidos e gases, de modo a ofertar a ambiência adequada ao desenvolvimento da digestão anaeróbia, e projetado para coletar e encaminhar os gases produzidos até o gasômetro. Funciona com volume constante de líquidos em seu interior, sendo autorregulado por vertimento. Foi confeccionado a partir de apenas um tanque IBC, de tal modo que possa ser monitorado e operado adequadamente a partir das 3 tubulações instaladas em sua face superior, cada uma delas com uma função específica e descrita a seguir:

- Tubo PVC 150mm – Alimentação:

Utilizado para adicionar resíduos e o lodo. Foi fixado externamente na parte superior por três tirantes tracionados de modo a bloquear movimentações que pudessem comprometer a vedação e a estanqueidade junto a interface com o tampo superior do reator, a qual transpassa mediante ao uso de um anel de vedação. Sua extremidade inferior está apoiada sobre a face inferior interna do reator e, portanto, abaixo da linha d'água, de modo a constituir um fecho hídrico, impedindo a perda do gás produzido internamente. Também na extremidade inferior foi executado um chanfro de modo a evitar possíveis obstruções por conta dos resíduos, garantindo um adequado acesso do material orgânico mais denso ao interior da câmara de reação.



Figura 22

A esquerda: Tubo para alimentação antes da instalação, detalhe para o chanfro
A direita: Posicionamento do tubo de 150mm, detalhe para a instalação do anel de vedação
(Fonte Acervo do autor)

- Tubo PVC 75 mm – Saída do efluente:

Utilizado para encaminhar o excedente da alimentação para o Gasômetro. Neste caso não houve necessidade de fixação com tirantes. Instalado de modo a transpassar o tampo superior do reator, mantendo a estanqueidade com uso de um anel de vedação, sua extremidade inferior sem chanfro está apoiada sobre a face interna inferior do reator. Possui um orifício lateral, executado à meia altura do reator, projetado para estar sempre submerso de maneira a constituir-se também em um fecho hídrico impedindo a perda de gás. A altura do furo lateral determina a zona de renovação do substrato no interior do reator, processo que ocorre naturalmente a cada alimentação realizada através do tubo de 150mm.

Em sua parte superior externa foi instalada uma derivação em T de tal forma que a altura da geratriz inferior da tubulação horizontal a ela conectada funcione como uma estrutura de controle por vertimento, determinando desse modo a altura da lâmina líquida no interior de reator, e por conseguinte, o volume total de líquido disponível para a biodigestão. Esta tubulação conduz ainda o efluente do reator para o gasômetro através de um tubo de queda a uma entrada lateral instalada no gasômetro.



Figura 23:

À esquerda: instalação da saída do reator com anel de vedação;
À direita: vista lateral da tubulação, para o furo lateral no tubo.
(Fonte Acervo do autor)

- Tubo PVC 75 mm – Saída de gás

Consiste de um tubo fixado diretamente na tampa rosqueada do tampo superior do tanque, não possui prolongamento vertical para o interior do reator, de modo a captar todo o excesso de gás produzido no interior. Possui em sua parte superior dois registros, o primeiro controla a condução do excesso de gás produzido para o gasômetro e o segundo foi idealizado para prover o acesso necessário à avaliação da composição do biogás produzido imediatamente após sua produção.



Figura 24:

À esquerda: Válvulas para acesso ao gasômetro e para a leitura de composição;
À direita: Instalação da tubulação de 75mm para coleta de biogás gerado no reator
(Fonte Acervo do autor)

3.1.2 Confeção do Gasômetro

O gasômetro foi projetado para estocar o gás produzido pelo reator. Foram utilizados dois tanques IBC, tendo sido removido o tampo superior de um deles para funcionar como uma bacia para o segundo tanque, que flutua sobre a linha d'água do tanque aberto, funcionando como um êmbolo, que se eleva ou rebaixa à medida que a quantidade de gás armazenada em seu interior aumenta ou diminui.



Figura 25:

À esquerda: Gasômetro com seu êmbolo no curso mínimo
À direita: armazenamento de biogás com elevação do nível do êmbolo do gasômetro
(Fonte Acervo do autor)

O volume de líquido no interior do gasômetro é controlado por uma estrutura de vertimento similar a utilizada no reator. Foram feitos 4 furos na face lateral do tanque destinado a funcionar como êmbolo, visando criar condições para que o líquido do gasômetro possa acessar livremente o interior do êmbolo, de modo que, à medida que o êmbolo acumula gás em seu interior, este expulsa água através dos furos e se eleva sobre a linha d'água, garantindo o funcionamento do sistema.



Figura 26:

À esquerda: Execução dos orifício no êmbolo
 À direita: Estrutura de controle de volume do gasômetro por vertimento
 (Fonte Acervo do autor)

Na parte frontal do êmbolo foram instaladas ligações de gás através de uma conexão em T associada a dois registros. O registro esquerdo (azul) controla a entrada de gás proveniente do gasômetro e o registro direito (marrom) controla a saída do gás armazenado até os equipamentos de monitoramento de gás da pesquisa, instalados no final do circuito de gás.



Figura 27:

À esquerda: Controle de válvulas do gasômetro na posição de armazenamento
 À direita: Controle de válvulas do gasômetro na posição de esvaziamento
 (Fonte Acervo do autor)

3.1.3 Circuito da fase gasosa

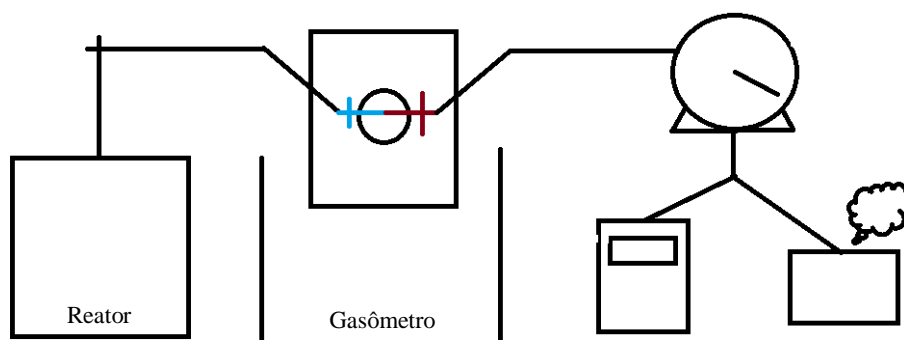


Figura 28:
Representação esquemática do circuito da fase gasosa.

O circuito das instalações de gás pode ser descrito através de duas rotas, desde sua produção até a saída, através dos seguintes equipamentos nesta ordem. Reator, gasômetro, medidor de volume e, a partir deste ponto, podendo seguir por duas rotas distintas, descritas abaixo:

- Rota de análise de composição do gás – Após a computação do volume de gás produzido por instrumento específico, o gás é encaminhado para o medidor de composição da marca LANDTEC, modelo GEM2000, que tem a capacidade de indicar em tempo real a composição percentual do biogás em termos de dióxido de carbono, oxigênio e metano.



Figura 29:
Leitor de composição da marca LANDTEC, modelo GEM2000
(Fonte Acervo do autor)

- Rota de queima – com o volume computado previamente, o gás segue para um fogareiro da marca BGS, modelo Fogão queimador simples, que realiza a queima do gás com uma taxa de consumo de até 0,45 m³/h e eficiência térmica mínima de 57%, segundo o fabricante.



Figura 30:
Fogão queimador simples, BGS
(Fonte Acervo do autor)

O medidor de volume utilizado foi um modelo analógico tipo tambor da marca Ritter, modelo TG5-PVC-PVC, através deste instrumento é possível avaliar a produção volumétrica de biogás através da diferença entre as leituras, usualmente tomadas antes e depois da abertura dos registros entre o gasômetro e o referido medidor.



Figura 31:
Medidor de volume de biogás produzido Ritter TG5-PVC-PVC
(Fonte Acervo do autor)

Impõe-se a necessidade do gasômetro, sobretudo, para a obtenção da maior precisão possível na leitura do volume de gás produzido, uma vez que o medidor de vazão possui uma sensibilidade nominal mínima de vazão 10 litros/h. De tal modo que vazões contínuas e inferiores à sensibilidade do equipamento não seriam computadas, gerando dados de produção volumétrica inferior ao realmente produzido. Como medida para contornar esse problema a produção deveria, então, ser armazenada no

gasômetro e medida em uma única etapa, com vazão garantidamente superior a vazão mínima de aparelho determinada pelo fabricante.

3.1.4 Circuito da fase líquida

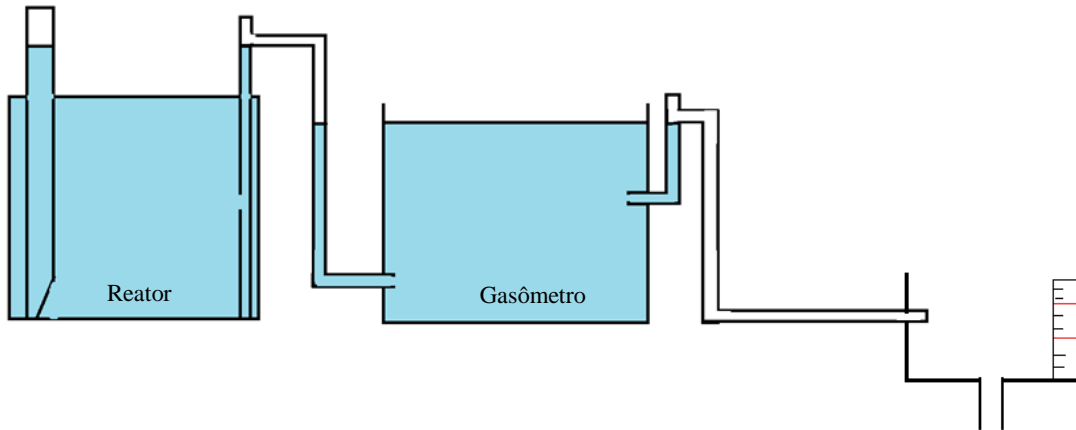


Figura 32:
Representação esquemática do circuito da fase líquida.

O circuito da instalação para a fase líquida pode ser descrito através de uma rota única desde o início até seu descarte final através dos seguintes equipamentos, nesta ordem: Reator, gasômetro, caixa de descarte graduada.

Como mencionado anteriormente, os volumes de líquidos nas estruturas são constantes e controlados por vertimento, disto implica que toda nova adição de sólidos ou líquidos no início do circuito é acompanhada de um equivalente descarte de material na caixa de descarte. Baseado neste princípio, foi executado o controle volumétrico das operações de adição de lodo, medindo não o volume afluente, mas sim o efluente ao processo. Além desta função, a caixa de descarte era responsável por encaminhar o efluente final do processo para o início do circuito de tratamento interno da estação do CESA, de modo a garantir o tratamento adequado dos resíduos líquidos oriundos do experimento.

3.2 DESCRIÇÃO DO EXPERIMENTO

O experimento foi idealizado para monitorar de maneira preliminar a produção de biogás em um reator sem mistura, em regime úmido, em faixa de temperatura mesofílica, em regime semi-contínuo com frequência de alimentação diária para resíduos e alimentação semanal para lodos de esgotos, em proporções crescentes de adição de resíduo, mantendo-se, entretanto, um volume afluente semanal total constante. Para fins comparativos, a análise da evolução dos parâmetros da produção de biogás e sua relação com os

parâmetros operacionais do reator foi discretizada para valores médios tomados em ciclos semanais.

De acordo com as recomendações expostas no referencial teórico, as seguintes restrições operacionais foram impostas ao reator:

- Carga orgânica máxima de 0,5 kg SSV/m³ dia, ou equivalente a média semanal 3,5 kg SSV/m³.semana
- Tempo de detenção hidráulica igual ou superior a 45 dias, ou equivalente a 150 litros afluentes totais por semana
- pH entre 6,5 e 8
- Alcalinidade entre 1000 e 5000 mg CaCO³.L⁻¹

As restrições acima referem-se exclusivamente ao dimensionamento do reator, visto que o gasômetro, a pesar de parte integrante do processo, tem na pesquisa o papel estrito de armazenar o gás. Entretanto, como sua fase líquida está irrevogavelmente associada à continuidade do processo, foram feitas análises de seu efluente com o objetivo de avaliar a remoção de matéria orgânica global do sistema biodigestor como um todo.

3.3 TRABALHO DE CAMPO

3.3.1 Processamento dos Resíduos

3.3.1.1 COLETA

Os resíduos orgânicos foram coletados no Restaurante Universitário do Centro de Tecnologia da UFRJ e apresentavam notadamente duas naturezas distintas. Uma fração do resíduo era composta por resíduos orgânicos provenientes de porções não servidas, mais homogêneas e sem traços de contaminantes plásticos, a segunda fração era composta pelos resíduos servidos e não inteiramente consumidos pelos usuários do restaurante, sendo muito mais diversificadas e apresentando contaminantes plásticos, o que implicava em um processo de pré-tratamento do resíduo muito mais cauteloso e trabalhoso, caso o lote ofertado pelo restaurante fosse dessa natureza.

3.3.1.2 TRANSPORTE

O transporte era provido pelos próprios integrantes da pesquisa utilizando-se um recipiente com tampa como container e uma lixeira com rodas para o transporte.



Figura 33:
Bombona de 50 litros e lixeira com rodas utilizadas no transporte do material
(Fonte Acervo do autor)

3.3.1.3 PRÉ-TRATAMENTO, TRITURAÇÃO, HOMOGENEIZAÇÃO E ESTOCAGEM

Depois de transportados até o CESA, os resíduos passavam por um pré-tratamento manual onde qualquer tipo de material contaminante era retirado. Além dos contaminantes não orgânicos, foram retirados contaminantes orgânicos como limões e outros substratos com alto teor de acidez sempre que presentes em grandes quantidades. Esta separação tinha como objetivo evitar a acidificação do meio, que poderia ocasionar inibição da metanogênese.

Posteriormente o resíduo era encaminhado para um triturador de resíduos orgânicos, onde era triturado e homogeneizado, para então ser acondicionado em potes padronizados de 2 litros e finalmente congelado em um freezer a uma temperatura aproximada de -20°C .



Figura 34:
Aspecto geral do resíduo bruto antes do pré-tratamento
(Fonte Acervo do autor)



Figura 35:
Aspecto geral do resíduo bruto após o pré-tratamento
(Fonte Acervo do autor)



Figura 36:
Aspecto geral do resíduo após a trituração
(Fonte Acervo do autor)



Figura 37:
Resíduo triturado e acondicionado em potes de 2 litros, detalhe para o volume de contaminantes orgânicos retirados
(Fonte Acervo do autor)



Figura 38:

À esquerda: Freezer utilizado para o congelamento do resíduo,
À direita: Triturador de resíduos de 1,5 cv utilizado nas operações
(Fonte Acervo do autor)

3.3.2 Alimentação diária de resíduos

A rotina de alimentação diária ocorria de segunda a sexta-feira, 5 vezes por semana, e consistia basicamente em retirar do freezer, pela manhã, a quantidade prescrita de resíduos, de modo a promover seu descongelamento naturalmente. Uma vez terminado esse processo, ao final da tarde, uma amostra padrão de 50 ml era retirada deste resíduo para composição de amostras e análise, sendo o restante inserido no reator.

3.3.3 Adição semanal de lodo

O *Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo* localizado no CESA consiste de um tanque cilíndrico vertical feito em plástico reforçado com fibras de vidro, com 2,50m de diâmetro e altura de 5,0 m, que fornece Lodo Anaeróbio, rico em material biológico utilizado como inóculo necessário para a digestão dos resíduos.

Operacionalmente, esta etapa consiste em transferir diretamente a quantidade prevista de lodo do reator UASB para o reator, através de uma mangueira por gravidade. Este procedimento era realizado uma vez por semana, sempre às terças-feiras, determinando a última etapa do ciclo semanal.



Figura 39:

Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo localizado no CESA-UFRJ
(Fonte <http://www.saneamento.poli.ufrj.br/site/pt-br/reator-uasb/>)

A quantidade de Lodo era calculada a partir do total de resíduos alimentados no ciclo semanal, tendo seu valor atualizado a cada semana, à medida que o volume de resíduos adicionados era intencionalmente aumentado. Numericamente é igual ao volume afluente máximo de 150 litros (necessários para manter um tempo de detenção de 45 dias) menos o volume total de resíduos alimentados durante a semana.

3.4 AMOSTRAGEM E TOMADA DE DADOS

3.4.1 Monitoramento de parâmetros da fase líquida

A análise da fase líquida foi executada mediante encaminhamento de amostras semanais ao LEMA/UFRJ - Laboratório de Engenharia do Meio Ambiente – habilitado a executar ensaios físico-químicos e bacteriológicos para controle de qualidade de águas e efluentes líquidos.



Figura 40:

Amostras encaminhadas semanalmente para o LEMA.
Em ordem temos a amostra do tipo: Substrato, Alimento, Gasômetro, Lodo e Reator
(Fonte Acervo do autor)

Foram monitorados um total de 10 parâmetros através de 5 tipos distintos de amostras a saber:

Amostra tipo:	Parâmetros
Lodo	ST, STF, STV, SST, SSF, SSV, pH
Alimento	ST, STF, STV, SST, SSF, SSV, pH
Substrato	ST, STF, STV, SST, SSF, SSV, pH, DQO, Alc, NKT
Reator	ST, STF, STV, SST, SSF, SSV, pH, DQO, Alc, NKT
Gasômetro	ST, STF, STV, SST, SSF, SSV, pH, DQO,

Legenda: NKT - Nitrogênio Kjeldahl Total
 pH - Potencial hidrogeniônico
 Alc. – Alcalinidade
 ST - Sólidos totais
 STF - Sólidos totais fixos
 STV - Sólidos totais voláteis
 SST - Sólidos Suspensos Totais
 SSF - Sólidos Suspensos Fixos
 SSV - Sólidos suspensos Voláteis
 DQO - Demanda Química de Oxigênio

3.4.1.1 COMPOSIÇÃO DAS AMOSTRAS:

3.4.1.1.1 RASH - Resíduo Alimentado Semanal Homogêneo:

As 5 amostras padrão de 50 ml acumuladas durante o ciclo semanal, referente a cada uma das alimentações diárias eram, então, misturadas e homogeneizadas, de modo a compor uma amostra representativa de todo o resíduo alimentado na semana, o qual será chamada de Resíduo Alimentado Semanal Homogêneo – RASH

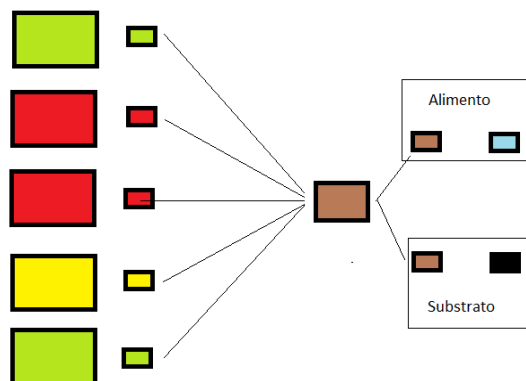


Figura 41:
 Representação esquemática do RASH e os tipos de amostra que dele se utilizam

O RASH não foi analisado diretamente, mas tão somente utilizado para compor as amostras do tipo Substrato e Alimento, e sua posterior análise junto ao LEMA. A composição do RASH se fez necessária, pois não havia obrigatoriedade de se alimentar o reator com resíduo de um mesmo lote específico ao longo da semana, uma vez que esse controle seria inviável frente a variação das quantidades oferecidas pelo restaurante, que não coincidiam necessariamente com o valor a ser utilizado a cada semana, tornando frequente a permanência de lotes variados no estoque congelado.

3.4.1.1.2 Alimento – Sólidos

A partir do RASH uma amostra do tipo Alimento era composta na proporção fixa de 1 RASH e 5 partes de água, gerando uma mistura com cerca de 17% de resíduos em volume.

Sua função principal na pesquisa consiste em avaliar a ordem de grandeza de variação da matéria orgânica do resíduo utilizado em busca de uma média e um desvio padrão que possam ser úteis como estimativas para prever cargas orgânicas em futuras alimentações.

3.4.1.1.3 Substrato – Sólidos, pH, DQO, Alcalinidade, Nitrogênio Total

Esta amostra representa a efetiva alimentação durante a semana considerando todos os eventuais diferentes lotes de resíduos utilizados e a fração de lodo. Composta de RASH e lodo, esta amostra obedece a proporção entre resíduo e lodo efetivamente alimentada durante a semana.

Tem como função principal indicar a valor da carga orgânica imprimida ao reator. Como função secundárias, tem-se informações sobre as possíveis tendências na variação do pH, Alcalinidade no processo.

3.4.1.1.4 Reator - Sólidos, pH, DQO, Alcalinidade, Nitrogênio Total

Composta exclusivamente a partir de material retirado da porção situada à meia altura do reator, com auxílio de uma seringa. É o indicativo global de como se processa a reação no momento.

Tem como função principal avaliar se as condições necessárias para a digestão estão em conformidade, evitando falha na produção de gás. Objetiva sobretudo monitorar se os parâmetros críticos, como pH e alcalinidade, apresentam valores de acordo com as faixas admissíveis. Caso seja encontrada uma não conformidade, esta amostra indica o tipo de correção a ser promovida ao reator. Como função secundária tem-se informações sobre a relação C/N no reator.

3.4.1.1.5 Gasômetro - Sólidos, pH, DQO

Tem como única função avaliar a eficiência de remoção de matéria orgânica total da fase líquida do processo. Apesar do inequívoco valor desta informação, esta figura-se na pesquisa apenas em caráter secundário, uma vez que a condução das operações se destina a priorizar os processos ligados à produção de gás pelo reator e não aos padrões de lançamento do gasômetro.

3.4.1.1.6 Lodo – Sólidos, pH

Amostra colhida ao final da alimentação semanal de lodo. Tem como função principal monitorar a ordem de variação da matéria orgânica relativa ao Lodo do reator UASB utilizado no experimento.

3.4.2 Monitoramento de parâmetros da fase gasosa

- Medição do Volume de Biogás produzido – Executado sempre que o êmbolo do gasômetro se posicionava próximo ao seu curso mais elevado. O valor da produção semanal consiste da simples soma das aferições parciais, executadas tantas vezes quantas fossem necessárias ao longo da semana.
- Análise da Composição do biogás – Foram monitoradas as composições percentuais de CH₄, CO₂ e O₂ do biogás, conforme indicado no item 3.1.3 Circuito de fase gasosa. O valor característico da composição de gás foi tomado no último dia de cada ciclo semanal, sempre às terças-feiras, imediatamente antes da operação com lodo, de modo a evitar quaisquer interferências na composição do gás promovidas pelo trabalho ou acomodação da estrutura durante a operação do lodo. A medição consiste na simples tomada do valor indicado pelo display após a estabilização da leitura indicada pelo aparelho.

4 RESULTADOS

4.1 CONFECÇÃO DO REATOR

4.1.1 Vantagens e desvantagens do tanque IBC

Pode-se constatar que a utilização dos tanques IBC confere grande praticidade na viabilização da execução do digestor pela relativa facilidade com que pode ser encontrado à venda, e principalmente pela resistência às intempéries e estanqueidade que seu material componente, o PEAD, naturalmente lhe confere. Outro ponto positivo com relação a adoção dos tanques IBC advém da baixa exigência de equipamentos para execução das instalações necessárias a sua adequada operação.

Entretanto o PEAD, que apresenta as referidas vantagens, apresenta como enorme desvantagem a carência de produtos comerciais capazes de nele manterem-se aderidos satisfatoriamente. Em diversos produtos, os mais usuais do mercado, encontram-se explícitas ressalvas desaconselhando a sua utilização em PEAD, como tintas, colas e materiais de vedação.

Esta dificuldade foi notável ante a um vazamento, localizado na interface do tampo superior do reator com o anel de vedação do tubo de 150mm, decorrente de pequenas irregularidades na execução do recorte do tampo. Estas irregularidades conjugadas com a pressão interior da água, comprometeram sobremaneira a estanqueidade do reator, como se pode ser visto a seguir nas figuras 42 e 43.



Figura 42: Leves irregularidades na execução do recorte do tampo
(Fonte: Acervo do Autor)



Figura 43: Vazamento severo no tubo de alimentação de 150mm
(Fonte: Acervo do Autor)

Diversas abordagens e diferentes materiais foram usados visando estancar o vazamento, entretanto a baixa aderência entre os materiais disponíveis e o PEAD terminava por inviabilizá-las.

A solução só foi possível através de uma abordagem dupla, que consistiu na utilização de adesivos e catalisadores especiais, a base de resina poliuretano/epóxi, conjuntamente com a fixação do tubo de alimentação por 3 tirantes, ancorados na estrutura metálica que envolve o próprio corpo do tanque IBC. A utilização de tirantes visava combater a grande deformação experimentada pelo material plástico assim que o nível da água atingia o tampo superior do reator, fazendo com que ambas as superfícies a serem unidas se afastassem no pontos mais próximo das bordas laterais do tanque, como pode ser visto na figura 43.



Figura 44:
Fixação da parte superior do tubo de alimentação com tirantes tracionados
(Fonte: Acervo do Autor)



Figura 45:
Aplicação de adesivos e catalisadores a base de resina de poliuretano/epóxi
(Fonte: Acervo do Autor)



Figura 46:
Primeiro teste de estanqueidade bem sucedido após o reparo
(Fonte: Acervo do Autor)



Figura 47:
Aspecto final da conexão entre o tubo de alimentação de 150mm e o tampo superior do reator
após a conferência de estanqueidade
(Fonte: Acervo do Autor)

4.1.2 Restrições do ponto para leitura de gás sobre o reator

A leitura de composição do gás foi inicialmente idealizada para ocorrer através da tubulação de gás localizada imediatamente acima do reator. Entretanto, desde as primeiras tentativas de executar leituras neste ponto do circuito de gás, constatou-se uma enorme variação das leituras. A variação era tão severa que seria impossível ao operador sequer estimar um valor médio para valores mostrados.

Como modo de contornar esse problema foi necessário avaliar a composição do gás após seu acúmulo no gasômetro, o que garantia uma leitura estável com poucos segundos de monitoramento. Entretanto, vale ressaltar que essa alteração cria um segundo problema associado à precisão da tomada de dados, principalmente dados relativos à evolução semanal da composição frente aos incrementos de carga orgânica adicionados.

Pode-se observar que o êmbolo possui volume de 1m^3 para armazenamento de gás, entretanto sua submersão na bacia inferior do gasômetro acontece somente até metade da sua altura, o que faz com que uma parcela de gás, referente à produção das semanas anteriores permaneça acumulada no interior do gasômetro, amortecendo os valores reais esperados para a produção semanal, o que se configura como indesejável nos termos da pesquisa.

Uma possível solução para esse problema consiste simplesmente em instalar o êmbolo sobre a bacia com sua face inferior furada em detrimento às faces laterais, como foi executado na pesquisa. Deste modo, o curso do êmbolo seria maior, favorecendo uma menor retenção de gás no interior do gasômetro, reduzindo assim o efeito do amortecimento temporal dos dados e contribuindo para uma maior precisão na leitura de gás após o gasômetro.

4.2 AVALIAÇÃO PRELIMINAR DA DIGESTÃO

O monitoramento do experimento durou um total de 13 semanas, previsto para ocorrer com taxas crescentes de carga orgânica imprimida ao digestor, entretanto durante as semanas 5,6,7 houve interrupção da alimentação devido a necessidade de manutenção do Reator UASB, a partir do qual o lodo para o experimento era retirado.

A semana zero, apresentada em algumas tabelas desta seção, refere-se a valores de partida do reator, isto é, valores anteriores ao efetivo início da alimentação com resíduos, sendo apresentada sempre que essa informação for pertinente.

4.2.1 Caracterização do material afluente ao processo

4.2.1.1 CARACTERIZAÇÃO DO SUBSTRATO

Ao todo foram realizadas 45 alimentações distribuídas ao longo de 9 semanas. Em cada uma dessas semanas foi composta uma amostra característica da semana, com proporções diferentes de resíduo e lodo ao longo do experimento, como pode ser observado abaixo:

Semana	Resíduo adicionado na semana (L)	Lodo adicionado na semana (L)	Substrato adicionado na semana (L)	Porcentagem de resíduo no substrato (%)
1	5	150	155	3
2	5	150	155	3
3	5	110	115	4
4	0	100	100	0
5	*	*	*	*
6	*	*	*	*
7	*	*	*	*
8	2,5	130	132,5	2
9	5	200	205	2
10	10	140	150	7
11	15	150	165	9
12	20	150	170	12
13	*	*	*	*
Máximo	20	200	205	12
Mínimo	0	100	100	2
Média	8	142	150	5
Desvio padrão	6	29	31	4

Observa-se que, em média, foram utilizados 8 litros de resíduos por semana, durante todas as semanas em que houve alimentação, e que a porcentagem máxima de resíduos ocorreu na 12ª semana, correspondendo a 12% de resíduo em volume na amostra.

A seguir, na tabela10, serão apresentados os valores característicos de diversos parâmetros relativos ao substrato semanal alimentado.

Tabela 10 Caracterização Do Substrato										
Semana	DQO	NKT	pH	Alc.	ST	STF	STV	SST	SSF	SSV
	mg/L	mg/L		mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
1	236	*	6,54	515,3	10770,0	1530,0	9240,0	9460,0	640,0	8820,0
2	525	42,0	7,45	380,2	5996,6	1846,6	4150,0	2386,6	143,3	2243,3
3	3810	39,2	6,41	436,2	17030,0	1760,0	15270,0	15970,0	1270,0	14700,0
4	148	30,8	7,55	443,2	1430,0	1063,3	366,7	340,0	116,6	223,4
5	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
6	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
7	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
8	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
9	1.064	25,2	6,29	455,8	4.110,0	953,3	3.156,7	3.960,0	260,0	3.700,0
10	8.460	32,2	7,14	457,4	11.453,3	1.633,3	9.820,0	7.300,0	190,0	7.110,0
11	9.520	*	6,75	442,1	13.933,3	1.563,3	12.370,0	11.500,0	110,0	11.390,0
12	1164	*	5,62	742	21.156,7	3.806,7	17.350,0	23.780,0	850,0	22.930,0
13	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Máx	9520	42	7,55	742	21156	3806,67	17350	23780	1270	22930
Mín	148	25,2	5,62	380,2	1430	953,3	366,7	340	110	223,4
Média	2846	34	6,79	483	10507	1698	8809	8999	484	8515
Desvio padrão	3660	6	0,64	103	6281	852	5647	7313	417	7041

Verifica-se uma grande variação associada a praticamente todos os valores, devido sobretudo à variabilidade observada entre os diferentes lotes de resíduos coletados. Essa variabilidade se reflete principalmente numa grande dificuldade de avaliar a carga orgânica aplicada ao sistema a cada novo lote de resíduo disponibilizado, elevando o risco de acidificação e, deste modo, podendo comprometer a operação e os resultados.

4.2.1.2 CARACTERIZAÇÃO DO LODO

Foram feitas 8 amostras relativas a cada uma das 8 alimentações nas quais utilizou-se o lodo do Reator UASB. Os dados relativos ao lodo podem ser vistos na tabela 11 abaixo:

Tabela 11: Caracterização do Lodo							
Semana	pH	ST mg/L	STF mg/L	STV mg/L	SST mg/L	SSF mg/L	SSV mg/L
1	7,49	1.460,0	826,6	633,4	510,0	330,0	180,0
2	7,91	1.833,3	1.413,3	420,0	386,6	126,6	260,0
3	7,9	1.345,0	806,6	538,4	290,0	110,0	180,0
4	7,55	1.430,0	1.063,3	366,7	340,0	116,6	223,4
8	7,72	1.083,3	592,8	490,5	460,0	0,0	460,0
9	7,55	926,6	653,3	273,3	100,0	42,0	52,0
10	7,46	1.550,0	1.136,6	413,4	196,0	64,0	32,0
11	7,43	1.326,6	1.023,3	303,3	166,6	16,6	150,0
12	6,49	3.223,3	2.550,0	673,3	173,3	50,0	123,3
Máximo	7,91	3.223,3	2.550,0	673,3	510,0	330,0	460,0
Mínimo	6,49	926,6	592,8	273,3	100,0	0,0	32,0
Média	7,5	1.575,3	1.118,4	456,9	291,4	95,1	184,5
Desvio padrão	0,4	670,4	594,1	139,0	142,7	98,7	126,9

Constata-se que o lodo pode ser descrito por apresentar uma concentração pequena de sólidos, um pH levemente alcalino e uma maior regularidade geral quanto aos seus parâmetros, se comparado o substrato apresentado anteriormente.

4.2.1.3 CARACTERIZAÇÃO DO RESÍDUO

Foram feitas 9 amostras para resíduos. Vale ressaltar que os resultados aqui apresentados referem-se as amostras contendo 1 parte de resíduos e 5 partes de água para diluição. Com o avançar da pesquisa foi acrescida a avaliação do pH do resíduo, sob suspeita de que poderia apresentar valores muito abaixo do esperado, merecendo assim uma investigação.

Tabela 12: Caracterização dos Resíduos							
Semana	pH	ST mg/L	STF mg/L	STV mg/L	SST mg/L	SSF mg/L	SSV mg/L
1	*	24.490,0	2.356,6	22.133,4	7.195,0	130,0	7.065,0
1	*	28.493,3	2.720,0	25.773,3	12.440,0	480,0	11.960,0
2	*	21.403,3	2.326,6	19.076,7	7.790,0	50,0	7.740,0
3	*	43.535,0	6.280,0	37.255,0	18.260,0	170,0	18.090,0
8	*	47.943,3	3.173,3	44.770,0	34.780,0	600,0	34.180,0
9	4,21	43.990,0	3.403,3	40.586,7	38.080,0	800,0	37.280,0
10	6,09	23.970,0	2.200,0	21.770,0	15.620,0	0,0	15.620,0
11	5,80	44.690,0	2.360,0	42.330,0	32.500,0	200,0	32.300,0
12	4,94	23.916,7	1.313,3	22.603,3	13.840,0	330,0	13.510,0
Máximo	6,09	47943,3	6280	44770	38080	800	37280
Mínimo	4,21	21403,3	1313,33	19076,7	7195	0	7065
Média	5,3	33603,5	2903,7	30699,8	20056,1	306,7	19749,4
Desvio padrão	0,9	11066,3	1401,2	10319,9	11895,0	269,5	11713,3

Pode-se observar valores gerais muito superiores aos verificados para o lodo, apresentados anteriormente, com exceção do pH, que em determinados momentos atingiu valores tão baixos quanto 4,21, o que a longo prazo pode contribuir para um consumo excessivo da alcalinidade do reator.

4.2.2 Tempo de Retenção Hidráulica

A seguir avaliar-se-á, sob duas perspectivas, se o TRH médio do reator foi superior aos 45 dias mínimos estipulados. Na primeira, será avaliado o TRH desconsiderando-se as semanas em que o reator não foi efetivamente alimentado, com o objetivo estrito de avaliar se o controle dos volumes afluentes e efluentes em campo foi satisfatório. O segundo modo de análise considera a contagem ininterrupta e visa avaliar o TRH médio do experimento como um todo.

Semana	Vol adicionado sem falhas (L/sem)	Vol adicionado com falhas (L/sem)
1	155	156
2	155	155
3	115	115
4	100	100
5	*	0
6	*	0
7	*	0
8	133	133
9	205	205
10	150	150
11	165	165
12	170	170
13	*	0
Média	150	104
TDH	47	67

Observa-se que em ambas abordagens o TRH foi superior aos 45 dias estipulados.

4.2.3 Carga orgânica adicionada

A partir dos volumes de substrato adicionados a cada semana e de suas respectivas concentrações de sólidos suspensos voláteis (SSV), pode-se avaliar a carga orgânica imprimida ao sistema. Neste experimento são adotadas taxas crescentes de carga orgânica, limitadas a uma carga máxima de 0,500 kg SSV/m³.dia, como preconiza a norma NBR 12209.

Semana	Volume adicionado (L)	SSV (mg/L)	Carga Orgânica (kg SSV/m³.dia)
1	155	8820	0,197
2	155	2243	0,050
3	115	14700	0,242
4	100	223,4	0,003
8	132,5	5515	0,104
9	205	3700	0,108
10	150	7110	0,152
11	165	11390	0,268
12	170	22930	0,557
Média			0,187

O experimento como um todo operou com uma carga Orgânica média de 0,187 kg SSV/m³.dia, atingindo e superando levemente o valor máximo durante a semana 12. De acordo com o apresentado em 4.2.3.1 *Caracterização do substrato*, observa-se que durante as três primeiras semanas foram adicionadas as mesmas quantidades de resíduos (5kg) e praticamente a mesma quantidade de lodo (150L), entretanto as cargas orgânicas observadas variaram substancialmente (ver figura 48).

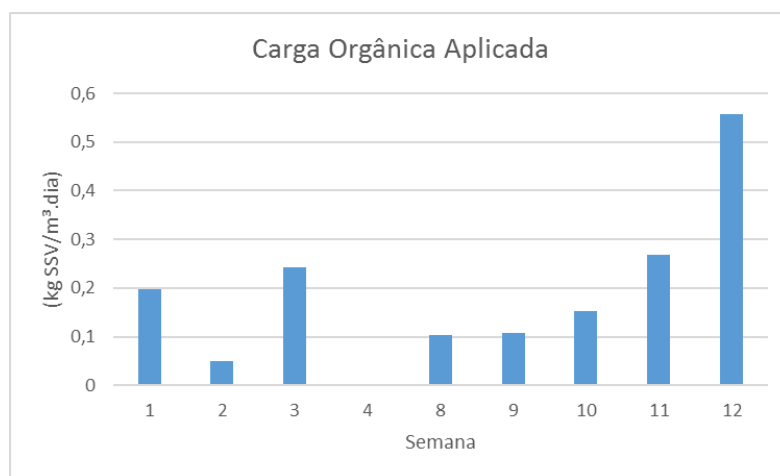


Figura 48:
Evolução temporal das cargas orgânicas aplicadas semanalmente

4.2.4 Evolução do pH e alcalinidade no tempo

A seguir são apresentados os valores de pH e da alcalinidade ao longo das semanas. Segundo o referencial bibliográfico temos como pH limitante inferior para o processo o valor de 6,5. Nos casos em que valores iguais ou inferiores foram atingidos providenciou-se a correção com os agentes químicos indicados.

Tabela 15: pH e Alcalinidade e intervenções no Reator			
Semana	Alcalinidade (mg/L)	pH	Correção
0	243,4		
1	263	6,76	
2	421,8	6,35	
3	722,25	6,02	
4	1022,7	6,55	1kg bicarbonato
5	1193,5	6,78	1kg bicarbonato
6	1421	6,81	1kg bicarbonato
7	1747,4	7,01	
8	1882,3	6,9	
9	1632,4	7,01	
10	1325	6,9	
11	2084,2	6,9	250g Soda Caustica
12	1484	6,47	1kg bicarbonato
13	3339	6,69	1kg bicarbonato

A seguir é apresentada a evolução do pH e Alcalinidade do reator no tempo.

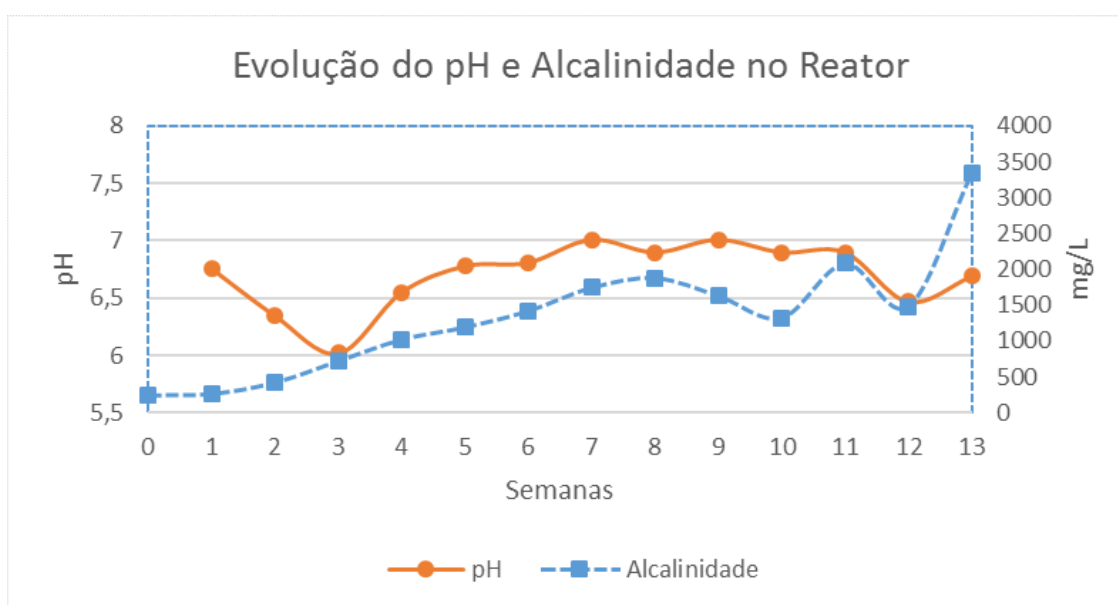


Figura 49:
Evolução temporal do pH e alcalinidade no reator

4.2.5 Relação Carbono / Nitrogênio

A seguir são apresentados os valores relativos à avaliação da relação C/N para o conteúdo interno do reator. Seus valores recomendáveis variam entre 10 e 30. Os resultados aqui expressam a correlação entre Carbono Orgânico Total e nitrogênio Kjeldal total ambos descritos no referencial teórico.

Tabela 16: Avaliação da relação Carbono/Nitrogênio no reator

Semana	STV (mg/L)	Nitrogênio (mg/L)	COT (mg/L)	C/N
0	196,7	*	109,3	*
1	213,4	*	118,6	*
2	346,7	47,6	192,6	4
3	400	49	222,2	5
4	663,3	60,2	368,5	6
5	656,7	77	364,8	5
6	793,4	*	440,8	*
7	913,4	84	507,4	6
8	630	109,2	350,0	3
9	630	103,6	350,0	3
10	1393,4	99,4	774,1	8
11	1400	*	777,8	*
12	1330	*	738,9	*
13	2223,33	*	1235,2	*

Observa-se que em todas as semanas as relações C/N encontram-se fora da faixa ideal, apresentando, entretanto, valores compatíveis com a ordem de grandeza desejável, e por vezes, valores bem próximos ao mínimo, como pode ser visto na semana 12.

4.2.6 Eficiência na remoção de matéria orgânica biodegradável

Visando estimar as porcentagens de remoção de DQO no processo foram avaliados os valores de DQO afluente ao sistema e das DQOs efluentes do reator e do gasômetro separadamente. A DQO afluente foi determinada através das amostras do tipo Substrato enquanto que as DQO efluentes foram determinadas através das amostras do tipo Reator e Gasômetro, como apresentadas em 3.4.1.1 *Composição das amostras*.

Semana	DQO Aplicada mg/l	DQO efluente reator mg/l	DQO efluente gasômetro mg/l	Remoção Reator %	Remoção Gasômetro %
0	0	42	*	*	*
1	236	146	0	38	100
2	525	283	89	46	83
3	3810	372	200	90	95
4	148	540	224	-265	-51
5	*	*	*	*	*
6	*	*	*	*	*
7	*	*	*	*	*
8	683	623	194	9	72
9	1.064	595	140	44	87
10	8.460	649	181	92	98
11	9.520	998	864	90	91
12	1164	881	943	24	19
13	*	*	*	*	*
Total	25610	5129	2835	80	89

Como esperado, a taxa de remoção de matéria orgânica avaliada será maior se for considerado o efluente do sistema até sua saída final através do gasômetro, uma vez que este apresenta um tempo de retenção hidráulica maior do que o efluente do reator. Entretanto, para ambos os casos a taxa de remoção de DQO verificada foi elevada, na ordem de 80%, o que permite classificá-lo como de nível 2 frente às tecnologias de redução de matéria orgânica biodegradável.

4.2.7 Caracterização do biogás

A seguir é apresentada a caracterização e evolução da produção de biogás em termos do volume total produzido e de sua composição ao longo das semanas.

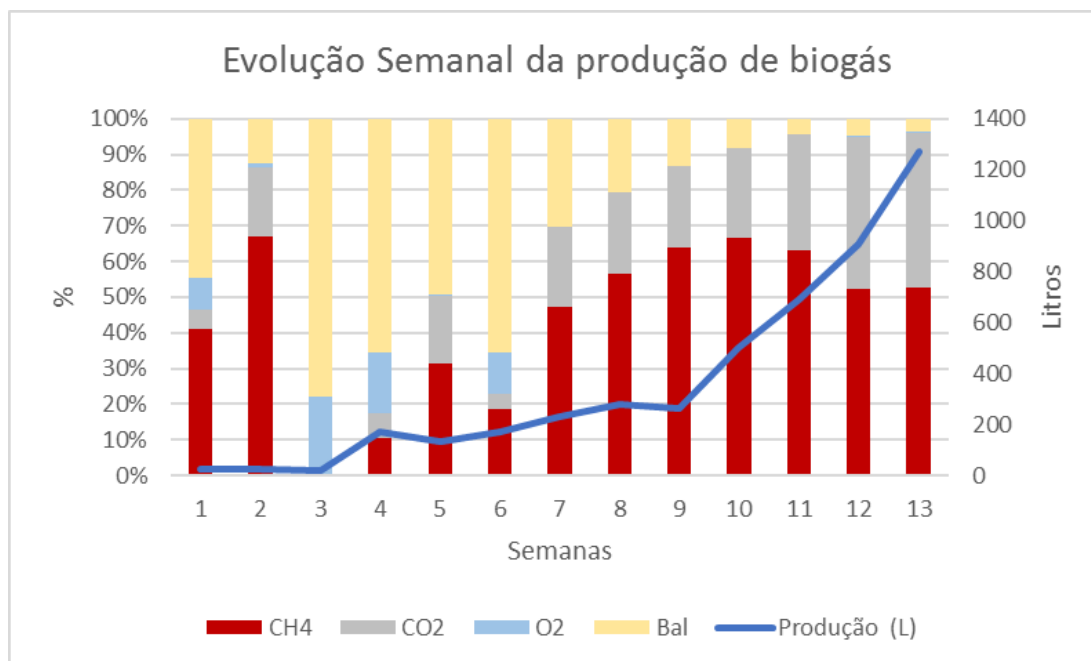


Figura 50:

Evolução da composição dos gases componentes do biogás, leitura pela ordenada esquerda.
Evolução da produção volumétrica semanal de biogás, leitura pela ordena direita.

Semana	Produção (L)	Composição (%)			
		CH ₄	CO ₂	O ₂	Outros
1	27	41,1	5,4	9,1	44,7
2	27	67,8	19,6	1,1	12,8
3	20	0,3	0,1	21,7	77,9
4	172	10,3	7,1	17,2	65,4
5	132	31,2	19,2	0,3	49,3
6	173	18,8	4,2	11,4	65,9
7	228	47,2	22,4	0,2	30,2
8	278	56,5	22,8	0	20,7
9	264	63,9	22,8	0	13,3
10	503	66,3	24,9	0,1	8,2
11	691	63	32,6	0,1	4,3
12	906	52,1	42,8	0,2	4,9
13	1272	51,1	42,1	0,2	3,6
Média	361	44	20	5	31

A partir da tabela 18 observa-se uma produção média de 361 Litros de biogás por semana, associada a uma porcentagem média de metano de 44%. Pode-se observar ainda, uma grande variabilidade na composição de metano, que varia entre valores tão elevados quanto 67,8%, vistos na semana 02, e valores como 0,3% observados logo na semana seguinte. Esta grande variação na composição, sobretudo em um espaço de tempo tão curto, denuncia uma súbita interrupção na atividade metanogênica, possivelmente decorrente da elevação na carga orgânica imposta ao sistema, e aumento imprevisto no teor de sólidos nos resíduos coletados em ambas as semanas.

4.2.8 Produtividade e rendimento

A partir do total de biogás produzido e de sua composição, avalia-se a evolução de sua produtividade a cada semana.

Semana	Biogás (L/m³.semana)	CH₄ (%)	Volume de CH₄ (L/m³.semana)	Volume de CH₄ (L/m³.dia)
1	27	41	11	2
2	27	68	18	3
3	20	0	0	0
4	172	10	18	3
5	132	31	41	6
6	173	19	33	5
7	228	47	108	15
8	278	57	157	22
9	264	64	169	24
10	503	66	333	48
11	691	63	435	62
12	906	52	472	67
13	1272	51	650	93
Média			188	27

De modo geral o experimento apresentou uma produção média de 188 L.CH₄ por semana, entretanto nas semanas finais do experimento foram atingidos valores muito superiores, da ordem de 650 L.CH₄ por semana. Essa variação pode ser melhor observada abaixo.

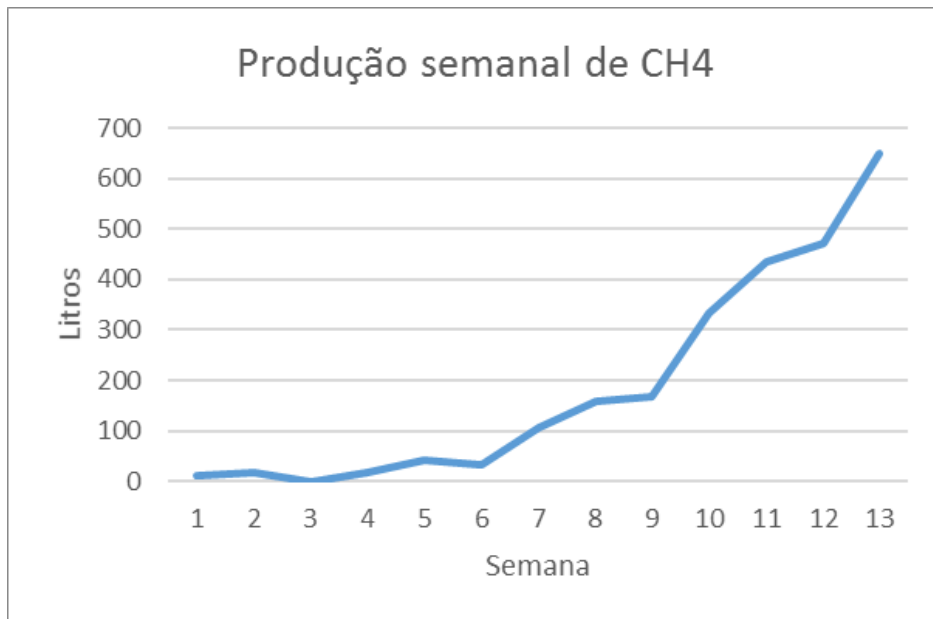


Figura 51:
Evolução da produção semanal de metano

Nota-se uma significativa elevação na produção de metano a partir da semana 06. Esta elevação na produção fica ainda mais perceptível ao analisar-se a produção acumulada de CH₄ no experimento, onde é possível constatar um comportamento exponencial na produção de metano a partir da semana 06, como pode ser visto abaixo:

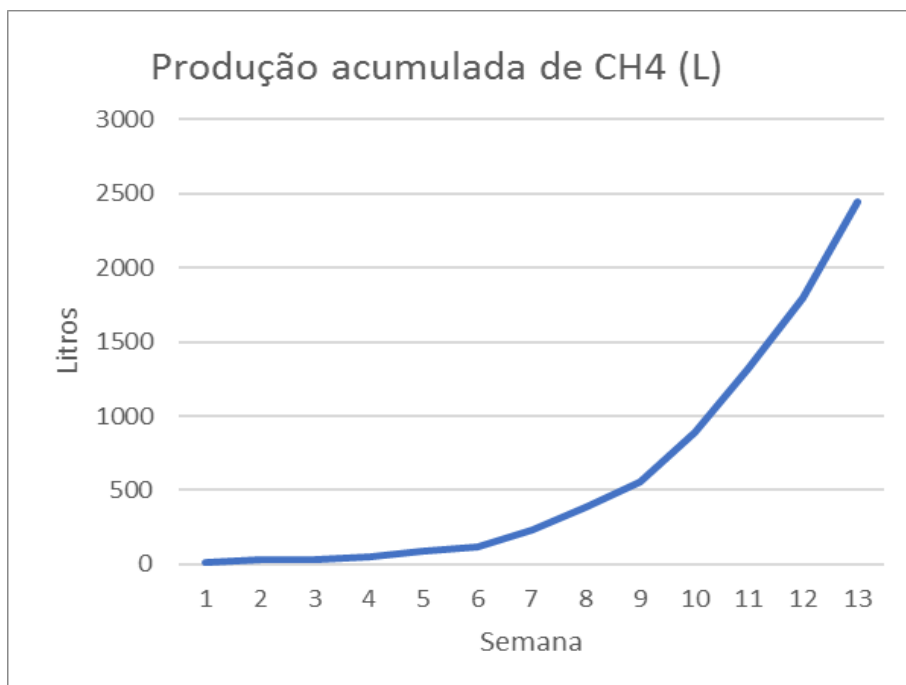


Figura 52:
Produção acumulada de metano ao longo de todo o experimento

O rendimento reflete a eficiência da produção de biogás a partir do substrato utilizado, podendo ser determinado pelo quociente entre o volume de gás produzido e a quantidade de matéria orgânica introduzida no processo. Sua avaliação é apresentada a seguir:

Tabela 20: Rendimento da produção de biogás frente a carga orgânica aplicada

Semana	Carga orgânica aplicada (kgSVT/Semana)	Volume de CH4 (L.CH4/semana)	Rendimento (L.CH4/kgSVT)
1	1,376	11	8
2	0,348	18	53
3	1,691	0	0
4	0,022	18	793
5	*	41	*
6	*	33	*
7	*	108	*
8	0,731	157	215
9	0,759	169	222
10	1,067	333	313
11	1,879	435	232
12	3,898	472	121
13	*	650	*
Média		188	217

O experimento apresentou um rendimento médio de 217 L.CH4/kgSVT, valor inferior, mas ainda assim próximo a faixa de 234 a 645 L.CH4/KgSVT apresentada na revisão bibliográfica. A seguir é possível observar a evolução da produção semanal de metano frente a carga orgânica aplicada a cada semana:

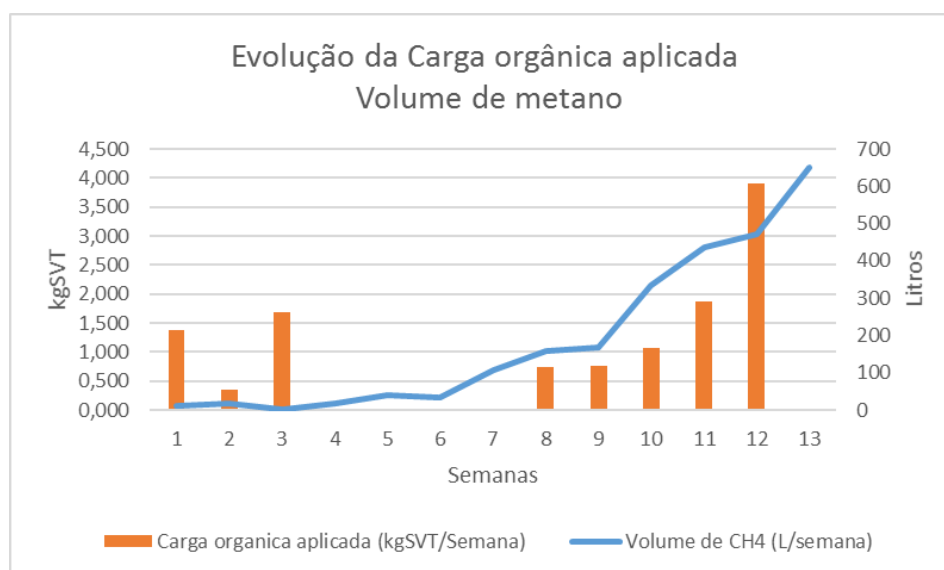


Figura 53:

Evolução da produção semanal de metano frente a carga orgânica aplicada na semana

4.2.9 Estimativa do poder calorífico

Foram executados dois ensaios de queima do gás com o objetivo de avaliar o seu poder calorífico em campo. O primeiro ensaio ocorreu com uma vazão de biogás de 0,07 l/s a um teor de metano de 53,6 %, já o segundo ensaio ocorreu com uma vazão de 0,08 l/s de biogás a um teor de metano de 51,1%. Nestas condições pode-se avaliar a vazão de metano da seguinte forma:

	Vazão de Biogás (L/s)	CH ₄ (%)	Vazão de metano (L.CH ₄ /s)
Exp 1	0,07	53,6	0,04
Exp 2	0,08	51,1	0,04

Sob as condições acima, foram então calculadas as potências térmicas separadamente para cada experimento, avaliando o tempo necessário para elevar diferentes porções de água até seu ponto de ebulição a partir de uma temperatura inicial conhecida. Os dados relativos aos ensaios podem ser vistos abaixo:

Massa de água (g)	To (°C)	Tf (°C)	dT (°C)	Tempo (s)	Calor (J)	Potência (W)
200	25,0	100	75	285	62700	220
300	23,0	100	77	395	96558	244
400	28,0	100	72	510	120384	236
Média						233

Massa de água (g)	To (°C)	Tf (°C)	dT (°C)	Tempo (s)	Calor (J)	Potência (W)
100	18,5	100	81,5	124	34067	275
200	20,4	100	79,6	266	66546	250
300	22,0	100	78	398	97812	246
Média						257

A partir das potências térmicas e da vazão de metano calculados anteriormente, foram então determinados os poderes caloríficos como se segue:

Tabela 24: Cálculo do poder calorífico médio do metano				
	Potência média (W)	Vazão de metano (m ³ .CH ₄ /s)	Poder calorífico	
			J/m ³ .CH ₄	kcal/m ³ .CH ₄
Ensaio 1	233	0,00004	6223327	1489
Ensaio 2	257	0,00004	6283954	1503
Média				1496

Desta forma o poder calorífico médio avaliado em campo foi da ordem de 1500 kcal/m³.CH₄ e ao ser comparado com o poder calorífico de 8.116 kcal/Nm³ para o metano puro em CNTP, nota-se que a queima ofereceu um poder calorífico de cerca de 18% do valor teórico apresentado. Entretanto, essa diferença pode ter origem nas condições de queima em campo, efetuadas em ambiente aberto e muito distante das condições normais de temperatura e pressão, utilizadas na comparação. Outro fator que pode explicar tal diferença, está associado à redução da eficiência térmica do próprio queimador de gás frente a vazão imprimida. Segundo o fabricante a vazão deve ser da ordem de 450l/h (equivalente a 0,125 l/s), o que é bem inferior a vazão de 0,04 l/s verificada em campo. Nessas condições, segundo o próprio fabricante, pode ocorrer uma redução de eficiência do queimador para cerca de 57% de sua capacidade nominal.

5 CONCLUSÕES E SUGESTÕES

Os tanques IBC apresentam-se como uma boa plataforma para a confecção biodigestores, sendo inclusive possível seu monitoramento para fim de pesquisa. Seus pontos fortes são a facilidade de acesso, estanqueidade a gases e líquidos, resistência às intempéries e baixa demanda de ferramentas para sua instalação. Como pontos negativos, apresenta-se o seu material constituinte, o PEAD, que carece de produtos comerciais capazes de nele permanecerem aderidos, o que se configura como um problema em casos de reparo ou pintura necessária contra proliferação de algas, quando exposto a luz solar.

Quanto ao projeto adotado e restrições do protótipo de biodigestor, indica-se que uma total submersão do êmbolo do gasômetro é desejável, pois favorece uma tomada de dados mais precisa, favorecendo a avaliação das variações semanais da composição de biogás. Deste modo, para se obter melhores resultados, os orifícios a serem realizados no tanque IBC, destinado a funcionar como êmbolo no gasômetro, deverão ser realizados na face inferior do mesmo, isto é, na face oposta à tampa rosqueada superior.

Ainda quanto a restrições do protótipo, recomenda-se que as medições de composição sejam feitas após o gasômetro, tomando cuidado especial em sua construção, no que se refere também à pintura, necessária para evitar proliferação de algas que possam interferir na qualidade do biogás.

A rotina de operação proposta para a avaliação preliminar da produção de biogás mostrou-se satisfatória e viável de ser executada, desde que ocorra em companhia de pelo menos três integrantes durante as operações com lodo. Entretanto, a manutenção de alíquotas congeladas para a composição das amostras do tipo Substrato e Alimentos representa uma fragilidade da rotina apresentada, pois pelo menos uma parcela desta amostra permaneceu congelada por 7 dias, e no caso de alguma não conformidade na refrigeração das amostras ocorrerá o comprometimento da caracterização de todo o material afluente da semana.

O resíduo alimentar se mostrou como boa fonte de carbono e nutrientes para manutenção da população microbiana no processo de digestão anaeróbia. Os elevados percentuais de STV favoreceram a produção de biogás em concentrações usualmente acima de 50% de metano, muito embora tenha ocorrido a queda do pH devido a considerável variabilidade no teor de sólidos, observada a cada novo lote coletado, tornando obrigatória a correção do pH com produtos químicos. Os baixos valores de pH observados nas amostras de resíduos também são merecedores de atenção.

Para o tempo de detenção hidráulica adotado no experimento, a codigestão também se apresentou como tecnologia satisfatória para redução de matéria orgânica biodegradável, quando verificada a partir das diferenças entre a DQO afluente e efluente ao processo.

Como contribuições para trabalhos futuros, pode-se sugerir:

- Estudar diferentes composições de resíduos e regimes operacionais;
- Avaliar os resultados ao utilizar lodo de decantadores secundários;
- Realizar estudos de codigestão com monitoramento e controle diário de pH;
- Implementar homogeneizadores no reator e avaliar a produção de metano frente a variação de temperaturas ao longo do dia;
- Avaliar Ácidos Graxos Voláteis e alcalinidade total;
- Quantificar a Atividade Metanogênica Específica (AME) das populações;
- Avaliar a relação C/N diretamente por ensaios de Carbono Orgânico Total e Nitrogênio Amoniacal.

6 REFERENCIAL BIBLIOGRÁFICO

ABRELPE. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil**. Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais, 2013.

ABRELPE. **Resíduos Especiais. Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil**. Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública, 2014.

ABRELPE. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil**. Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais, 2015.

ALVES, I.R.DE.F.S. **Avaliação da codigestão na produção de biogás**. Tese de doutorado. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2016.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10004**: Classificação dos resíduos sólidos. Rio de Janeiro, 2004.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 12209**: *Elaboração de projetos hidráulicos- sanitários de estações de tratamento de esgotos sanitários*, 2011.

BRANCOLI, P. L. **Avaliação experimental da co-digestão anaeróbia de resíduos orgânicos e lodo de esgotos em digestores têxteis**. Escola politécnica UFRJ, Rio de Janeiro, 2014.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 305/02. Dispõe sobre **Licenciamento Ambiental, Estudo de Impacto Ambiental e Relatório de Impacto no Meio Ambiente de atividades e empreendimentos com Organismos geneticamente Modificados e seus derivados**. Brasília, 2002.

BRASIL. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico**. 2008. Disponível em: <http://www.smis.gov.br/>. Acesso em 24 de julho de 2017.

BRASIL. **Plano Nacional de Resíduos Sólidos: Diagnóstico dos resíduos urbanos agrosilvopastoris e a questão dos catadores**. IPEA, 2012

BRASIL. Presidência da República, Casa Civil Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. **Política Nacional de Resíduos Sólidos**. Brasília: Governo Federal, 2010.

BRASIL. **Plano Nacional de Resíduos Sólidos: Versão Preliminar para Consulta Pública**. Ministério do Meio Ambiente: Brasília, set. 2011. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/253/_publicacao/253_publicacao02022012041757.pdf>. Acesso em: ago. 2017.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. 2.ed. Belo Horizonte: DESA, UFMG, Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, v.5. Editora UFMG, 2016.

COLARES.C.J.G., SANDRE, D. **Eficiência do tratamento de esgoto com tanques sépticos seguidos de leitos cultivados com diferentes meios de suporte**. Revista Ambiente & Água – An Interdisciplinary Journal of Applied Science: v.8, n1, 2013

DEGANUTT. R, PALHACI.M.do.C.J.P., ROSSI.M, TAVERES.R, SANTOS.C. **Biodigestores Rurais: Modelo Indiano, Chinês e Batelada**, UNESP - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, 2002

FARIA, F. S., 2002, **Índice da qualidade de aterros de resíduos urbano**. Tese de D.Sc. COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

HABIBA, L. et al. **Improvement of activated sludge stabilization and filterability during anaerobic digestion by fruit and vegetable waste addition**. Bioresource Technology, 2008.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. ABES, 6 a ed., Rio de Janeiro. 2014.

JUNQUEIRA.S.L.C.D. **Geração de energia a través de biogás proveniente de esterco bovino: estudo de caso na fazenda terrado**. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2014.

LAYRARGUES, P.P; LIMA, G.F. DA C. **As macrotendências político-pedagógicas da educação ambiental brasileira**. Ambiente & Sociedade. São Paulo v.XVII. jan-mar. 2014.

LEHNINGER, A. L. **Bioquímica: Catabolismo e a Produção da Energia das Ligações de Fosfato**. São Paulo: Edgard Blücher, 1976, V.2, p.XII-XIV, Tradução da 2 a ed. Americana.

LEITE, W. R. M. **Digestão anaeróbia em temperaturas mesofílica e termofílica de lodo de ETE usando reatores de estágio único e dois estágios**. Tese - Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, 193 p. 2015.

LIMA, M. C. S. **Alternativa de tratamento biológico de resíduos líquidos de elevada carga poluidora**. Campina Grande-PB, Programa Regional de Pós- Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, UFPB/UEPB, 2002. Dissertação de mestrado, 72p.

LUSK, P. **Methane Recovery from Animal Manures The Current Opportunities Casebook**. U.S. Department of Energy, Washington, setembro 1998.

MARKOS. **Análise de Águas & Efluentes, Principais Usos da Água e Critérios de Qualidade**. Julho de 2013. Disponível; <http://www.c2o.pro.br/analise_agua/index.html> Acesso em: 11-ago-2017

MATA-ALVAREZ.J., LLABRÉS.S.M.P. **Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives**, Bioresource Technology 74, 2000.

Ministério do desenvolvimento e indústria e comércio exterior, Inmetro – Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia, **portaria n° 601**, dez 2015

Ministério de Meio Ambiente, DZ-205.R-6- **Diretriz de controle de carga orgânica em efluentes líquidos de origem industrial**, aprovada pela deliberação CECA n°4887, 2007

National Renewable Energy Laboratory (NREL), Colorado, US (1992) Data Summary of Municipal Waste Management Alternatives, Volume X.

NUCASE- Núcleo Sudeste de capacitação e extensão tecnológica em saneamento ambiental; **Processos de tratamento de esgotos: Guia do profissional em treinamento**, Brasília, 2008

PEDROZA, M.M., VIEIRA, G.E.G., SOUSA, J.F., PICKLER, A.C., LEAL, E.R.M., MILHOMEN, C.C. **Produção e tratamento de lodo de esgoto** – Uma revisão. Revista Liberato, Novo Hamburgo, v.11, n.16 jul/dez. 2010.

PEROCA, V. **Implantação de uma unidade demonstrativa de geração de energia elétrica a partir do biogás de tratamento do esgoto residencial da USP – estudo de caso**, Dissertação apresentada ao Programa Interunidades de Pós-Graduação em Energia, São Paulo, 2006 .

POGGI-VARALDO & OLESZKIEWICZ. **Anaerobic co-composting of municipal solid waste and waste sludge at high total solids levels**, Environmental Technology, v.13, 1992.

PNUD Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento, **Estudo sobre o Potencial de Geração de Energia a partir de Resíduos de Saneamento (lixo, esgoto)**, visando incrementar o uso de biogás como fonte alternativa de energia renovável, Produto 6 – Resumo Executivo, 2010.

PROBIOGÁS - Projeto Brasil Alemanha de Provento ao Aproveitamento Energético do Biogás. **Guia Prático do Biogás - Geração e Utilização**. 5ª Edição, 2010.

RIBAS.M.M.F., FORESTI.E., **Influencia da adição de bicarbonato de sódio no desempenho de reator anaeróbio batelada sequencial contendo biomassa imobilizada operado a 55°C e a 35°C no tratamento de vinhaça**. 4º Encontro de Engenharia e Tecnologia dos Campos Gerais. Paraná, 2008

SILVA, W.R. **Estudo cinético do processo de digestão anaeróbica de resíduos sólidos vegetais**. UFPB (Tese de Doutorado). João Pessoa, 2009.

SILVEIRA, N.C. **Codigestão de lodo de esgoto e fração orgânica de resíduo de restaurante**. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Escola de Química, Programa de Pós-Graduação em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos, 2016.

SOARES, E.L. DE S. F. **Estudo da Caracterização Gravimétrica e Poder Calorífico dos Resíduos Sólidos Urbanos**. Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2011.

SOARES, R.DA.C., SILVA, R.C.M.DA., **Evolução histórica do uso do biogás como combustível**. CONNEPI, 2010.

SOSNOWSKI.P, KLEPACZ-SMOLKA.A, KACZOREK, K, LEDAKOWICZ.S. **Kinetic investigations of methane co-fermentation of sewage sludge and organic fraction of municipal solid wastes**. Bioresource Technology 99, 2008.

SOSNOWSKI P., WIECZOREK A. AND LEDAKOWICZ S. **Anaerobic co-digestion of sewage sludge and organic fraction of municipal solid wastes**. Advances in Environmental Research.v.7, n. 3, p. 609-616.Maio 2003.

SOUZA,A.L.DE.P. **A influência de micronutrientes na remoção da demanda química de oxigênio em um processo de lodos ativados**. Dissertação de mestrado, Universidade federal de Santa Catarina, 2003.

SOUZA, M. E. **Fatores que influenciam a digestão anaeróbia.** Revista DAE. v. 44, p. 88 -94, 1984.

TENÓRIO, R. DE O. **Estudo para aproveitamento energético de biogás de resíduos sólidos urbanos em Campo Grande/MS.** Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, 2015.

VERMA, S. **Anaerobic digestion of biodegradable organics in municipal solid wastes.** Department of Earth & Environmental Engineering School of Engineering & Applied Science Columbia University, 2002.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias – introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – DESA, Universidade Federal de Minas Gerais. Volume 1. 240 p. Minas Gerais, 1996.

WEISMAN, W. **Gas from de past:** biogás 101, Renewable Energy World. 2011. Disponível em <<http://www.renewableenergyworld.com/articles/2011/01/gas-from-the-past-biogas-101.html>> acesso em: 03-08-2017.

ZANETTE, A.L. **Potencial de aproveitamento energético do biogás no Brasil.** Dissertação Programa de Planejamento Energético, COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 105 p. 2009.

ANEXOS 1 – Biodigestor Solar C³ities

Solar C³ITIES 3 IBC Biogas System: Simple and Effective Solution for Organic Waste

Solar C³ITIES e.V. / Solar C³ITIES Inc
www.solarcities.eu

Dr. Thomas H. Cuthane, Martin Funk, Stefanie Thieme, Dominik Jais
Taha Majeed, Christopher Lindstrom, Joseph Grimaldi, Janice Kelsey, Kathy Puffer, Jody Spangler, Shivani Misry, Jorma Gorzs



Motivation and Background

Biogas – a product of anaerobic digestion – is THE regenerative energy resource that should be considered the core of sustainable development concepts since it uses common input sources found worldwide: food and toilet wastes! Because of this, biogas technologies are not only seen as industrial and commercial solutions for health and sanitation problems in many parts of the world, but stand out as effective simple and comprehensible renewable energy and soil regeneration systems that can be built at low cost by anyone anywhere.

One of these systems is the Solar C³ITIES 3 International Bulk Container based biogasifier! First developed by Dr. Thomas H. Cuthane, the system has been continuously improved ever since through ideas from the small scale biogas community and is now not just applied in households and communities around the globe, but will also be implemented in refugee camps.

Dimensioning of the Biodigestor



Three 1 m³ IBC tanks are the base for the reliable and cost-effective Solar C³ITIES biogasifier system. Both fermenter and gas storage are included, and are dimensioned to cover the daily needs of gas for a small household.

One IBC tank functions as fermenter (1). The ground up and liquefied biomass is inserted into the fermenter through the feeding pipe (2). Inside the tank anaerobic digestion takes place in the absence of air and light. The arising biogas, mainly consisting of methane (~60%) and carbon dioxide (~40%), leaves the fermenter through a gas outlet pipe (3) and flows via a simple garden hose into the gas storage (5). Another pipe (4) serves as outlet for the liquid fertilizer (fermented biomass) that is leaving the filled fermenter with every feeding event.

The gas storage (5) consists of two IBC tanks and works according to the floating drain principle. The upper tank, coated by 90°, is inserted into the lower tank whose lid has been cut off and which is filled with water. The inserted IBC tank has a hole on one of its side walls close to the bottom through which it is filled with water. The gas that flows via the hose in to the top of the tank through the rotated drain valve presses out the water and causes the rise of the floating tank. It generally pressurizes the gas sufficiently for cooking, by gravity, but can be assisted by the placement of a pallet, a wooden board or bricks or sunblags.

Main part list for the Build

- Three 1 m³ IBC tanks
- 3 to 4 pipes for the fermenter
 - Feeding pipe with greater diameter, e.g. – 100 mm
 - Gas and fertilizer pipe with smaller diameter, e.g. 50 – 75 mm
 - AMD, PVC T and 90° elbow connection for fertilizer outlet pipe

- Fittings for the pipes (e.g. threaded tank connectors or animals)
- Valves to coordinate and control gas flow
- Connectors between pipes and hoses
- Hose (fermenter – gas storage, gas storage – stove)

Functioning of the Biodigestor

About 25 liters of ground leftovers and bio wastes mixed with warm/hot water (50:50) produces in 24 hours under idealistic conditions (relatively neutral pH-value and temperatures around 30°C) 1000 liters of biogas that can be used for cooking, heating or other appliances! With every feeding event valuable organic liquid fertilizer is released that ensures the growing and flourishing of plants!



Contact: Dr. Thomas H. Cuthane
Phone: +41 782 7822
Email: thc@biogasinc.com
<http://www.biogasinc.com>

Mary College, New York
375 Broadway
Dobbs Ferry, New York
10522