

UNIVERSIDADE FEDERAL DE JUIZ DE FORA

CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL E SANITÁRIA

**PROPOSTA DE IMPLANTAÇÃO DE UM
BIODIGESTOR ANAERÓBIO DE RESÍDUOS
ALIMENTARES**

Camila Marçal da Rocha

Juiz de Fora

2016

**PROPOSTA DE IMPLANTAÇÃO DE UM
BIODIGESTOR ANAERÓBIO DE RESÍDUOS
ALIMENTARES**

Camila Marçal da Rocha

Camila Marçal da Rocha

**PROPOSTA DE IMPLANTAÇÃO DE UM
BIODIGESTOR ANAERÓBIO DE RESÍDUOS
ALIMENTARES**

Trabalho Final de Curso apresentado ao Colegiado do Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária da Universidade Federal de Juiz de Fora, como requisito parcial à obtenção do título de Engenheiro Ambiental e Sanitarista.

Área de concentração: Engenharia Ambiental e Sanitária

Linha de pesquisa: Biogás de resíduos sólidos

Orientadora: Sue Ellen Costa Bottrel

Co-orientadora: Aline Sarmento Procópio

Juiz de Fora

Faculdade de Engenharia da UFJF

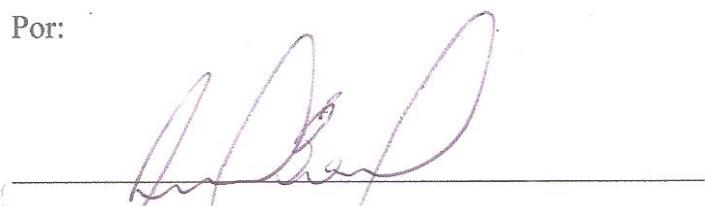
**“PROPOSTA DE IMPLANTAÇÃO DE UM BIODIGESTOR ANAERÓBIO DE
RESÍDUOS ALIMENTARES ”**

CAMILA MARÇAL DA ROCHA

Trabalho Final de Curso submetido à banca examinadora constituída de acordo com o artigo 9º da Resolução CCESA 4, de 9 de abril de 2012, estabelecida pelo Colegiado do Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, como requisito parcial à obtenção do título de Engenheiro Ambiental e Sanitarista.

Aprovado em 22 de dezembro de 2016.

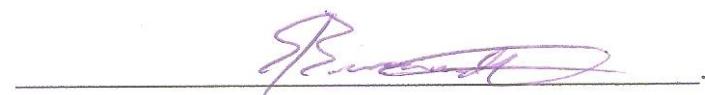
Por:



Profª. Drª. Sue Ellen Costa Bottrel – Orientadora



Profª. Drª. Aline Sarmento Procópio – Coorientadora



Prof. Dr. Emanuel Manfred Freire Brandt



Prof. Dr. Samuel Rodrigues Castro

RESUMO

A pesquisa teve por objetivo verificar a potencialidade da produção de biogás a partir de resíduos orgânicos alimentares provenientes do Restaurante Universitário da Universidade Federal de Juiz de Fora segundo duas metodologias: estimativa do potencial de geração de gás metano a partir do percentual de sólidos voláteis (SV) que compõe o substrato e metodologia estabelecida pelo *Intergovernmental Panel of Climate Change* (IPCC, 2006). O levantamento de dados da geração de resíduos alimentares indicou uma média de produção de 112 kg por dia. Considerando-se a fração de sólidos voláteis desse montante como sendo 23%, estimou-se uma produção de gás metano da ordem de 10,4 m³/dia. Esse volume de gás pode gerar diariamente o equivalente a 25,74 kWh/dia, podendo suprir a demanda energética de cerca de 3 residências ou ser utilizado para manter um fogão aceso por um período de até 23h/dia. Já a metodologia do IPCC estimou uma produção diária de 0,13 m³. Esta diferença nos resultados encontrados sugere que o uso dessa metodologia deve ser feito com cautela respeitando as realidades locais. Apesar de a geração de energia a partir da metanização dos resíduos alimentares se mostrar possível, uma vez que os requisitos de área necessária para a implantação do tanque digestor se mostram condizentes com a área disponível e a quantidade de energia gerada justificar a utilização do sistema, é preferível que não haja tal desperdício e ações anteriores à metanização sejam tomadas como alimentação da população em estado de fome e alimentação de animais. Além disso, a metanização destes resíduos contribui para o aumento da vida útil dos aterros sanitários existentes e surge como uma alternativa para o suprimento local de energia elétrica contribuindo para a diversificação da matriz energética.

Palavras chave: biogás, digestor anaeróbio, resíduo alimentar, gás metano

ABSTRACT

The objective of the research was to verify the potential of biogas production from organic food residues from the Restaurant of the Universidade Federal de Juiz de Fora, according to two methodologies: estimation of the potential of methane gas generation from the volatile solids (SV) percentage that composes the organic material and the methodology established by the Intergovernmental Panel of Climate Change (IPCC, 2006). The data collection of the generation of food waste indicated an average production of 112 kg per day. Considering the fraction of volatile solids of this amount as being 23%, there is a production of methane gas in the order of 10.4 m³ / day. This gas volume can generate the equivalent of 102.96 kWh / day and can supply the energy demand of about 19 homes or be used to keep a stove burning for a period of up to 23 hours a day. The IPCC methodology estimates a daily production of 0.13 m³. This difference in the results suggests that the use of this methodology should be done with caution respecting the local realities. Although the generation of energy from the methanization of food waste is feasible, since the area requirements necessary for the implantation of the digester tank are consistent with the available area and the amount of energy generated justify the use of the system, It is preferable that there is no such waste and actions prior to methanization are taken as feeding the starving and feeding population. In addition, the methanization of these wastes contributes to an increase in the useful life of existing landfills and is an alternative for the local supply of electric energy contributing to the diversification of the energy matrix.

Key words: biogas, anaerobic digestion, organic food residues

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO.....	9
2.	OBJETIVO.....	13
2.1	OBJETIVO GERAL	13
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	13
3.	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	14
3.1	RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS: ASPECTOS GERAIS	14
3.2	RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS.....	15
3.2.1	RESÍDUOS ALIMENTARES	16
3.2.2.	TRATAMENTO BIOLÓGICO DA FRAÇÃO ORGÂNICA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS	17
3.2.3	BIOGÁS	18
3.2.4	UTILIZAÇÃO DO BIOGÁS	20
3.2.5	DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS SÓLIDOS E PRODUÇÃO DE BIOGÁS: PROCESSOS E FATORES INTERVENIENTES	21
3.2.6	BIODIGESTORES.....	24
3.2.7	PRODUÇÃO DE BIOGÁS COM RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS	32
3.2.8	EXPERIÊNCIAS COM A APLICAÇÃO DA DIGESTÃO ANAERÓBIA NO TRATAMENTO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS	35
4.	METODOLOGIA	38
4.1	LEVANTAMENTO DE DADOS	38
4.2	AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE GERAÇÃO DO GÁS METANO E POTENCIAL ENERGÉTICO GERADO	38
4.3	ASPECTOS CONSIDERADOS PARA ESCOLHA DO SISTEMA DE BIODIGESTÃO.....	40
4.4	PARÂMETROS OPERACIONAIS DO BIODIGESTOR.....	42
4.4.1	TEMPO DE DETENÇÃO HIDRÁULICA	42
4.4.2	CARGA ORGÂNICA VOLUMÉTRICA.....	43
4.4.3	TAXA DE PRODUÇÃO DE GÁS (Gas Production Rate – GPR)	43
5.	RESULTADOS E DISCUSSÕES	44
5.1	GERAÇÃO DE RESÍDUO ALIMENTAR NO CAMPUS.....	44
5.2	AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE GERAÇÃO DO GÁS METANO E POTENCIAL ENERGÉTICO GERADO.....	45
5.3	DIMENSIONAMENTO DO BIODIGESTOR	49
5.3.2	CÁLCULO DO VOLUME DE ÁGUA NECESSÁRIO.....	49

5.3.3 CÁLCULO DO VOLUME DO BIODIGESTOR.....	51
5.3.4 CARGA ORGÂNICA VOLUMÉTRICA.....	54
5.3.5 TAXA DE PRODUÇÃO DE GÁS	54
5.3.6 CONSUMO DIÁRIO DE BIOGÁS.....	54
5.4 PROPOSTA DE SOLUÇÃO PARA A VARIAÇÃO DA CARGA ORGÂNICA	55
6. CONCLUSÕES E SUGESTÕES PARA PESQUISAS FUTURAS	56
7. BIBLIOGRAFIA.....	58

1. INTRODUÇÃO

A Revolução Industrial trouxe para o Brasil e para o mundo um período de grande industrialização graças, primeiramente, ao aumento da capacidade de fornecimento de energia, sem a preocupação com sua origem ou impactos. Porém, uma mudança de mentalidade vem sendo observada com o passar dos anos. É possível notar uma preocupação cada vez maior com a necessidade de um crescimento sustentável, que permita a utilização dos recursos naturais sem comprometer o meio ambiente e as futuras gerações.

O discurso pela sustentabilidade ganhou importância mundial com a defesa de que a obtenção de recursos energéticos pelas nações deve priorizar o baixo custo e o menor impacto ambiental possível, de modo que esses países se posicionem melhor em relação àqueles que ainda mantêm suas bases energéticas majoritariamente em energia não renovável, por exemplo. Neste contexto, o modelo de produção de biocombustíveis ganha importância e atenção, por se tratar de um modelo de sucesso de aproveitamento de energia mais limpa e renovável (SEGURA, 2014).

Um levantamento realizado pela Empresa de Pesquisa Energética (EPE), vinculado ao Ministério de Minas e Energia indica que a produção econômica está intimamente ligada à demanda por energia de um país (EPE, 2011). Assim sendo, a fim de se atender as demandas da economia nacional, se faz importante a substituição das fontes da matriz energética.

A crise do petróleo, em 1973, ocasionada pelo aumento significativo do preço do barril determinada pela Organização dos Países Exportadores do Petróleo - OPEP fez com que o governo brasileiro intensificasse a construção de hidrelétricas a fim de se reduzir a dependência do petróleo na indústria (SEGURA, 2014).

De acordo com um levantamento feito pela Agência Nacional de Energia Elétrica - ANEEL, para o ano de 2016, da potência elétrica disponível no Brasil, 61,09% é proveniente de usinas hidrelétricas. O Sistema Elétrico Brasileiro aproveita o potencial hidrológico que em combinação com as características de relevo do país possibilitam a utilização de tais usinas (ANEEL/BIG, 2016).

Trata-se de um sistema de geração que apresenta grande viabilidade econômica, porém alta dependência da ocorrência de chuvas, estando sujeito, portanto a eventuais períodos prolongados de estiagem, à exemplo do final de 2012 e início de 2013, onde o baixo índice pluviométrico diminuiu a possibilidade de geração de energia elétrica a partir da fonte hídrica, proporcionando um aumento significativo da geração de energia por fontes primárias térmicas como gás natural, carvão e nuclear (ELETROBRAS, 2013).

Além disso, a grande extensão territorial do Brasil dificulta a implantação de redes de transmissão elétrica, gasodutos e de transporte de combustíveis fósseis, o que sugere a adoção de soluções locais para o suprimento energético (ANDRADE *et al.*, 2002). Estes fatos aliados à falta de investimentos e planejamentos em infraestrutura nos setores de geração e transmissão, culminaram para a crise energética brasileira enfrentada em 2015.

Outra questão alarmante se refere à problemática dos resíduos sólidos. A Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, Rio-92, trouxe grande visibilidade às questões ambientais fazendo com que discussões sobre os impactos do desenvolvimento nos ecossistemas e saúde do homem viessem à tona e se popularizassem. Com isso, cada vez mais busca-se ações que minimizem as alterações no sistema climático do planeta causadas pelo homem, com intuito de garantir a sobrevivência da vida na Terra.

O gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos, embora seja um tema de menor destaque, também tem sua importância nessa questão, uma vez que tais resíduos, quando dispostos de maneira inadequada, também contribuem para a emissão de gases do efeito estufa (IPCC, 2007). Além disso, o gerenciamento inadequado dos resíduos sólidos urbanos gera diretamente impactos tanto na saúde da população quanto no meio ambiente.

Alterações no estilo de vida acompanharam o desenvolvimento econômico, o crescimento populacional, a urbanização, a revolução tecnológica e mudanças nos modos de produção e consumo. Estas alterações ocasionaram um aumento na produção dos resíduos sólidos, tanto em quantidade como em diversidade (GOUVEIA, 2012). Atualmente, boa parte destes resíduos produzidos não possui destinação sanitária ambientalmente adequada. Segundo dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, o último levantamento realizado, indicou que em

2008, 50,8% dos resíduos sólidos produzidos no Brasil eram destinados à lixões (vazadouros a céu aberto), 22,5 % à aterros controlados e apenas 27,7 % à aterros sanitários (IBGE, 2010).

Um levantamento mais recente realizado pela ABRELPE (Associação Brasileira das Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais) indicou que de todo o resíduo sólido produzido no Brasil em 2013, 58,3% foram destinados à aterros sanitários, 24,3% à aterros controlados e 17,4% à lixões (ABRELPE, 2014). Já para o ano de 2014, os aterros sanitários receberam 58,4% do total de resíduos sólidos produzidos no país, os aterros controlados receberam 24,2% e os lixões, 17,4% (ABRELPE, 2014).

O manejo adequado dos resíduos se faz muito importante para a preservação do meio ambiente, assim como para a promoção e proteção da saúde humana (GOUVEIA, 2012). A Política Nacional dos Resíduos Sólidos (PNRS) prevê como ação prioritária a não geração de resíduos, sendo necessária para isso uma consciência coletiva na busca pela diminuição do consumo. Além disso, a PNRS também prevê o reuso e a reciclagem de modo que seja descartado apenas o rejeito. Rejeito é a fração do resíduo sólido que não apresenta outra possibilidade que não a disposição ambientalmente adequada, depois de esgotadas todas as possibilidades de tratamento e recuperação destes por processos tecnológicos disponíveis e economicamente viáveis (BRASIL, 2010).

No Brasil, a disposição ambientalmente adequada para o rejeito é o aterro sanitário (BRASIL, 2010), o que nos leva a um outro problema: devido à crescente urbanização, a disponibilidade de áreas adequadas ambientalmente e economicamente para a instalação de aterros sanitários é cada vez menor (CALIJURI, *et al.*, 2002).

Diante do exposto, a utilização de biodigestores para a fração orgânica dos resíduos sólidos aparece como uma solução simplificada e apropriada ao saneamento local, assim como ao suprimento autônomo de energia. Trata-se de uma alternativa que associa o adequado tratamento da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos e a diversificação da matriz energética, sendo aplicável a diversas situações e no contexto atual da crise energética e da problemática dos resíduos sólidos urbanos.

A implantação de um biodigestor para tratamento dos resíduos sólidos gerados pelo Restaurante Universitário da UFJF no Campus Universitário é de extrema relevância uma vez que Universidades são grandes centros difusores de conhecimento e possuem elevada visibilidade e recursos para realização de estudos e pesquisas. É importante que instituições como estas tomem iniciativas sustentáveis e sirvam de exemplo para todo o país.

2. OBJETIVO

2.1 OBJETIVO GERAL

Este trabalho tem como principal objetivo avaliar o potencial, bem como a viabilidade técnica, da implantação de um digestor anaeróbio para tratamento dos resíduos sólidos orgânicos do Restaurante Universitário da Universidade Federal de Juiz de Fora visando o aproveitamento energético do biogás gerado.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Levantar os dados de produção de resíduos alimentares do Restaurante Universitário da Universidade Federal de Juiz de Fora;
- Realizar a quantificação teórica do potencial de geração do biogás no tratamento anaeróbio dos resíduos alimentares do Restaurante Universitário da Universidade Federal de Juiz de Fora, a partir dos dados de geração;
- Propor a melhor configuração de biodigestor e levantar os principais parâmetros de projeto da planta de geração do biogás.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS: ASPECTOS GERAIS

A evolução do processo industrial trouxe a produção de objetos de consumo em larga escala pelas indústrias, o que introduziu no mercado embalagens que antes não existiam, aumentando de forma considerável o volume e a diversidades dos resíduos gerados na área urbana. Aliado a este fato, o crescimento populacional contribuiu não somente para o aumento da produção de resíduos, como também para tornar cada vez mais escassas as áreas para disposição final do lixo, que destinado a locais inadequados contribui para a poluição do solo, das águas e ar, causando sérios impactos negativos para a saúde do homem e meio ambiente (ALMEIDA, 2013).

O progresso da consciência coletiva com relação ao meio ambiente levou a discussões em âmbito mundial sobre a preocupação com os resíduos sólidos urbanos, talvez, este seja um dos temas que mais venha ganhando importância ao longo das últimas décadas, visto que as atuais demandas ambientais, sociais e econômicas atingiram uma complexidade que exige nova postura tanto dos representantes do governo, quanto da sociedade civil e da iniciativa privada (BRASIL, 2016).

Nesse sentido, foi instituída no Brasil, a Política Nacional dos Resíduos Sólidos (PNRS), por meio da Lei Federal nº 12.305/2010, marcando o início da integração da União, dos Estados e Municípios, com o setor produtivo e a sociedade em geral na busca de soluções para os problemas relativos à gestão dos resíduos sólidos. O conceito de responsabilidade compartilhada instituído pela PNRS responsabiliza a sociedade como um todo, desde os cidadãos até os governantes, pela gestão ambientalmente adequada dos resíduos sólidos. A PNRS também prevê a prevenção e a redução na geração de resíduos, reuso coleta, manuseio, tratamento e disposição adequada (BRASIL, 2016).

A Política Nacional dos Resíduos Sólidos, Lei nº 12.305 de 2010, define resíduos sólidos como sendo:

“Material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, a cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólido ou semissólido, bem como gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na

rede pública de esgotos ou em corpos d’água, ou exijam para isso soluções técnica ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível.”

3.2 RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS

Cerca de metade (51,4 %) dos resíduos urbanos gerados no Brasil são representados por resíduos orgânicos (BRASIL, 2010). Normalmente materiais putrescíveis, que constituem basicamente restos de animais ou vegetais e são provenientes de diversas fontes, doméstica ou urbana (restos alimentares, podas e varrição de ruas e praças), agrícola ou industrial (resíduos de indústria alimentícia, indústria madeireira, frigoríficos, dentre outros), de saneamento básico (lodos de estação e tratamento de esgoto), entre outras.

Tais resíduos, quando em ambientes naturais equilibrados, são espontaneamente degradados reciclando os nutrientes nos ciclos biogeoquímicos. Quando em grande volume e se dispostos de maneira inadequada, podem representar sério risco ambiental devido à geração de lixiviado, emissão de gases na atmosfera, além do favorecimento da proliferação de vetores de doenças. Por esses motivos, o emprego de métodos adequados de gestão e tratamento destes resíduos é imprescindível para a correta estabilização da matéria orgânica presente (BRASIL, 2016).

Algumas atividades antrópicas como a criação de animais, o processo produtivo de algumas indústrias como a de produção de cana, cerveja, papel e celulose, dentre outras, além dos alimentos que são produzidos e jogados fora, geram uma enorme quantidade de resíduos orgânicos que precisam de um tratamento adequado.

Segundo Gómez (2006), nos países desenvolvidos os processos de tratamento para a fração orgânica dos resíduos sólidos municipais mais utilizados atualmente são a compostagem e a digestão anaeróbia, sendo a última uma alternativa mais atraente e sustentável para o tratamento desse tipo de resíduo, devido à emissão de CO₂, associado aos tratamentos aeróbios. Nos países em desenvolvimento, ainda se utiliza a disposição em aterros sanitários como alternativa de gestão para tal resíduo.

Leite *et al.* (2003) afirmam que a origem e as características dos resíduos sólidos urbanos, assim como o percentual de matéria orgânica putrescível presente, são dependentes de uma série de fatores, tais como condições climáticas da região, que exercem influência direta sobre a

qualidade e quantidade dos resíduos sólidos, a densidade e as condições socioeconômicas populacional, como o poder de compra dos habitantes de certa região, que pode influenciar na composição gravimétrica dos resíduo e na sua produção per capita, dentre outros.

Silva (2009) estima que no Brasil 55% (percentual em peso) dos resíduos sólidos urbanos produzidos é constituído de resíduos sólidos orgânicos putrescíveis. O autor afirma ainda que este material orgânico quando lançado no ambiente de maneira inadequada gera percolado responsável pela contaminação dos corpos aquáticos e do solo, além da poluição do ar proveniente de gases tóxicos, intensificadores do efeito estufa e outros que são formados na degradação do material orgânico na digestão anaeróbia.

3.2.1 RESÍDUOS ALIMENTARES

Um estudo realizado pela *Food And Agriculture Organization* (FAO) estima que a cada ano há um desperdício de um terço de todos os alimentos produzidos para consumo humano no mundo, o que equivale a cerca de 1,3 bilhão de toneladas de alimento (FAO, 2013).

Alimentos que são cultivados, porém jogados fora, tem custos ambientais e econômicos significativos. De acordo com os preços de produção, calcula-se cerca de 750 bilhões de dólares, além do desperdício de 250 quilômetros cúbicos de água e a supressão de 1,4 bilhão de hectares de ecossistemas naturais em função da agropecuária (FERREIRA, 2015). Com uma melhor utilização dos alimentos produzidos e disponíveis atualmente, seria possível atender a demanda futura sem a necessidade de haver um aumento na produção agrícola mundial (FAO, 2013).

A pegada de carbono de um produto é a quantidade total de gases de efeito estufa (GEEs) que ele emite ao longo de seu ciclo de vida, expressa em quilogramas de equivalentes de CO₂ e inclui as emissões de GEEs durante a fase agrícola, uso de energia na exploração e as emissões não relacionadas com a energia (como CH₄ e N₂O) de solos e pecuária (FAO, 2013), faz parte da pegada ecológica, definida por Rees e Wackernagel. A pegada global de carbono associada ao desperdício de alimentos, em 2007, foi estimada em 3,3 bilhões de toneladas de equivalentes de CO₂ (FAO, 2013). Este montante coloca o desperdício de alimentos como o terceiro maior

emissor de GEEs, se integrado ao *ranking* nacional de emissões, precedido pelas emissões originadas dos países Estados Unidos e China (FAO, 2013).

A Agência Americana de Proteção Ambiental (EPA) propôs uma hierarquização de ações para recuperação de alimentos com o objetivo de prevenir e aproveitar alimentos desperdiçados, sendo que os primeiros níveis da hierarquização correspondem à melhor maneira de prevenir ou aproveitar os resíduos alimentares, uma vez que trazem maior benefício ao meio ambiente, sociedade e economia. A preferência é dada a ações de redução na fonte, seguida de alimentação de pessoas em estado de fome e, posteriormente, alimentação de animais. A hierarquia continua seguida por ações menos preferenciais como usos industriais (metanização) seguida por compostagem e por último, a disposição em aterros ou a incineração.

O reaproveitamento industrial dos alimentos desperdiçados é considerado atrativo, tendo destaque a produção de biogás com aproveitamento energético (FERREIRA, 2015). Experiências realizadas nesse sentido demonstram que a metanização dos resíduos alimentares é uma alternativa viável para o tratamento e a valoração desse resíduo (LI *et al.*, 2011; BROWNE *et al.*, 2013; ZHANG *et al.*, 2006, 2011, 2013).

3.2.2. TRATAMENTO BIOLÓGICO DA FRAÇÃO ORGÂNICA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS

A matéria orgânica é decomposta a formas estabilizadas a partir da ação de bactérias em um processo chamado de oxidação biológica (SILVA, 2009). Essa oxidação pode ocorrer tanto na presença como na ausência de oxigênio.

Como previamente mencionado, os processos de tratamento para a fração orgânica dos resíduos sólidos municipais mais utilizados atualmente em países desenvolvidos são a compostagem e a digestão anaeróbia. A compostagem é um processo biológico de decomposição da matéria orgânica que ocorre na presença de oxigênio e em condições de aeração, umidade, temperatura e presença de microorganismos adequadas, de onde se obtém um composto orgânico estabilizado, conhecido como húmus, utilizado na agricultura (REIS, 2012).

A digestão anaeróbia é outra opção para o tratamento e estabilização da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos, sendo um processo biológico que ocorre na ausência de oxigênio e em múltiplos estágios, detalhados a seguir (item 3.3.5). Nesse processo, a ação dos microorganismos tem como produto o biogás, composto em sua maior parte por metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2) (REIS, 2012).

De acordo com Leite *et al.* (2009), o processo de tratamento anaeróbio surge como uma alternativa promissora para os resíduos sólidos orgânicos devido às altas taxas de biogás produzidas. Silva (2009) reporta, além da potencialidade energética, as seguintes vantagens dos sistemas anaeróbios quando comparado aos sistemas aeróbios: menor consumo de energia, menor produção de lodo e menor área para implantação. Diante disso, esse tipo de tratamento tem sido utilizado para o tratamento de resíduos sólidos, incluindo resíduos provenientes de culturas agrícolas, dejetos de animais, lodos de ETEs e resíduos sólidos orgânicos (SILVA, 2009).

3.2.3 BIOGÁS

O biogás é um gás natural resultante da fermentação anaeróbia de resíduos orgânicos como dejetos de animais, resíduos vegetais, lixo industrial ou residencial em condições adequadas (COLDEBELLA, 2006). É um combustível gasoso com alto potencial energético e pode ser utilizado para geração de energia elétrica, térmica ou mecânica (SOUZA, 2004).

O biogás é constituído por uma mistura de gases (Quadro 1), sendo que a fração de cada gás presente é determinada pelas características do resíduo e as condições de operação do processo de digestão, sendo basicamente composto por metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2), apresentando em torno de 65% de metano (COLDEBELLA, 2006). Em linhas gerais, a constituição típica do biogás é a seguinte:

QUADRO 1 - Composição típica do biogás

Gás	Símbolo	Concentração no biogás (%)
Metano	CH ₄	50 – 80
Dióxido de carbono	CO ₂	20 – 40
Hidrogênio	H ₂	1 – 3
Nitrogênio	N ₂	0,5 – 3
Gás sulfídrico e outros	H ₂ S, CO, NH ₃	1 – 5

Fonte: Coldebella, 2006 apud La Farge, 1979

Além do aproveitamento do biogás como fonte de energia, a utilização dos resíduos sólidos orgânicos como fonte de biogás apresenta grande importância na redução dos impactos ambientais antrópicos, uma vez que contribui para o controle das emissões de metano na atmosfera, já que este possui o potencial de aquecimento global vinte e cinco vezes maior que o gás carbônico. (REIS, 2012).

Segundo o Programa de Pesquisas em Saneamento Básico - PROSAB (2003), há duas situações que possibilitam o uso do biogás, sendo elas: a queima direta, viabilizando sua utilização como gás de cozinha e à conversão em eletricidade. É possível sua utilização em fogões, motores, lâmpadas e geladeiras a gás, podendo ser considerado uma das fontes energéticas mais econômicas e de fácil aquisição pelas pequenas propriedades rurais. A principal vantagem do biogás quando comparado a outros combustíveis como petróleo ou gás natural, é o fato de ser uma fonte de energia renovável, uma vez que é produzida pela degradação de resíduos orgânicos.

Um percentual de 70% de metano confere ao biogás um poder calorífico de aproximadamente 23.380kJ/m³ ou 6,5kW/m³. Para efeito comparativo, o poder calorífico do gás natural é de 37.300kJ/m³ ou 10,4kW/m³ (PROSAB, 2003), isso demonstra a potencialidade de uso. No quadro 2 apresentam-se a equivalência energética entre o biogás e alguns outros combustíveis convencionais:

QUADRO 2 – Equivalência entre o biogás e outros combustíveis comumente utilizados

Combustível (t = 25°C; P = 1 atm)	Volume equivalente a 1 m ³ de biogás (t = 25°C; P = 1 atm)
Querosene	0,342 L
Lenha (10 % de umidade)	1,450 kg
GLP	0,396 L
Óleo diesel	0,358 L
Gasolina	0,312 L

Fonte: PROSAB (2003)

3.2.4 UTILIZAÇÃO DO BIOGÁS

O biogás pode ser utilizado de várias maneiras e cada um desses usos exige uma qualidade e um grau de tratamento para o gás. Os possíveis usos em ordem de exigência de qualidade são: combustão direta, aproveitamento térmico, aproveitamento elétrico, injeção na rede de gás e como combustível (FNR, 2010).

Dependendo do substrato processado, as concentrações de gás sulfídrico (sulfeto de hidrogênio – H₂S) no biogás podem ultrapassar o valor de 30.000 ppmV, chegando até 5% do volume do total do biogás (COLTURATO, 2015), o que é um inconveniente uma vez que, durante o processo de combustão ou contato com o ar, esse gás forma ácidos corrosivos que comprometem os equipamentos e tubulações em geral instalados à jusante do reator. Para que não haja prejuízos aos componentes do sistema, o H₂S deve ser removido a concentrações inferiores a 200 ppmV (BRANCO, 2010).

Substâncias como o sulfeto de hidrogênio inviabilizam o uso direto do biogás bruto produzido em uma usina e, por esse motivo, o biogás deve ser submetido à estágios de purificação dependendo do pré-requisito do uso pretendido.

Os processos para remoção de H₂S (dessulfurização) classificam-se em biológicos, químicos e físicos e distinguem-se em dessulfurização fina e grossa, conforme a aplicação. Dentre os processos existentes utilizados para remoção do gás sulfídrico, cita-se a biodessulfurização no digestor, a biodessulfurização externa, o lavador biológico de gás, a precipitação de sulfeto, a

dessulfurização química interna e o carvão ativado. A melhor técnica a ser utilizada se orienta pela destinação subsequente do biogás (FNR, 2010).

3.2.5 DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS SÓLIDOS E PRODUÇÃO DE BIOGÁS: PROCESSOS E FATORES INTERVENIENTES

De acordo com Metcalf e Eddy (1991), os processos de fermentação e oxidação anaeróbios são utilizados principalmente para o tratamento de lodos residuais e resíduos orgânicos de alta resistência. Contudo, vem se tornando cada vez mais comum a aplicação desses processos no tratamento de resíduos diluídos devido aos bons resultados obtidos.

Metcalf e Eddy (1991) afirmam ainda que os processos de fermentação anaeróbios são vantajosos não apenas pela possibilidade de recuperação energética, mas também por produzir menores volumes de lodo residual, quando comparado à processos aeróbios de degradação.

A condição básica para a classificação dos processos anaeróbios é a temperatura, uma vez que os processos metanogênicos dependem do calor. Embora a maior parte do processo de fermentação seja operado na faixa de temperatura mesofílica (30°C a 35°C), há um crescente interesse na fermentação termofílica (acima de 50° C) sozinha ou antes da fermentação mesofílica (METCALF E EDDY, 1991). Há ainda a fermentação psicrofílica que ocorre a temperaturas inferiores a 25°C. Maiores temperaturas aceleram o processo de degradação, porém encarecem o projeto pela a necessidade de um aquecimento adicional do reator (PROBIOGÁS, 2015).

Ao contrário da degradação aeróbia, onde a matéria orgânica carbonácea é usualmente metabolizada diretamente a CO₂, a degradação anaeróbia envolve quatro etapas distintas, a saber:

- Etapa 1 - Hidrólise: A primeira etapa tem início com a ação das bactérias fermentativas hidrolíticas em um processo chamado de hidrólise onde o material orgânico presente em partículas no sistema é convertido em compostos solúveis de menor peso molecular. Posteriormente, tais compostos são hidrolisados a simples monômeros que serão utilizados pelas bactérias fermentativas da próxima etapa (METCALF E EDDY, 1991). As

proteínas são degradadas em peptídeos, os carboidratos em açúcares solúveis e os lipídeos, em ácidos graxos de cadeia longa e glicerol (REIS, 2012).

- Etapa 2 – Fermentação: Esta etapa também é chamada de acidogênese. Os produtos solúveis (aminoácidos, açúcares, gorduras) gerados na hidrólise são absorvidos e metabolizados no interior das células das bactérias acidogênicas fermentativas, em substâncias orgânicas mais simples que são posteriormente excretadas. Substratos orgânicos servem tanto quanto doadores quanto aceptores de elétrons. Os principais produtos gerados na fermentação são acetato (CH_3COOH), hidrogênio (H_2), dióxido de carbono (CO_2) e ácidos graxos voláteis (AGVs) como o propionato e o butirato. Estes últimos, após fermentados também produzem hidrogênio, dióxido de carbono e acetato (METCALF E EDDY, 1991).

Estes produtos finais da fermentação (hidrogênio, dióxido de carbono e acetato) são os precursores da formação do metano (CH_4), que vai ocorrer na metanogênese. A mudança de energia livre associada à conversão do propionato e butirato em acetato e hidrogênio requer que o hidrogênio esteja em baixas concentrações no sistema ($\text{H}_2 < 10^{-4}$ atm) ou a reação não acontecerá (METCALF E EDDY, 1991).

A conversão do substrato a acetato deve ser rápida para que a produção da energia seja viável economicamente, pois o acetato é o principal precursor do metano. Este fato confere grande importância à fermentação acidogênica na conversão da matéria orgânica em energia da forma de metano (SILVA APUD GHOSH, 1981).

- Etapa 4 - Metanogênese: na quarta e última fase, o gás metano é produzido pelas metanobactérias, reduzindo o CO_2 ou o acetato, dependendo da espécie de bactérias presentes, a metano, CO_2 e água (METCALF E EDDY, 1991). Segundo Silva (2009), são dois os papéis desempenhados pelas bactérias metanogênicas: produção de metano que possibilita a remoção de carbono orgânico, reduzindo o ácido acético a metano e dióxido de carbono, pela via acetotrófica, conforme equação (1), e a redução do dióxido de carbono a metano e água, pela via hidrogenotrófica, conforme equação (2):



Todas as etapas da digestão anaeróbia estão intimamente relacionadas, uma vez que a produção do metano depende da produção do ácido acético e hidrogênio e a produção destes depende da conversão dos compostos orgânicos a ácidos graxos voláteis. Desta forma, as bactérias metanogênicas dependem do substrato fornecido pelas acetogênicas, que são dependentes das acidogênicas e estas das hidrolíticas, reforçando a relação existente entre as fases.

Segundo Silva (2009), é estimado que a digestão anaeróbia seja responsável pela estabilização de 5% a 10% de toda a matéria orgânica presente no planeta. Este processo representa um sistema ecológico delicadamente balanceado onde cada microrganismo desempenha uma função essencial e fatores que afetam a sobrevivência dos microorganismos vão também influenciar diretamente na digestão dos resíduos e na produção de biogás (PROSAB, 2003). De acordo com PROSAB (2003), os fatores mais importantes a serem controlados são:

- Temperatura: as bactérias metanogênicas são muito sensíveis a alterações de temperatura. A faixa ideal para a produção do biogás é entre 35 a 45 °C, podendo também ser possível a produção em uma faixa de 50 a 60 °C. O mais importante é não haver uma variação brusca da temperatura, pois as bactérias não sobreviveriam;
- Alcalinidade e pH: a acidez ou alcalinidade do meio é indicada pelo pH. A alcalinidade determina a capacidade de uma solução aquosa em neutralizar ácidos sendo que em sistemas anaeróbios tal neutralização decorre da presença de bicarbonatos no meio. Esse parâmetro se faz importante uma vez que as bactérias produzem ácidos, sendo o decaimento do pH impedido pela reação de neutralização desses ácidos com as espécies que conferem alcalinidade ao meio. A ocorrência de tais reações é importante pois as bactérias metanogênicas sobrevivem em faixas estreitas de pH (6,5 a 8,0).
- Teor de água: o teor de água dentro do biodigestor deve variar de 60% a 90% do peso do conteúdo total, sendo os biodigestores que operam com o teor de água próximo a 90% classificados como biodigestores com baixo teor de sólidos totais e aqueles com teor de água próximo à 60%, classificados como biodigestores com alto teor de sólidos totais;
- Nutrientes: para que as necessidades de nitrogênio e fósforo das bactérias responsáveis pelo processo de digestão anaeróbia sejam supridas, o substrato deve conter

concentrações destes nutrientes, em relação ao seu conteúdo de carbono que satisfaçam as seguintes relações: $\frac{C}{N} \leq 30$ e $\frac{C}{P} \leq 150$. Esses valores referem-se ao N e P efetivamente disponíveis para as bactérias, como o N-amoniacial e o ortofosfato. As seguintes relações podem ser consideradas caso não se tenha certeza dessa disponibilidade: $\frac{C}{N} \leq 20$ e $\frac{C}{P} \leq 100$ (SOUZA, 1984).

Caso o substrato não contenha quantidades suficientes de nutrientes, estes devem ser adicionados, levando-se em conta o fato de que altas concentrações de nitrogênio total podem provocar inibição na digestão, visto que durante o processo uma parte considerável do nitrogênio total é transformada em nitrogênio amoniacial. O nitrogênio amoniacial tem efeito tóxico em concentrações acima de 1500 mg/L e altos valores de pH e em concentrações maiores que 3000 mg/L para qualquer valor de pH (SOUZA, 1984).

3.2.6 BIODIGESTORES

O biodigestor anaeróbico é um sistema fechado onde é feita a degradação da matéria orgânica por ação microbiológica, que geralmente conta com um sistema de entrada de matéria orgânica, um tanque onde ocorre a digestão e um mecanismo para retirada de subprodutos (REIS, 2012).

De acordo com Leite e Povinelli (1999), um indicador da massa total a ser tratada é a concentração de sólidos que se refere ao resíduo total presente no substrato, sendo este de origem orgânica ou inorgânica. Como o processo anaeróbico decompõe somente a fração teoricamente orgânica do substrato, quanto maior a concentração de sólidos totais voláteis no substrato, que representa o teor de matéria orgânica biodegradável, maior será a taxa de bioconversão do resíduo.

Encontra-se na literatura classificações de biodigestores sob diversos aspectos, como por exemplo quanto ao teor de sólidos, formas de alimentação e número de estágios, de acordo com suas características físicas e operacionais, como mostrado a seguir.

3.2.6.1 CLASSIFICAÇÃO DOS BIODIGESTORES

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

- Baixo teor de sólidos (convencional ou “*low-solids*” ou “*slurry*”):
Leite *et al.* (2009) – de 4% a 8% (porcentagem em peso) de sólidos totais (ST)
Mata-Alvarez (2003, *apud* REIS, 2012) – 10 a 15% de ST
PROSAB (2003) – menor do que 15% de ST

- Alto teor de sólidos (“*high-solids*” ou “*dry*”):
Leite *et al.* (2009) – em torno de 20% de ST
Mata-Alvarez (2003, *apud* REIS, 2012) – 20% a 40% de ST
PROSAB (2003) – entre 20% e 40% de ST

De acordo com Leite *et al.* (2009), a presença de água favorece a condução de enzimas e de outros metabólitos microbianos e, portanto, o metabolismo dos micro-organismos, no processo de biodecomposição. Assim sendo, a umidade pode ser considerada como um fator de muita importância nos processos de tratamento de resíduos sólidos orgânicos.

Já os tratamentos com baixa umidade que ocorrem nos reatores de digestão anaeróbia seca, têm relevância no tratamento de grandes volumes de substratos com pouca umidade, como resíduos sólidos municipais e industriais, além de serem menos sensíveis à presença de impurezas (PROBIOGÁS, 2015).

Em relação ao número de estágios:

- Sistemas de um estágio;
- Sistemas de dois estágios;
- Sistemas multi-estágios.

A biometanização de resíduos orgânicos é realizada por uma série de transformações bioquímicas, que podem ser grosseiramente separadas em duas etapas, onde a primeira tem a ocorrência da hidrólise, da acidificação e da liquefação e a segunda tem a transformação do

acetato, do hidrogênio e do óxido de carbono em metano. Em sistemas de um único estágio (Figura 1), todas essas reações ocorrem simultaneamente em um único reator. (VANDEVIVERE *et al.*, 2002).

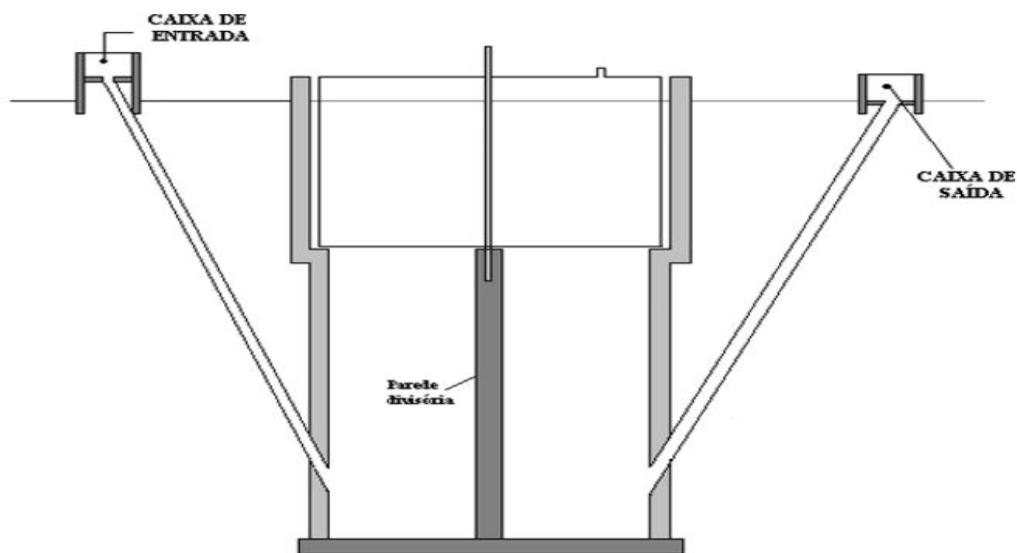
Figura 1 – Reator de metanização de câmara única de resíduos orgânicos da UFMG.



Fonte: Ferreira, 2015.

Nos sistemas com mais de um estágio, as etapas da digestão anaeróbia ocorrem sequencialmente em digestores separados. O sistema de dois estágios (Figura 2) possui dois reatores, havendo no primeiro predominância da ação dos micro-organismos hidrolíticos e formadores de ácidos e no segundo a ação das bactérias acetogênicas e metanogênicas (PROSAB, 2003). As diferentes câmaras podem ser constituídas de câmaras construídas separadamente ou se tratar de um única câmara separada internamente por paredes.

Figura 2 – Biodigestor de duas câmaras



Fonte: Deganutti *et al*, 2002.

Sistemas de um estágio tem a vantagem de apresentarem projetos simples que sofrem menos com frequentes falhas técnicas e exigem menores custos de investimento pela sua simplicidade se comparado à sistemas com mais de um estágio (VANDEVIVERE *et al.*, 2002). Em relação a sistemas com dois estágios, a separação das reações da digestão anaeróbia em diferentes fases e reatores permite que as reações não compartilhem necessariamente as mesmas condições, desta maneira é possível se ajustar o meio de acordo com as fases, o que pode levar a uma maior taxa de reação geral e produção de biogás (VANDEVIVERE *et al*, 2002).

Outra vantagem em sistemas bifásicos é o bom desempenho diante de flutuações de carga orgânica volumétrica, alimentação descontínua, ou ainda excesso de substâncias inibidoras nos resíduos, como, por exemplo, o nitrogênio, como explicado anteriormente. Esse sistema com dois estágios é ideal para degradar substratos complexos, como a celulose e a lignina, que em muitos casos são fatores limitantes da degradação anaeróbia (PROSAB, 2003), além de permitirem um melhor controle operacional para substratos com alto valor energético (PROBIOGÁS, 2015).

Em relação à forma de alimentação:

- Contínuo;
- Descontínuo

Nos sistemas de alimentação contínua há introdução de substratos de forma constante e regular nos reatores e ao mesmo tempo que ocorre a alimentação, um volume igual ao de entrada é removido como resíduos tratados, o que resulta numa produção contínua de biogás. Esse sistema apresenta como desvantagem a possibilidade de parte do resíduo, que é removido continuamente do digestor, não se encontrar completamente estabilizado (REIS, 2012). Tal possibilidade existirá caso o biodigestor não seja projetado corretamente e tenha um tempo de detenção hidráulica inadequado, não permitindo que as etapas da biodigestão ocorram completamente.

Os reatores de mistura contínua, também conhecidos como CSTR – *Continuous Flow Stirred Tank Reactor*, são considerados a tecnologia padrão para a digestão anaeróbia de substratos mais densos, ou seja, com teor de sólidos totais em torno de 15% e que possuem características favoráveis para bombeamento e mistura. São mais utilizados nos setores de agropecuária, da indústria alimentícia e no tratamento de lodos sanitários e exigem substratos praticamente livres de impurezas e suficientemente úmidos, uma vez que o substrato precisa ter características que facilitem seu bombeamento. Como o substrato necessita de uma homogeneização e mistura, a presença de impurezas pode danificar ou desgastar o equipamento (PROBIOGÁS, 2015).

Nos sistemas de alimentação descontínua, ou em batelada, há preenchimento total do biodigestor em uma única vez com os resíduos frescos, podendo ou não ser adicionado um inóculo. A introdução de inóculos no meio tem mostrado resultados satisfatórios, uma vez que promove a diminuição do tempo necessário para a bioestabilização anaeróbia dos resíduos, já que contribui para a melhora da densidade microbiana (PROSAB, 2003).

Sistemas em batelada são mais simples e de pequena exigência operacional, sendo mais indicados para locais onde a disponibilidade de substrato ocorre em longos períodos, por esse motivo a produção de biogás não ocorre diariamente (BONTURI e VAN DIJK, 2012). Permitem a passagem dos resíduos por todas as fases da digestão em modo seco, isto é, com um teor de sólidos totais entre 20% a 40%, o que dispensa um pré-tratamento para o substrato.

Ao término do período de tratamento, os resíduos já estabilizados, são removidos e nova batelada de resíduos é introduzida para ser iniciado um novo ciclo (PROSAB, 2003). Uma vez

iniciado, o processo em batelada não exige que o substrato seja homogeneizado ou misturado, o que permite a presença de impurezas no substrato sem que o equipamento esteja sujeito a desgastes (PROBIOGÁS, 2015).

Segundo PROSAB (2003), os sistemas em batelada se assemelham a um aterro sanitário compactado em um tanque, porém com uma produção de biogás de 50 a 100 vezes maior do que aquela observada em aterro sanitário. Isto se dá pelo fato de que o percolado gerado no processo em batelada ser constantemente recirculado, o que permite a dispersão de inóculo, nutrientes e ácidos, equivalente a uma mistura parcial, além do que sistemas em batelada operam em temperatura mais elevadas do que normalmente se observa em aterros sanitários (VANDEVIVERE *et al.*, 2002).

O reator contínuo de digestão seca é adequado para trabalhar com substratos que possuem um teor de sólidos totais em torno de 25% a 35%. Pode ser construído horizontalmente, com o deslocamento do substrato efetuado por meio de misturadores; ou, ainda, ser construído verticalmente, contendo ou não um sistema de mistura, no qual o deslocamento ocorre via recirculação do material ou por agitação via biogás comprimido. (PROBIOGÁS, 2015).

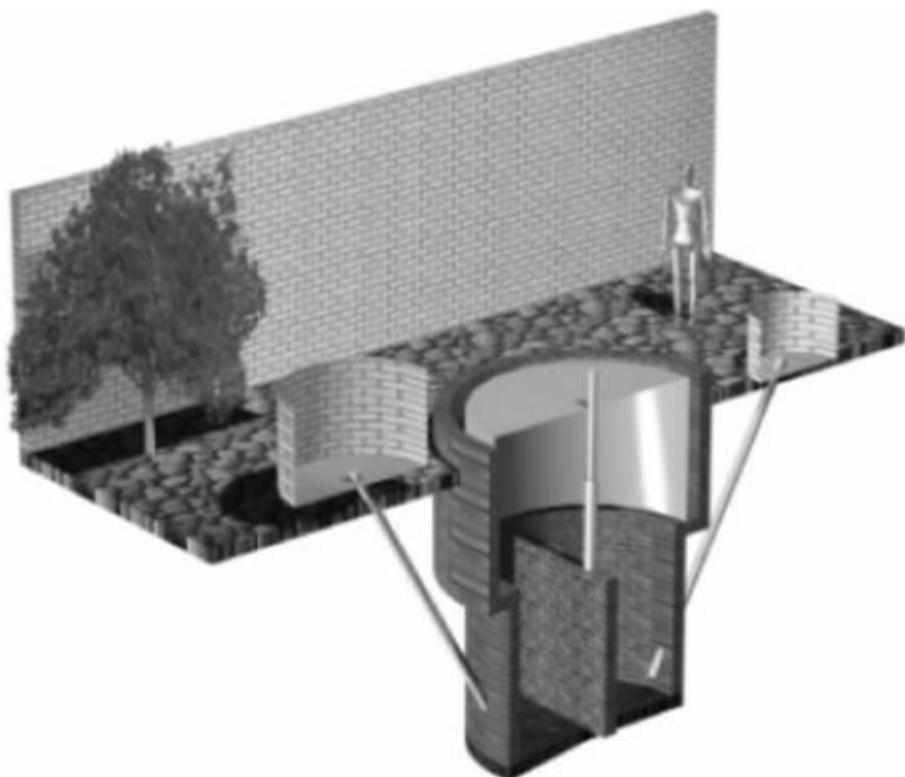
Biodigestores padronizados:

Atualmente, o Brasil possui experiência no tratamento anaeróbico do esgoto doméstico, dos resíduos da indústria e da agropecuária, ainda que sem o aproveitamento do biogás gerado. O setor de resíduos sólidos ainda tem muito a se desenvolver e o aproveitamento da energia e do efluente gerado, pode contribuir na valorização do investimento em tais tecnologias. A produção de biogás com substratos da agropecuária em um reator de mistura completa é a que possui maior relevância no País (PROBIOGÁS, 2015).

O primeiro país a implantar biodigestores para a produção de biogás, de maneira sistemática, foi a Índia, com a primeira unidade construída por volta de 1908. Em 1992, o país contava com cerca de 160 mil unidades implantadas. Na década de cinquenta, a China iniciou seu programa de implantação de biodigestores e possuía cerca de 7,2 milhões de unidades em 1992, passando para 8 milhões de unidades em funcionamento em 2002 (ANDRADE; NINO; RANZI, 2002).

O modelo de biodigestor indiano caracteriza-se por possuir uma campanula flutuante como gasômetro que pode estar mergulhada sobre a biomassa em fermentação ou em um selo de água externo, o que reduz as perdas durante o processo de produção de gás. Possui ainda uma parede central, fazendo do tanque de fermentação um tanque de câmara dupla, como pode ser visto na figura 3. À medida que o volume de gás produzido não é imediatamente consumido, o gasômetro tende a deslocar-se verticalmente, aumentando seu volume e mantendo a pressão de operação constante. O substrato utilizado neste modelo deve conter uma concentração de ST não superior a 8%, de modo que sua circulação pelo interior da câmara seja facilitada e para evitar entupimentos dos canos de entrada e saída do material e o abastecimento deve ser contínuo (DEGANUTTI *et al*, 2002).

Figura 3 – Representação tridimensional em corte do biodigestor modelo indiano

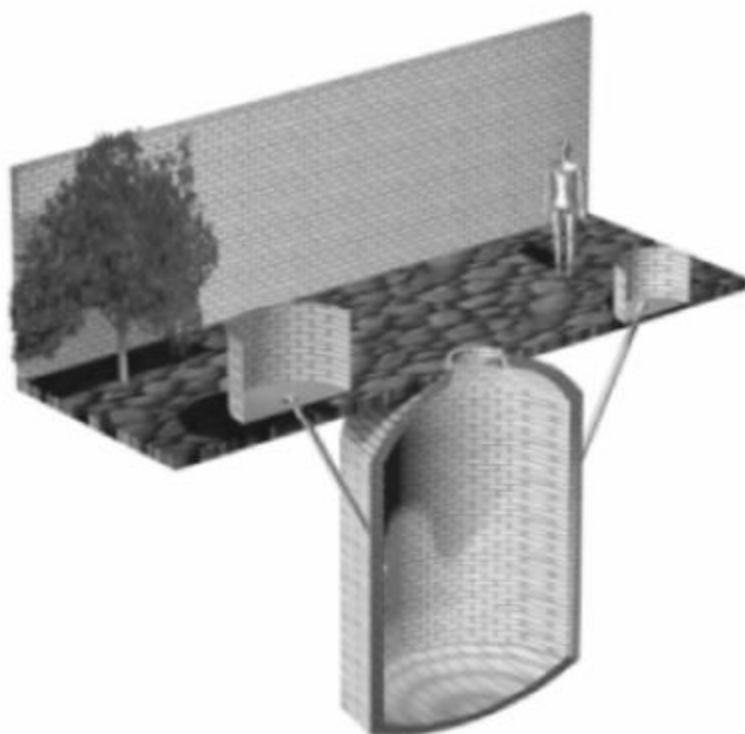


Fonte: Deganutti *et al*, 2002.

O modelo de biodigestor chinês é formado por uma câmara de fermentação cilíndrica em alvenaria, com teto abobado (Figura 4), impermeável que armazena o biogás gerado. Seu funcionamento baseia-se no princípio de prensa hidráulica, de maneira que ao ter a pressão aumentada em seu interior resultante do acúmulo de biogás, deslocamentos do efluente da câmara de fermentação para a caixa de saída ocorrerão. O deslocamento ocorrerá em sentido

contrário quando ocorrer a descompressão. Neste tipo de biodigestor parte do gás formado na caixa de saída é liberado para a atmosfera, o que reduz parcialmente a pressão interna do gás, por este motivo, este tipo de biodigestor não é utilizado em instalações de grande porte. Como no modelo indiano, o modelo chinês necessita de um substrato com teor de ST em torno de 8% para evitar entupimentos no sistema de entrada e facilitar a circulação do material, e a alimentação deve ser contínua (DEGANUTTI *et al*, 2002).

Figura 4 – Representação tridimensional em corte do biodigestor modelo chinês



Fonte: Deganutti *et al*, 2002.

A crise energética da década de 1970 fez a utilização de biodigestores ser uma opção adotada tanto por países desenvolvidos como países em desenvolvimento. Com base em um relatório técnico da FAO, a EMBRATER (Empresa Brasileira de Assistência Técnica e Extensão Rural) instalou o primeiro biodigestor modelo chinês, na Granja do Torto, em Brasília, em 1979 (PALHARES, 2008).

A crise resultante do segundo choque de preços do petróleo, ocorrida em 1979, levou o governo a adotar medidas para reduzir a dependência deste insumo, aumentando o interesse pelos biodigestores. Em 1980, teve início o Programa de Mobilização Energética – PME, que tinha

como objetivo investir na substituição e conservação dos derivados de petróleo. Desta maneira, entre 1980 e 1984, a instalação de biodigestores recebeu diversos estímulos (PALHARES, 2008). Os primeiros modelos utilizados no Brasil foram provenientes da China e Índia, e os principais modelos de biodigestores rurais utilizados são o indiano o chinês e também o canadense (KUNZ e OLIVEIRA, 2006).

O biodigestor de modelo canadense apresenta uma tecnologia mais moderna, ainda que possua uma construção mais simples. Possui uma câmara de digestão escavada no solo e um gasômetro inflável feito de material plástico ou similar. É do tipo horizontal, com uma caixa de entrada em alvenaria, como pode ser observado na figura 5. A medida que há produção de biogás, a cúpula plástica maleável infla e o biogás é acumulado, podendo ser ainda enviado a um gasômetro separado a fim de que se obtenha um maior controle operacional (JUNQUEIRA, 2014).

Figura 5 – Biodigestor modelo canadense



Fonte: Manual de Treinamento em Biodigestão (2008).

3.2.7 PRODUÇÃO DE BIOGÁS COM RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

O tratamento de resíduos sólidos urbanos com a geração de biogás oferece vantagens sociais, ambientais e econômicas, uma vez que o volume de resíduos que seriam destinados a aterros diminui e consequentemente seu período de atividade é aumentado. Ocorre também a redução na emissão de gases do efeito estufa provenientes da degradação não controlada de resíduos

orgânicos, além da possibilidade da geração de energia através da utilização do biogás liberado em seu processo de biodigestão anaeróbia.

As tecnologias mais comumente utilizadas para a digestão anaeróbia de resíduos sólidos diferenciam-se em digestão seca ($ST>20\%$) e úmida ($ST<15\%$) (PROBIOGÁS, 2015). Como dito anteriormente, a porcentagem presente de sólidos totais no substrato que diferencia a digestão seca da digestão úmida, varia de acordo com a verificação de cada autor, mas sempre apresentando valores próximos.

Diferentemente dos substratos provenientes da agropecuária, os resíduos sólidos urbanos são caracterizados por sua composição complexa, que varia de acordo com o clima da região, atividades comerciais locais, nível econômico e educacional da população, qualidade dos serviços de coleta, dentre outros. Citam-se três processos usualmente utilizados no tratamento anaeróbio desses resíduos (PROBIOGÁS, 2015):

- Digestão anaeróbia seca descontínua;
- Digestão anaeróbia seca continua;
- Digestão anaeróbia úmida.

A melhor tecnologia a ser utilizada depende das características do substrato, como presença de sólidos totais e impurezas, e os objetivos do tratamento, que podem exigir, por exemplo a higienização do produto de tratamento (PROBIOGÁS, 2015).

Para casos onde não há segregação na fonte dos resíduos orgânicos, a digestão seca é a mais indicada por ser menos sensível à presença de impurezas, como explicado anteriormente. Quando há a segregação, a utilização da digestão úmida pode ser utilizada (PROBIOGÁS, 2015).

O quadro 3 apresenta algumas características das diferentes tecnologias para digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos.

QUADRO 3 – tecnologias para digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos

	DIGESTÃO ANAERÓBIA SECA DESCONTÍNUA	DIGESTÃO ANAERÓBIA SECA CONTÍNUA	DIGESTÃO ANAERÓBIA UMIDA CONTÍNUA
SUBSTRATO	ST > 35%	ST > 25%	ST < 15% bombeável
	Não segregados com grande quantidade de impurezas. Trituração apenas dos resíduos grandes.	Não segregados, trituração e peneiramento. Retirada de impureza dos grãos finos. Umidificação.	Segregados, trituração (<30 – 40 mm) e retirada de impurezas. Umidificação e homogeneização.
VANTAGENS	Preparação do substrato, menor demanda energética, menor requisito de monitoramento e controle do processo.	Em comparação com a digestão descontínua: Maior estabilidade, eficiência energética e controle de emissões	Alta taxa de produção de biogás, alta estabilidade do processo, controle das emissões de metano, material digerido utilizável na agricultura.
DESVANTAGENS	Necessidade de maior área disponível, maiores emissões de metano e menor aproveitamento energético, grande quantidade de resíduo gerado e transporte caro	Desgaste dos equipamentos mecânicos, necessidade de alimentação contínua, de armazenagem dos resíduos e, consequentemente, custos e logística exigentes	Separação e preparação de substratos muito exigentes, desgaste dos equipamentos mecânicos, o fluxo homogeneizado exige volume de armazenamento, geração de efluente líquido que exige tratamento, consumo de água elevado
CUSTOS	Custos de investimento inferiores aos custos da digestão seca contínua	Custos de investimento superiores aos custos da digestão seca descontínua, devido às maiores exigências tecnológicas	Custos de investimentos menores aos custos do sistema contínuo seco
POTÊNCIA	Entre 100 kW _d (= 25 m ³ CH ₄ /h) e 10 MW _d (= 2.500 m ³ CH ₄ /h)	Entre 400 kW _d (= 100 m ³ CH ₄ /h) e 5 MW _d (= 1.250 m ³ CH ₄ /h)	Entre 100 kW _d (= 25 m ³ CH ₄ /h) e 3 MW _d (= 750 m ³ CH ₄ /h)
VIDA UTIL	13 e 20 anos	13 e 20 anos	10 a 15 anos
TEMPO DE MONTAGEM	9 meses a um ano	12 a 18 meses	10 a 15 meses
ESTABILIZAÇÃO DO PROCESSO BIOLÓGICO	1 a 3 meses	3 a 6 meses	4 a 6 meses

Adaptado Probiogás (2015)

3.2.8 EXPERIÊNCIAS COM A APLICAÇÃO DA DIGESTÃO ANAERÓBIA NO TRATAMENTO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Estudos envolvendo a digestão anaeróbia de resíduos sólidos vem sendo desenvolvidos em todo o mundo, levando-se em conta a diversidade dos resíduos e sua relação com o processo de geração de biogás. Vários autores apontam vantagens da utilização dessa tecnologia, sobretudo por se tratar de uma técnica geradora de subprodutos que podem ser utilizados como uma fonte alternativa de energia (biogás) e biofertilizante rico em nutrientes (LI *et al.*, 2011; BROWNE *et al.*, 2013; ZHANG *et al.*, 2006, 2011, 2013).

Pode-se citar como referência em êxito no uso de biodigestores o Projeto Dom Helder Câmara, na região Nordeste do Brasil. A iniciativa deste projeto tem como objetivos promover a sustentabilidade e dar uma alternativa energética para a população do semi-árido, através da construção de biodigestores alimentados com esterco bovino. O gás gerado é utilizado nas cozinhas dos moradores atendidos pela ação (SILVA, 2010).

Em uma conta não muito precisa, os sertanejos estimam que cerca de 35 quilos de esterco produzam gás suficiente para atender a uma família de sete pessoas em média, o agricultor nordestino só precisa elaborar uma mistura com água e com o material orgânico e deposita-la no biodigestor. O biogás gerado vai direto para o fogão por meio de um encanamento instalado durante o processo de construção do equipamento. Tal ação se dispõe ao desafio da erradicação da pobreza em apoio ao desenvolvimento rural de forma sustentável, uma vez que evita que o sertanejo queime a lenha emitindo dióxido de carbono para a atmosfera, além de retirar o gás metano, produto da decomposição do esterco do ambiente (SILVA, 2010).

O projeto atende cerca de 15 mil famílias em seis estados do Nordeste: Ceará, Paraíba, Pernambuco, Piauí, Rio Grande do Norte e Sergipe. Em Pernambuco, a ação atinge o Sertão do Araripe e do Pajeú (SILVA, 2010).

Outro exemplo, no Brasil, é o projeto “Produção de energia elétrica a partir de dejetos gerados na pecuária leiteira”, desenvolvido pela Embrapa, que tem como proposta conseguir a sustentabilidade ambiental e econômica da pecuária leiteira nacional com um tratamento adequado (OTÊNIO *et al.*).

Está em operação um biodigestor em escala real, na Fazenda Experimental da Embrapa, em Coronel Pacheco, MG. O biodigestor opera em sistema contínuo para a realização do acompanhamento do processo e de experimentos. Para abastecimento do biodigestor são utilizados os dejetos provenientes da lavagem dos pisos do “free stall” do sistema de produção “Genizinha”, com média de 148 animais no verão e 121 animais no inverno (OTÉNIO *et al.*). Ainda de acordo com o autor, o biodigestor instalado mostra que a digestão anaeróbia a temperatura ambiente, em condições tropicais, utilizando os dejetos bovinos como substrato, é uma tecnologia viável para a produção de biogás e promove a reciclagem e a geração de energia, tendo ainda a potencialidade de uso do produto final como biofertilizante.

A Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), no Campus Pampulha, possui implantado um sistema integrado para tratamento de resíduos orgânicos provenientes do Restaurante Universitário e aproveitamento dos subprodutos lodo e biogás, composto por uma plataforma de metanização de resíduos (*p*Methar), uma plataforma de aproveitamento energético de biogás, além de unidades de tratamento e aproveitamento dos subprodutos sólido (lodo) e líquido do tratamento (FERREIRA, 2015).

A eletricidade e o calor gerados na unidade são utilizados para uso na própria planta e áreas adjacentes, enquanto os biossólidos e a água são utilizados para fertirrigação de áreas verdes no entorno da planta. O reator de metanização é um digestor de mistura completa, com volume útil de 18,8 m³, que opera em único estágio, sob via úmida (FERREIRA, 2015).

Em condições ideias de operação o reator apresentou rendimento de produção de metano da ordem de 400 m³CH₄.tSV⁻¹ (em condições normais de temperatura e pressão – CNTP), o que pode resultar na produção de 23 m³CH₄ (CNTP) a partir do tratamento de cerca de 500 kg de resíduos alimentares por dia, sendo possível a geração de 2055 kWh.mês⁻¹. O autor ainda destaca a alternativa como promissora para o tratamento dos resíduos alimentares gerados no Campus universitário da UFMG (FERREIRA, 2015).

Silva (2009) realizou um trabalho experimental nas dependências físicas da EXTRABES-UFCG (Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgotos Sanitários da Universidade Federal de Campina Grande), localizada na cidade de Campina Grande-PB, Nordeste do Brasil. Ele estudou o potencial energético dos resíduos orgânicos em escala laboratorial com reatores

de 25 litros, a partir da utilização de resíduos sólidos vegetais coletados na EMPASA (Empresa Paraibana de Alimentos e Serviços Agrícolas).

De acordo com Silva (2009), a redução da concentração de sólidos totais e da carga orgânica aplicada ao reator aumentou significativamente as eficiências em remoção de material orgânico e nutrientes. Além disso, na primeira etapa do trabalho, fez-se necessária a adição de bicarbonato de sódio para controlar o pH do sistema, uma vez que a acidificação do meio resultou na baixa produção de metano. Após o reator adquirir capacidade de tamponamento, foi verificada uma porcentagem de 61,5% de metano no biogás.

4. METODOLOGIA

4.1 LEVANTAMENTO DE DADOS

Os dados para quantificação das sobras de alimentos produzidos no Restaurante Universitário (RU) da Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF) foram fornecidos diretamente pela empresa Trigoleve Refeições Coletivas que gerencia o restaurante. Diariamente são servidas, em média, 8.300 refeições distribuídas entre desjejum, almoço e jantar.

4.2 AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE GERAÇÃO DO GÁS METANO E POTENCIAL ENERGÉTICO GERADO

A metodologia utilizada para a avaliação do potencial de geração de biogás no biodigestor e seu aproveitamento energético baseou-se nas seguintes etapas descritas a seguir

- a) *Estimativa da quantidade de gás metano produzida a partir do teor de degradabilidade do substrato afluente*

Diversos autores sugerem que a porcentagem de sólidos totais voláteis (SV) que compõem os resíduos alimentares varia na faixa de 27,6 a 17,1 % (Quadro 4):

QUADRO 4 – Composição de SV característica dos resíduos alimentares

Autor	Zhang <i>et al</i> (2006)	Li <i>et al</i> (2011)	Zhang <i>et al</i> (2011)	Browne <i>et al</i> (2012)	Zhang <i>et al</i> (2013)
SV (%)	26,4	22,6	17,1	27,6	21,0

Segundo Ferreira (2015), uma tonelada de sólidos voláteis produz em média um volume de 400 m³ de CH₄.

- b) *Estimativa da quantidade de gás metano produzido a partir de uma certa quantidade do substrato afluente*

O metano proveniente dos efluentes domésticos pode ser calculado através da metodologia indicada pelo *Intergovernmental Panel of Climate Change* (IPCC, 2006), para Tratamento Biológico de Resíduos Sólidos (*Biological Treatment of Solid Waste*).

Esta metodologia mensura as emissões de CH₄, que é um gás do efeito estufa, na atmosfera proveniente de tratamentos biológicos para os resíduos sólidos. Para este trabalho, utilizou-se a metodologia para o cálculo de emissões provenientes da digestão anaeróbia. A equação utilizada é a equação 3 apresentada abaixo:

$$CH_4_{emissões} = \sum_i (M_i \times EF_i) \times 10^{-3} \quad (3)$$

Onde: CH₄ emissões= Emissões de CH₄ (kgCH₄);

M_i = massa de resíduo orgânico do tipo i (no caso, comercial) tratado biologicamente (kg);

EF_i= fator de emissão para o tratamento i (no caso, anaeróbio) (g CH₄/kg resíduo tratado);

Segundo a metodologia do IPCC, o fator de emissão para o tratamento anaeróbio dos resíduos sólidos urbanos pode variar de 0 a 8 g CH₄/ kg resíduo tratado, dependendo de fatores tais como o tipo, quantidade e consistência de resíduo a ser tratado, a temperatura que ocorrerá o processo, dentre outros. No caso de não ser possível a determinação do fator de emissão da amostra, recomenda-se o uso do fator de emissão igual a 0,8.

Estes valores foram obtidos considerando-se como resíduo a matéria orgânica composta nos resíduos sólidos urbanos de uma maneira geral, como restos alimentares, serviços de poda e varrição, dentre outros.

c) *Estimativa do potencial energético do gás metano produzido*

Segundo Coldebella *et al.*, 2006, o metano, em condições normais de temperatura e pressão (CNTP), tem um poder calorífico inferior (CPI) de 9,9 kWh/m³, o biogás terá um poder calorífico inferior entre 4,95 e 7,92 kWh/m³ se o seu teor de metano variar entre 50% a 80%. A

eficiência de conversão do biogás em energia elétrica com grupos geradores (motores ciclo Otto) é de aproximadamente 25% (CCE, 2000).

4.3 ASPECTOS CONSIDERADOS PARA ESCOLHA DO SISTEMA DE BIODIGESTÃO

A escolha da melhor tecnologia a ser utilizada leva em conta diversos fatores como as características do substrato, como por exemplo teor de sólidos totais, os objetivos do tratamento, que podem exigir que biogás resultante passe por algum tipo de tratamento posterior, os custos do projeto, o local de instalação da planta, dentre outros.

No caso dos resíduos alimentares provenientes do Restaurante Universitário, há uma segregação na fonte dos resíduos, sendo destinado para o reator apenas resíduos orgânicos, o que sugere o uso de um biodigestor de digestão úmida e contínua (CSTR). Quando o substrato contém impurezas como plástico, papel e outros, a digestão seca é mais indicada

A digestão úmida, em comparação à digestão seca, apresenta, em geral, maior taxa de produção de biogás e uma maior estabilidade do processo, além de um maior controle das emissões de metano e a possibilidade de se utilizar o material digerido na agricultura como fertilizante. Porém a digestão úmida requer que o substrato seja submetido à um pré-tratamento (umidificação) de modo que se atinja um teor de sólidos totais de 15%, além de uma homogeneização importante para a mistura e transporte pelo reator (PROBIOGÁS, 2015).

É importante que o substrato esteja livre, também, de impurezas como metal, areia, pedras e vidros, que desgastam o reator. Já os materiais leves como plástico ou materiais lenhosos podem provocar o entupimento do sistema ou a formação de escuma (camada grossa flutuante) (PROBIOGÁS, 2015).

Geralmente, esse sistema utiliza um processo em duas fases, que tem início com uma hidrólise, com detenção hidráulica de 2 a 5 dias, seguida dos processos restantes (PROBIOGÁS, 2015). O processo de digestão em duas fases é indicado quando há uma flutuação na quantidade de substrato que alimenta o biodigestor (PROSAB 2003), como é o caso da produção de resíduo orgânico do Restaurante Universitário, uma vez que em períodos de férias ou greve há uma diminuição na quantidade de refeições servidas e, portanto, de resíduo gerado.

O processo descontínuo perde em eficiência na geração de biogás (produção de 20% a 30% menor) se comparado ao processo contínuo, uma vez que há uma menor mistura do substrato e a necessidade da abertura do contêiner após o ciclo da digestão (PROBIOGÁS, 2015).

Em relação ao tamanho, os reatores contínuos úmidos são menores que os secos, possuem uma vida útil de 10 a 15 anos e tempo de montagem de 10 a 15 meses. A fase inicial de estabilização do processo biológico varia de 4 a 6 meses (PROBIOGÁS, 2015).

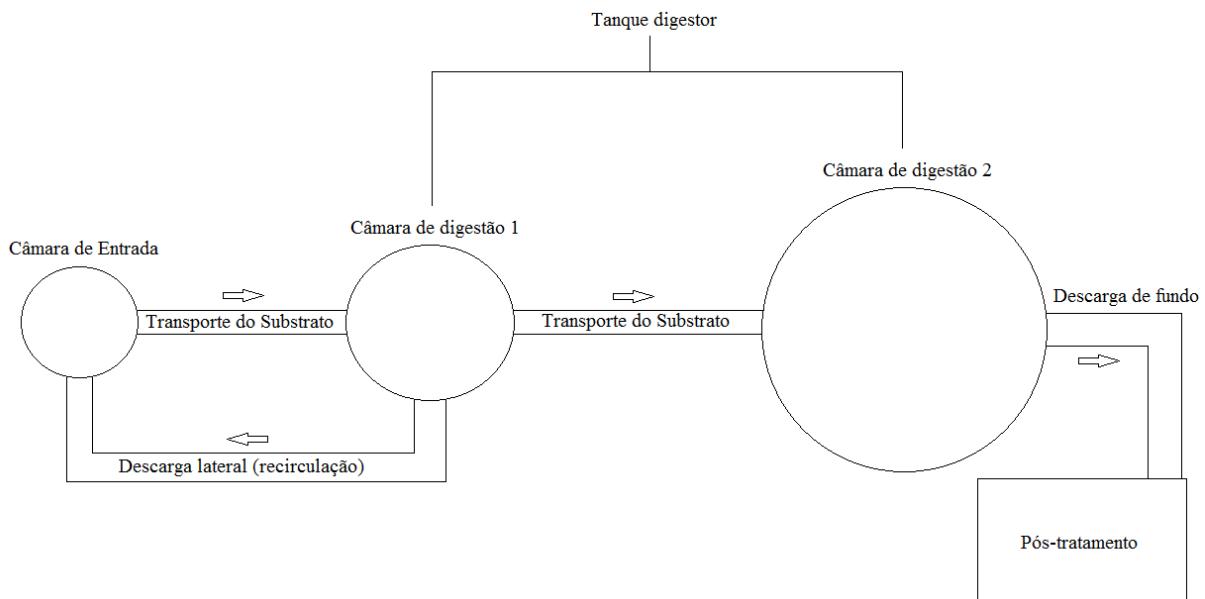
Diante dessas observações e do que foi anteriormente exposto, adotou-se como proposta o sistema descrito a seguir:

- Câmara de entrada: trata-se de um reservatório anterior ao biodigestor propriamente dito onde será realizado o pré-tratamento do substrato. Neste reservatório a biomassa será diluída em água para que possua o percentual de 15% de sólidos totais em sua composição, além de passar por uma trituração e equalização para alimentar o tanque de digestão de maneira ordenada e contínua;
- Tanque digestor: é o biodigestor propriamente dito. Será composto de duas câmaras, uma onde irá proceder a hidrólise e outra para o restante do restante do processo. Foi escolhido um biodigestor de duas câmaras, pois, como dito anteriormente, este tipo de biodigestor reage melhor em caso de mudança de carga orgânica inserida. A digestão ocorrerá de maneira contínua, pois há uma produção significativa de substrato a ser tratado diariamente e este tipo de alimentação produz uma maior quantidade de biogás. Desta maneira, à medida que o substrato é adicionado ao digestor, o material já digerido é empurrado em direção à segunda câmara;
- Armazenamento de gases: gasômetro tipo membrana dupla;
- Descarga de fundo: tubulações acopladas na lateral da primeira câmara do tanque digestor (onde irá se proceder a hidrólise) e na parte inferior da segunda câmara de digestão (onde ocorrerá o restante do processo). A descarga de fundo da câmara onde ocorre a hidrólise deve ser feita a cada 30 dias para se evitar a colmatação do equipamento (NAZARO E NOGUEIRA, 2016), podendo os sólidos retirados serem

recirculados no sistema. A tubulação de descarga de fundo da segunda câmara poderá levar a um pós-tratamento visando a separação sólido-liquido para posterior uso do bioassólido gerado como fertilizante.

O sistema de biodigestão pode ser observado na figura 6.

Figura 6 – Fluxograma do sistema de digestão (vista superior)



Fonte: Autor (2016)

4.4 PARÂMETROS OPERACIONAIS DO BIODIGESTOR

A descrição do processo de digestão anaeróbia, em geral, utiliza os seguintes parâmetros operacionais (REIS, 2012):

4.4.1 TEMPO DE DETENÇÃO HIDRÁULICA

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

$$TDH = \frac{V}{Q} \quad \text{Equação (4)}$$

Onde: TDH = Tempo de detenção hidráulica;

V = Volume útil do reator (m^3);

$$Q = \text{Vazão (m}^3/\text{dia}).$$

4.4.2 CARGA ORGÂNICA VOLUMÉTRICA

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

$$COV = \frac{Q \times S}{V} \quad \text{Equação (5)}$$

Onde: COV = Carga orgânica volumétrica ($\text{kg substrato/m}^3 \cdot \text{dia}$);

Q = Vazão afluente de substrato (m^3/dia);

S = Concentração do substrato no afluente (kg/m^3);

V = Volume útil do reator (m^3).

4.4.3 TAXA DE PRODUÇÃO DE GÁS (*Gas Production Rate – GPR*)

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

$$GPR = \frac{Q_{gás}}{V} \quad \text{Equação (6)}$$

Onde: GPR = taxa de produção de gás ($\text{m}^3 \text{ gás/m}^3 \text{ reator . dia}$);

$Q_{biogás}$ = vazão de gás (m^3/dia);

V = volume útil do reator (m^3).

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 GERAÇÃO DE RESÍDUO ALIMENTAR NO CAMPUS

Como a empresa Trigoleve Refeições Coletivas passou a gerenciar as refeições do RU somente em Janeiro de 2015, não possuía os dados de resíduos orgânicos anteriores a esta data. Os períodos de Janeiro e Fevereiro de 2015 e Março de 2016 correspondem às férias escolares, onde o número de refeições servidas foi muito abaixo do habitual, justificando o valor menor de desperdício. O período de Junho, Julho, Agosto e Setembro de 2015, corresponde à greve, quando o RU não estava operando. Os dados de geração de resíduo alimentar do RU podem ser observados nos quadros 5 e 6.

QUADRO 5 – Geração de resíduo alimentar no campus em 2015

Almoço – 2015	Total Mês (kg)	Média Diária (kg)	Jantar – 2015	Total Mês (kg)	Média Diária (kg)
Janeiro	449,10	29,94	Janeiro	-	-
Fevereiro	548,70	36,58	Fevereiro	-	-
Março	3470,81	133,49	Março	849,60	49,98
Abril	3070,57	146,22	Abril	1000,90	55,60
Maio	2855,45	129,79	Maio	992,20	55,12
Junho	-	-	Junho	-	-
Julho	-	-	Julho	-	-
Agosto	-	-	Agosto	-	-
Setembro	-	-	Setembro	-	-
Outubro	933,20	71,78	Outubro	129,00	32,25
Novembro	3222,80	128,91	Novembro	925,00	46,25
Dezembro	2231,00	139,43	Dezembro	569,00	40,64
Total	16781,63		Total	4465,70	

Fonte: Trigoleve Refeições Coletivas (2016)

QUADRO 6 - Geração de resíduo alimentar no campus em 2016

Almoço – 2016	Total Mês (kg)	Média Diária (kg)	Jantar – 2016	Total Mês (kg)	Média Diária (kg)
Janeiro	2792,00	111,68	Janeiro	-	-
Fevereiro	2378,00	118,90	Fevereiro	-	-
Março	1713,00	77,86	Março	272,00	30,22
Abril	3005,00	136,59	Abril	683,00	37,94
Maio	3174,00	122,08	Maio	1017,00	44,21
Junho	-	-	Junho	-	-
Julho	-	-	Julho	-	-
Agosto	-	-	Agosto	-	-
Setembro	-	-	Setembro	-	-
Outubro	-	-	Outubro	-	-
Novembro	-	-	Novembro	-	-
Dezembro	-	-	Dezembro	-	-
Total	13062,00		Total	1972,00	

Fonte: Trigoleve Refeições Coletivas (2016)

Considerando-se os meses onde há maior movimentação de alunos no restaurante, obtém-se um valor médio de 2235 kg de resíduos alimentares a serem destinados ao lixo. Com isso o biodigestor proposto deve ser dimensionado para tratar uma quantidade de resíduo correspondente a 2235 kg/ mês o que corresponde a 112 kg/dia, considerando que os resíduos são gerados de segunda a sexta.

5.2 AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE GERAÇÃO DO GÁS METANO E POTENCIAL ENERGÉTICO GERADO

Esse tópico apresenta a estimativa da quantidade de gás metano produzida a partir dos resíduos alimentares do RU e a estimativa do seu potencial energético, calculada de acordo com as etapas descritas no item 4.2.

a) *Estimativa da quantidade de gás metano produzida a partir do teor de degradabilidade do substrato afluente*

Os resíduos alimentares possuem em média 23% (LI *et al.*, 2011; BROWNE *et al.*, 2013; ZHANG *et al.*, 2006, 2011, 2013) de sólidos voláteis em sua composição, conforme exposto no item 4.2 a. Considerando-se a quantidade diária de 112 kg, a quantidade de sólidos voláteis é igual a:

$$25,76 \text{ kg SV/dia}$$

Como uma tonelada de sólidos voláteis produz cerca de 400 m³ de CH₄ em condições normais de temperatura e pressão (CNPT) (FERREIRA, 2015), item 4.2 a, a produção diária de metano é igual a:

$$10,4 \text{ m}^3/\text{dia}$$

b) Estimativa da quantidade de gás metano produzido a partir de uma certa quantidade do substrato afluente

Este item apresenta a estimativa da geração do metano segundo metodologia estabelecida pelo IPCC (2006), através da equação 3.

O fator de emissão representa a quantidade de material emitido pela quantidade de material processado, neste caso, representa a quantidade de gás metano que é produzida a partir de uma certa quantidade de resíduo a ser degradada.

Considerando-se o valor de 0,8 para o fator de emissão, indicado pelo IPCC 2006 como um valor padrão tem-se:

$$0,0896 \text{ kg}$$

O gás metano possui densidade igual a 0,656 kg/m³, em condições normais de temperatura e pressão (CNTP), portanto tem-se a produção de:

$$0,13 \text{ m}^3/\text{dia}$$

Deste modo, a produção diária de metano é igual a 0,13 m³, um valor muito distante do calculado no item anterior. Repetindo-se o cálculo com outros fatores de emissão dentro da faixa sugerida pelo IPCC 2006, obtém-se os seguintes valores (Quadro 7):

QUADRO 7 – Produção de CH₄ em função de diferentes fatores de emissão

Fator de Emissão (g CH ₄ /kg)	Produção de CH ₄ (kg/dia)	Produção de CH ₄ (m ³ /dia)
0,2	0,0224	0,0341
0,4	0,0448	0,0683
2,4	0,2688	0,4098
4	0,448	0,6829
5,6	0,6272	0,9561
8	0,896	1,3658

Esta metodologia foi proposta pelo IPCC com o objetivo de que cada país faça o seu levantamento de emissões de gases que contribuem para o aumento do efeito estufa e elabore um inventário nacional de gases do efeito estufa seguindo as orientações propostas. A escolha do fator de emissão pode ser feita seguindo três metodologias, chamadas no documento de “*tiers*”. Todos os *tiers* utilizam a mesma fórmula para realização dos cálculos, a diferença está na coleta dos dados.

O *tier 1* é o mais geral, nele se encontra uma tabela com valores padrões de fatores de emissão, que variam de 0 a 8 g CH₄/kg de resíduo tratado, para o tratamento biológico de resíduo sólido municipal baseado em valores americanos. Este *tier* deve ser utilizado em último caso, somente quando a obtenção de dados locais, seja por literatura ou realização de testes, seja muito difícil.

Os dados de fatores de emissão, no *tier 2*, são obtidos baseando-se em aferições previamente realizadas por outros autores. Os resultados obtidos por este *tier* apresentam um resultado mais próximo do real quando comparado ao *tier 1*, uma vez que se utiliza de valores locais, mais próximos da realidade.

O *tier 3* é o mais completo e próximo da realidade. Os valores de fatores de emissão utilizados no *tier 3* são obtidos por plantas reais de produção de biogás previamente existentes e em

operação, ou testes realizados em escalas reduzidas. Sempre que possível, é preferível a utilização deste *tier* a fim de se obter um resultado mais preciso e próximo do real.

Os valores para o fator de emissão sugeridos pela metodologia do IPCC, no *tier 1*, foram obtidos com base na realidade local do estudo, ou seja, nos Estados Unidos. De acordo com dados obtidos no website da EPA, a composição dos resíduos sólidos urbanos gerados nos Estados Unidos difere da realidade brasileira. A quantidade de restos alimentares compõe cerca de 14,6% do total de resíduo gerado. A composição dos resíduos americanos ainda conta com um percentual de 13,5% de restos de poda e limpeza de jardins e 6,2% de madeira, componentes vegetais que possuem celulose e são mais difíceis de serem degradados do que restos alimentares (EPA, 2013). Por esta razão, os valores encontrados utilizando-se o *tier 1* se mostraram tão distantes daqueles obtidos no item anterior (5.2.a).

A metodologia recomenda que se use valores condizentes com a realidade local e somente sejam utilizados os valores padrões caso não seja possível a obtenção de valores locais. Utilizando-se dados disponíveis na literatura expostos anteriormente, como sugere o *tier 2*, uma tonelada de SV produz 400 m³ de CH₄ e os resíduos alimentares possuem uma composição média de 23% de SV. Utilizando-se estes valores, o fator de emissão encontrado é de 92 g CH₄/kg de resíduo alimentar tratado.

c) *Estimativa do potencial energético do gás metano produzido*

O metano, em condições normais de temperatura e pressão (CNTP), tem um poder calorífico inferior (PCI) de 9,9 kWh/m³ (COLDEBELLA *et al.*, 2006), item 4.6 c, dessa forma tem-se a produção de:

102,96 kWh/dia

Mas como a eficiência de conversão do biogás em energia elétrica com grupos geradores (motores ciclo Otto) é de aproximadamente 25% (CCE, 2000), item 4.6 c, a produção real de energia é equivalente a:

25,74 kWh/dia

De acordo com a Resenha Mensal do Mercado de Energia Elétrica divulgada pela EPE, em Janeiro de 2016, o consumo médio mensal residencial de energia por unidade consumidora no período de Dezembro de 2014 a Dezembro de 2015 foi de 161,8 kWh. (EPE, 2016). Com a produção estimada de 514,8 kWh por mês (considerando produção somente no período de segunda a sexta), seria possível suprir a demanda de 3 casas.

5.3 DIMENSIONAMENTO DO BIODIGESTOR

O primeiro ponto a ser analisado para determinação da viabilidade do projeto é a determinação do volume do biodigestor.

Para realizar o dimensionamento deste biodigestor foram adotados parâmetros de projeto estimando-se que serão tratados os resíduos orgânicos provenientes do Restaurante Universitário da UFJF. O gás gerado na decomposição deste resíduo poderá ser utilizado tanto para geração elétrica quanto na queima do cozimento dos alimentos na cozinha do próprio Restaurante Universitário. Devido à baixa eficiência de conversão do biogás em energia elétrica, e a fim de se obter um sistema fechado o biogás gerado será destinado ao cozimento dos alimentos produzidos no próprio Restaurante Universitário.

5.3.2 CÁLCULO DO VOLUME DE ÁGUA NECESSÁRIO

Como discutido anteriormente, resíduos alimentares provenientes de restaurante onde houve uma segregação na fonte sugere o uso de um biodigestor de digestão úmida e contínua. Para utilizar tal tecnologia, o substrato deve passar por uma umidificação de modo que contenha apenas 15% de sólidos totais.

Diversos autores (Quadro 8) sugerem que a porcentagem de sólidos totais que compõem os resíduos alimentares varia na faixa de 30,9 a 18 %:

QUADRO 8 – Composição de ST característica dos resíduos alimentares

Autor	Zhang <i>et al</i> (2006)	Li <i>et al</i> (2011)	Zhang <i>et al</i> (2011)	Browne <i>et al</i> (2012)	Zhang <i>et al</i> (2013)
ST (%)	30,9	24,0	18,1	29,4	23,1

Para determinação da carga de sólidos totais adicionada diariamente no biodigestor, será considerado o valor de 25% de ST (média dos valores reportados da literatura previamente citados), lembrando que a quantidade média de substrato produzida diariamente é 112kg (item 5.1), o cálculo realizado é o seguinte:

$$C_{ST} = \frac{Pd \times ST_i}{100}$$

Onde:

C_{ST} = Carga de Sólidos Totais adicionada diariamente no biodigestor (Kg/dia);

Pd = Produção diária de resíduo (Kg/dia);

ST_i = Fração sólida do substrato inicial (%);

$$C_{ST} = 28 \text{ kg/dia}$$

De acordo com esses parâmetros conclui-se que, diariamente 28 kg de sólidos totais são adicionados ao tanque de digestão. Como é necessário que o substrato entre no tanque com 15% de sólidos totais diluído, a massa total de alimentação diária deve ser de:

$$Mt = \frac{C_{ST} \times 100}{ST_f}$$

Onde:

Mt = Massa total de alimentação diária (kg/dia);

C_{ST} = Carga de Sólidos Totais adicionada diariamente no biodigestor (Kg/dia);

ST_f = Fração sólida do substrato final (%);

$$Mt = 186,7 \text{ kg/dia}$$

Devem ser adicionados ao tanque de digestão 186,7 kg de resíduo por dia. Como deste montante 112kg são de resíduo orgânico, o restante deve ser água. Sendo a densidade da água = 1000 kg/m³, o volume de água final a ser adicionado ao tanque de digestão é calculado de acordo como se segue:

$$Peso\ de\ água\ a\ ser\ adicionado\ =\ 186,7 \frac{kg}{dia} - 112 \frac{kg}{dia} = 74,7\ kg/dia$$

$$Volume\ de\ água\ a\ ser\ adicionado\ = 0,0747\ m^3 = 74,7\ L$$

5.3.3 CÁLCULO DO VOLUME DO BIODIGESTOR

De acordo com Tchobanoglous e Vigil (1993), a massa específica do resíduo orgânico varia entre 131,0 kg/m³ e 481,0 kg/m³, sendo 291,0 kg/m³ um valor típico. Os estudos de Tavares (2011) indicaram um valor de 504,70 kg/m³ para esta propriedade do resíduo orgânico e, Albertoni (2013), 481,56 kg/m³. Para os seguintes cálculos, adotou-se o valor de 430,00 kg/m³. Outro parâmetro importante para o dimensionamento do biodigestor é o Tempo de Detenção Hidráulica (TDH).

Segundo Sasse (1998), o aumento do Tempo de Detenção Hidráulica resulta em elevação da temperatura, além do tempo, para ocorrência das reações da digestão anaeróbia o que ocasiona em um maior ganho líquido de energia, devido a uma maior produção de biogás. Por outro lado, reatores com TDH elevados requerem grande capacidade de armazenamento. Deste modo, se faz importante o estabelecimento do Tempo de Detenção Hidráulica ideal do substrato, levando-se em consideração a produção necessária de biogás que viabilize o projeto e a área disponível para implantação do biodigestor (SASSE, 1998).

Para que a digestão anaeróbia ocorra dentro da faixa de digestão mesofílica (20 a 35 °C), o TDH deve ser maior que 20 dias (SASSE, 1998).

Foi adotado para este estudo o Tempo de Detenção Hidráulica de 30 dias, sendo 4 dias destinados para a hidrólise, desta forma o volume do tanque digestor é definido segundo se segue:

Como o resíduo alimentar possui massa específica igual a 430kg/m³, tem-se para 112kg:

0,26 m³ de resíduo alimentar

Como a vazão de água a ser adicionada para que o substrato tenha 15% de sólitos totais, é 0,0747 m³, a vazão total de entrada é igual a:

$$0,3352 \text{ m}^3$$

Desta forma tem-se:

$$V_{digestor\ câmara\ 1} = 0,3353 \frac{\text{m}^3}{\text{dia}} \times 5\ dias = 1,676 \text{ m}^3$$

$$V_{digestor\ câmara\ 2} = 0,3353 \frac{\text{m}^3}{\text{dia}} \times 25\ dias = 8,382 \text{ m}^3$$

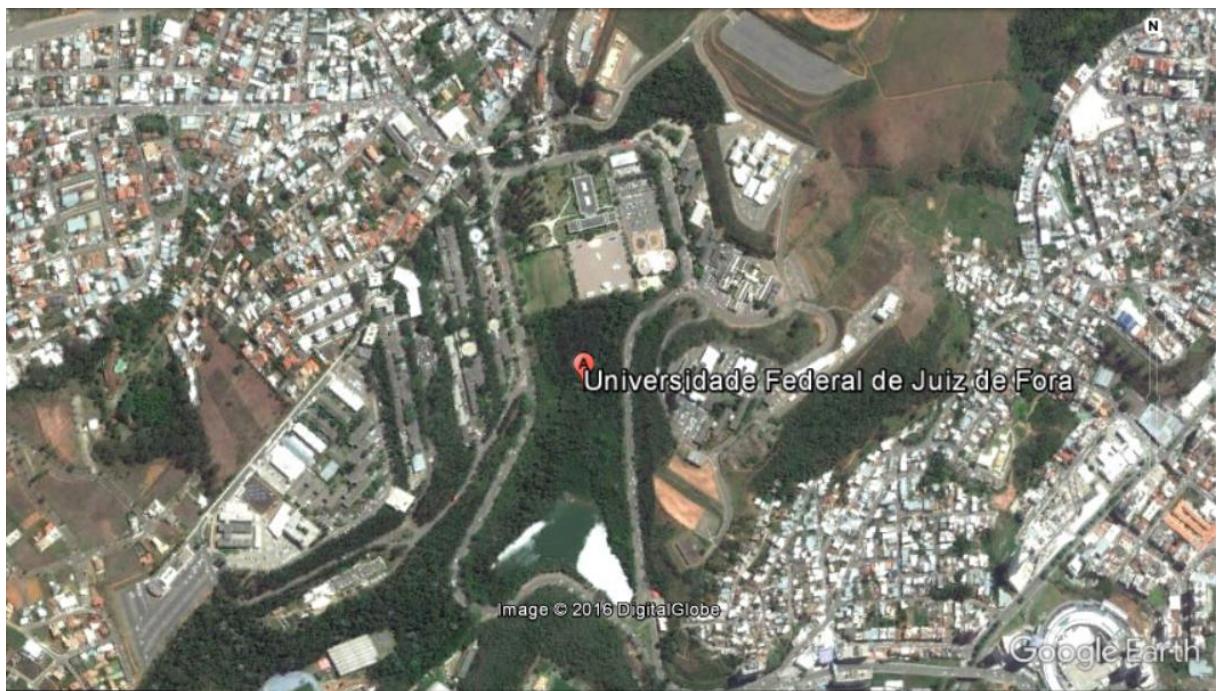
Fixando-se uma altura de um metro para a câmara 1 do tanque digestor, de acordo com a equação 7 para cálculo de volume, o raio da câmara deverá ser igual a 0,55 metros. Para a câmara 2, se fixada um altura de 2 metros, o raio deve ser igual a 1,4 metros.

$$Volume = \pi \times Raio^2 \times Altura \quad (7)$$

A câmara de entrada deverá alocar o volume diário de resíduo gerado somado ao volume de água necessária para diluição ($0,3352 \text{ m}^3$), será adotado um volume de $0,45 \text{ m}^3$, para segurança caso a produção seja maior que a prevista em algum momento.

O campus da Universidade Federal de Juiz de Fora possui uma área de $1.346.793,80 \text{ m}^2$, possuindo uma área construída de $170.428,50 \text{ m}^2$, sendo a área requisitada pelo sistema de digestão de acordo com o espaço disponível pela Universidade. A figura 7 mostra uma vista superior de todo o Campus.

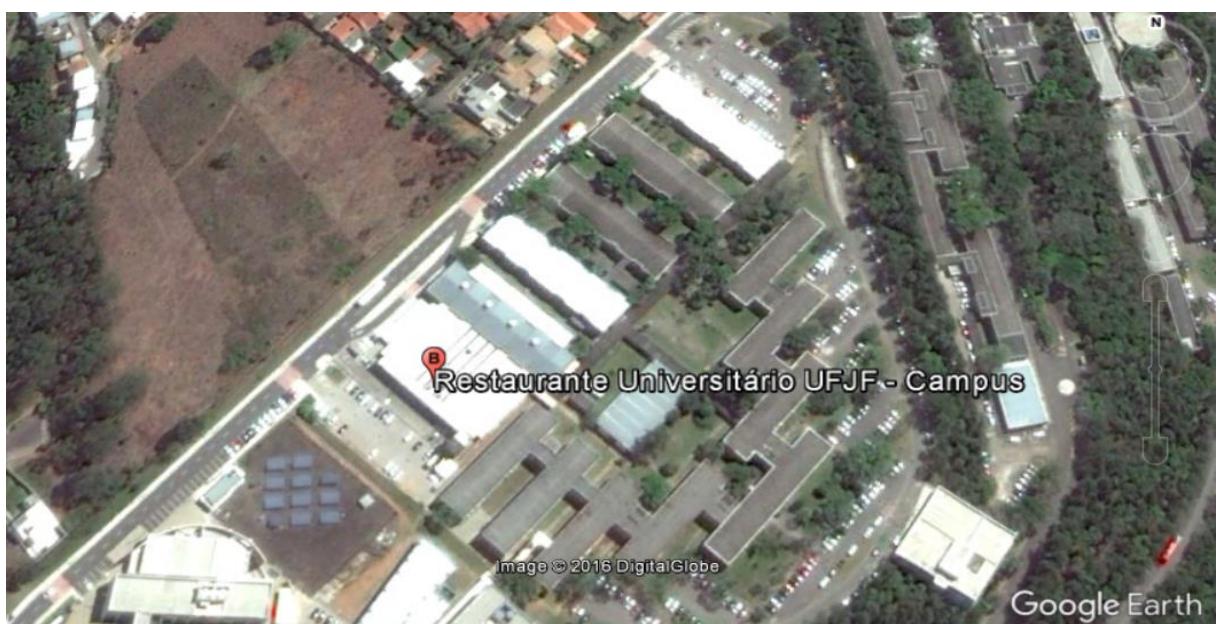
Figura 7 – Vista superior do Campus da UFJF



Fonte: Google Maps (2016)

A figura 8 apresenta uma vista superior do Restaurante Universitário. É possível observar a existência de áreas verdes nos arredores do Restaurante onde seria possível a instalação e operação do sistema.

Figura 8 – Vista superior do Restaurante Universitário



Fonte: Google Maps (2016)

5.3.4 CARGA ORGÂNICA VOLUMÉTRICA

Como exposto anteriormente, a Carga Orgânica Volumétrica (COV) pode ser expressa em função da DQO, ST e STV e foi calculada utilizando a equação (5), presente no item 4.4.2.

Para a determinação da Carga Orgânica Volumétrica em função dos sólidos voláteis foi adotada a fração de 23% de SV na composição do substrato.

- Quantidade de sólidos voláteis:

$$SV = 25,76 \frac{kg}{dia}$$

$$S = 76,826 \frac{kg}{m^3}$$

$$COV = 2,560 \frac{kg}{m^3 * dia}$$

Os valores obtidos estão de acordo com Zhang et al., 2007, que sugere que reatores operados em via úmida operam com COV entre 1 e 4 kgSV .m⁻³ .d⁻¹.

5.3.5 TAXA DE PRODUÇÃO DE GÁS

Para determinar a taxa de produção de gás metano é necessário obter anteriormente a produção diária de gás metano pelo reator. O cálculo foi feito de acordo com a equação (6), exposta no item 4.4.3.

$$GPR = 1,04 \frac{m^3 gás}{m^3 reator x dia} \quad \text{Equação (6)}$$

5.3.6 CONSUMO DIÁRIO DE BIOGÁS

Segundo informações fornecidas no manual da empresa BGS Equipamentos para biogás, um fogão para uso de biogás com queimador duplo possui uma taxa de consumo de 0,45 m³/h de

biogás por queimador. Com o volume de 10,4 m³ de biogás produzidos diariamente, é possível manter a chama de um queimador acesa 23h por dia.

Além disso o gás metano pode ser destinado para diversos outros usos como, por exemplo, alimentação de lâmpadas para iluminação de alguns pontos do Campus, ou pode, ainda, ser jogada diretamente na rede transmissão proporcionando um desconto no valor da tarifa mensal do uso de energia, dentre vários outros usos. Deve-se levar em consideração que usos mais nobres do biogás requerem maiores tratamentos para sua purificação.

Um m³ de biogás equivale energeticamente a 0,396 L de Gás Liquefeito de Petróleo – GLP (PROSAB, 2003), como a capacidade de produção diária de biogás é de 10,4 m³, é gerado diariamente o equivalente a 4,12 L de GLP.

5.4 PROPOSTA DE SOLUÇÃO PARA A VARIAÇÃO DA CARGA ORGÂNICA

A produção de resíduo alimentar do Restaurante Universitário não é constante durante todo o ano, uma vez que ocorre a diminuição da quantidade de refeições servidas em período de férias. Diante disso, propõe-se a adoção de algumas medidas para reverter a flutuação de carga orgânica inserida no reator.

Uma alternativa é a utilização de um co-substrato, como a silagem (milho verde, gramíneas verdes) que pode fornecer a base necessária para assegurar o funcionamento do biodigestor sem interrupções. A silagem é o produto de uma fermentação realizada por bactérias lácticas e esse processo é praticado na agricultura brasileira para o armazenamento de forragem verde, por exemplo. Uma vez mantida as condições anaeróbias, a silagem pode ser conservada por meses. Adicionalmente, há preparação de substâncias de difícil degradação, como por exemplo a celulose, para posterior degradação metanogênica no digestor anaeróbio (PROBIOGÁS, 2015). Outra alternativa é a parceria com restaurantes próximos à UFJF, que tem uma produção mais constante de resíduo alimentar.

6. CONCLUSÕES E SUGESTÕES PARA PESQUISAS FUTURAS

A metodologia de avaliação do potencial de gás metano produzido a partir de uma porcentagem de sólidos voláteis que compõem o material a ser digerido demonstrou valores diferentes daquele obtidos seguindo-se a metodologia do IPCC (2006). Considerando-se um percentual de 23% de SV, um montante de 112kg de resíduo alimentar é capaz de gerar um volume de 10,4 m³ de gás metano, já a metodologia do IPCC, aponta uma produção de 0,13 m³.

Tal diferença se dá pelo fato de que a metodologia americana se baseou em valores de fatores de emissão obtidos de acordo com a realidade local de resíduos sólidos urbanos a serem tratados, uma vez que esta metodologia serve para quantificar o volume de gás metano gerado por uma quantidade inicial de resíduo sólido em geral e não apenas de resíduo alimentar. Como nos Estados Unidos a fração de resíduos alimentar presente nos resíduos sólidos é muito menor se comparada ao Brasil, é de se esperar que tenha um comportamento diferente ao ser degradado.

Essa diferença sugere um cuidado ao se utilizar a metodologia do IPCC para locais com diferentes realidades. Os dados padrões sugeridos na metodologia devem ser substituídos para valores condizentes com a realidade local ou o valor encontrado pode ser muito diferente do real. Este fato requer atenção, uma vez que tal metodologia é amplamente utilizada, no Brasil e no mundo, e diversos documentos são realizados e publicados sem que este cuidado com a obtenção dos dados seja tomado.

Os resíduos alimentares produzidos pelo Restaurante Universitário da Universidade Federal de Juiz de Fora se mostraram adequados ao tratamento por biodigestor sendo capaz de produzir uma energia suficiente para suprir a demanda diária de 19 residências ou manter um fogão acesso no período de 23h por dia. Além disso, a área requisitada pelo biodigestor que processará o montante diário de resíduo produzido se mostrou condizente com a área disponível para implantação do sistema no Campus de Juiz de Fora na UFJF.

A implantação de plantas de biogás surge como uma alternativa local para o suprimento de energia, contribuindo para a diversificação da matriz energética de maneira que haja uma redução do uso dos recursos naturais esgotáveis e uma dependência menor da ocorrência de

chuvas para o uso de hidrelétricas, sendo assim o biogás pode ser considerado uma fonte renovável e economicamente atrativa.

Para trabalhos posteriores nessa linha de pesquisa sugere-se o estudo para diferentes configurações de reatores, assim como a avaliação dos custos de implementação. Outro ponto a ser analisado é a viabilidade do uso do efluente como biofertilizante, e a necessidade de um pós-tratamento.

7. BIBLIOGRAFIA

ABRELPE, 2014, PANORAMA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS NO BRASIL, Associação Brasileira das Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. Disponível em: <<http://www.abrelpe.org.br/Panorama/panorama2014.pdf>>. Acesso em: 18 jan 2017.

ALMEIDA, R. N. et. al. A problemática dos resíduos sólidos urbanos. Interfaces Científicas-Saúde e Ambiente, v. 2, n. 1, p. 25-36, 2013.

ANDRADE, M. A. N. et. al. Biodigestores rurais no contexto da atual crise de energia elétrica brasileira e na perspectiva da sustentabilidade ambiental. Encontro de Energia no Meio Rural, 2002.

ANEEL/BIG – Banco de Informações de Geração. Disponível em: <<http://www2.aneel.gov.br/aplicacoes/capacidadebrasil/capacidadebrasil.cfm>>. Acesso em: 18 dez 2016.

BONTURI, G. de L.; VAN DIJK, M. Instalação de biodigestores em pequenas propriedades rurais: análise de vantagens socioambientais. Revista Ciências do Ambiente On-Line, v. 8, n. 2, p. 88-95, 2012.

BRASIL, 2010. Lei nº 12.305. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências.

BRASIL, 2016. Ministério do Meio Ambiente. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/residuos-solidos>>. Acesso em: 26 jul 2016.

BROWNE, J. D.; MURPHY, J. D. Assessment of the resource associated with biomethane from food waste. Appl. Energy, v. 104, p. 170-177, 2013.

CALIJURI, M. L. et. al. Identificação de áreas para implantação de aterros sanitários com uso de análise estratégica de decisão. Informática Pública, v. 4, n. 2, p. 231-250, 2002.

CCE - Centro para Conservação de Energia. Guia Técnico do Biogás. Ed. JE92 Projectos de Marketing Ltda, Algés, Junho, 2000.

COLDEBELLA, A. et al. Viabilidade da cogeração de energia elétrica com biogás da bonivocultura de leite. Proceedings of the 6. Encontro de Energia no Meio Rural, 2006.

DEGANUTTI, Roberto et al. Biodigestores rurais: modelo indiano, chinês e batelada. Procedings of the 4th Encontro de Energia no Meio Rural, 2002.

ELETROBRÁS; Relatório Anual e de Sustentabilidade 2013. Disponível em: <http://www.eletrobras.com/relatorio_sustentabilidade_2013/assets/pdf/RAS2013_portugues.pdf>. Acesso em: 30 nov 2016.

EPA - US Environmental Protection Agency. Disponível em: <<https://www.epa.gov/sustainable-management-food/how-prevent-wasted-food-through-source-reduction>>. Acesso em: 26 jul 2016.

EPA (2013) - US Environmental Protection Agency. Disponível em: <<https://archive.epa.gov/epawaste/nonhaz/municipal/web/html/index.html>>. Acesso em: 18 dez 2016.

EPE (Empresa de Pesquisa Energética). Informe à imprensa: Demanda da energia elétrica: 10 anos. Disponível em: <http://www.epe.gov.br/imprensa/PressReleases/20110222_2.pdf> Acesso em: 18 dez 2016.

EPE (Empresa de Pesquisa Energética). Resenha Mensal do Mercado de Energia Elétrica, janeiro de 2016. Disponível em: <<http://www.epe.gov.br/ResenhaMensal/Resenha%20Mensal%20do%20Mercado%20de%20Energia%20El%C3%A9trica%20-%20Dezembro%202015.pdf>>. Acesso em: 18 dez 2016.

FAO - Food and Agriculture Organization. Food wastage footprint: Impacts on natural resources. Organization of the United Nations. p.63. Italia, Roma. 2013.

FERREIRA, B. O. Avaliação de um sistema de metanização de resíduos orgânicos alimentares com vistas ao aproveitamento energético do biogás. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Minas Gerais. 2015. 124f.

FNR - Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe. Guia Prático do Biogás: Geração e Utilização. Ministério da Nutrição Agricultura e Defesa do Consumidor da Alemanha. Gülzow, Alemanha. 2010.

FORESTI, E., et. al. Fundamentos do Tratamento Anaeróbio. Cap. 2. In: CAMPOS, J.R. (coordenador). Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo. PROSAB, Rio de Janeiro, 436 p. (1999).

GHOSH, S. Kinetics of acid-phase fermentation anaerobic digestion. Biotechnology Bioeng., 2:301, 1981.

GÓMEZ, X. et. al. Anaerobic co-digestion of primary sludge and the fruit and vegetable fraction of the municipal solid wastes – Conditions for mixing and evaluation of the organic loading rate, Renewable Energy 31: 2.017, 2006.

GOUVEIA, N. Resíduos sólidos urbanos: impactos socioambientais e perspectiva de manejo sustentável com inclusão social. 2012. IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Pesquisa Nacional de Saneamento Básico, PNSB -2008. Rio de Janeiro: IBGE; 2010.

IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 5: Waste. 2006. Disponível em: <<http://www.ipccnggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol5.html>>. Acesso em: 31 de julho de 2016.

IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change. Climate Change 2007: Synthesis Report. Core Writing Team, Pachauri RK, Reisinger A, editors. Geneva: IPCC; 2007.

JUNQUEIRA, SLCD. Geração de energia através de biogás proveniente de esterco bovino: estudo de caso na fazenda aterrado. Universidade do Rio Janeiro, Departamento de Engenharia Mecânica DEM/POLI/UFRJ, Rio de Janeiro, 2014.

KUNZ, Airton; OLIVEIRA, Paulo Armando V. de. Aproveitamento de dejetos de animais para geração de biogás. Revista de Política Agrícola, v. 15, n. 3, p. 28-35, 2006.

LA FARGE, B. Le Biogaz - Procedes de Fermentation Méthanique. Paris, Masson, 1979.

LEITE, V. D. E POVINELLI, J. Comportamento dos sólidos totais no processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos e industriais. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental. p. 229-232. 1999.

LEITE, V. D. et. al. Bioestabilização de resíduos sólidos orgânicos. In CASSINI, S. T. Digestão de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento de biogás. Rio de Janeiro: PROSAB, 2003. 196p.

LEITE, V. D. et. al. Tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos com alta e baixa concentração de sólidos. Revista Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. 13: 190, 2009.

LI, Y. et al. Solid-state anaerobic digestion for methane production from organic waste. Renew. Sust. Energ. Rev., 15, 821-826. 2011.

METCALF, E EDDY, M. Wastewater engineering: treatment, disposal, reuse, 3a ed, Nova York, Estados Unidos: McGraw-Hill, 1991. p.1.334.

NAZARO, M. S. E NOGUEIRA M. A. A. Desenvolvimento de um biodigestor residencial para processamento de resíduos sólidos orgânicos. 2016.

OTENIO, M. H. et al. Produção de biogás a partir de dejetos da pecuária leiteira.

PALHARES, J.C.P. Biodigestão anaeróbia de dejetos de suínos: aprendendo com o passado para entender o presente e garantir o futuro. 2008. Artigo em Hypertexto. Disponível em:. Acesso em: 14/11/2008.

PROBIOGÁS, Projeto Brasil – Alemanha de Fomento ao Aproveitamento Energético do Biogás no Brasil. Ministério das Cidades, Brasília, 2015.

PROSAB: Programa de Pesquisas em Saneamento Básico; Rede Cooperativa de Pesquisas/ Digestão Anaeróbia de Resíduos Orgânicos e Aproveitamento de Biogás. Coordenador: Cassini, S. T., 2003.

REIS, A. S. Tratamento de resíduos sólidos orgânicos em biodigestor anaeróbio. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco. 2012. 79f.

SASSE, L. Biogas Plants. In: Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) 1988. Disponível em <http://biogas.ifas.ufl.edu/ad_development/documents/biogasplants.pdf> Acessado em: 18 nov 2016.

SEGURA, M. L. A evolução da matriz energética brasileira: O papel dos biocombustíveis e outras fontes alternativas. 2014.

SILVA, Thiago. Gás ecológico marca presença no Sertão nordestino. Recife, 2010. Disponível em: <<http://especiais.ne10.uol.com.br/vocemais20/003-energia.html>>. Acesso em: 01 nov. 2016.

SILVA, W. R. Estudo cinético do processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos vegetais. Tese de Doutorado. Universidade Federal da Paraíba. 2009. 159 f.

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

SOUZA, S. N. M. et al. Custo da eletricidade gerada em conjunto motor gerador utilizando biogás da suinocultura. Acta Scientiarum Technology, v. 26, n. 2, p. 127-133, 2004.

VANDEVIVERE P. et. al. Types of anaerobic digesters for solid wastes in biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes. V. 4, p. 111-147, London, IWA Publishing. 2002.

ZHANG L, LEE YW, JAHNG D. Anaerobic co-digestion of food waste and piggery wastewater: focusing on the role of trace elements. Bioresour Technol 102:5048–59. 2011.

ZHANG, C; SU, H.; TAN, T. Batch and semi-continuous anaerobic digestion of food waste in a dual solid–liquid system. Bioresour Technol 145:10–6. 2013.

ZHANG, R. et al. Characterization of food waste as feedstock for anaerobic digestion. Bioresour. Technol. 98, 929–935. 2006.