

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE ITAJUBÁ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO
EM ENGENHARIA DE ENERGIA**

Avaliação da produção de biogás a partir de resíduos sólidos urbanos (RSU) e lodo de esgoto em uma simulação experimental de aterro sanitário

Juliana Sales Moura

Itajubá, novembro de 2014.

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE ITAJUBÁ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ENGENHARIA DE ENERGIA**

Juliana Sales Moura

Avaliação da produção de biogás a partir de resíduos sólidos urbanos (RSU) e lodo de esgoto em uma simulação experimental de aterro sanitário

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Energia como parte dos requisitos para obtenção do Título de Mestre em Engenharia de Energia.

Área de Concentração: Energia, Sociedade e Meio Ambiente.

**Orientador: Prof^a. Dr^a. Regina Mambeli Barros
Co-orientador: Prof. Dr. Geraldo Lúcio Tiago Filho**

**Novembro de 2014
Itajubá- MG**

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE ITAJUBÁ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ENGENHARIA DE ENERGIA**

Juliana Sales Moura

Avaliação da produção de biogás a partir de resíduos sólidos urbanos (RSU) e lodo de esgoto em uma simulação experimental de aterro sanitário

Dissertação aprovada por banca examinadora em 25 de novembro de 2014, apresentado conferindo ao autor o título de *Mestre em Engenharia de Energia*.

Banca Examinadora:

Prof^a. Dr^a. Regina Mambeli Barros (Orientador)
Prof. Dr. Geraldo Lucio Tiago Filho (Co-orientador)
Prof. Dr. Rubenildo Vieira Andrade
Prof. Dr. Valdir Schalch

**Itajubá
2014**

AGRADECIMENTOS

À Deus por me dar coragem para iniciar e forças para concluir mais esta etapa.

À minha mãe, pelo amor, paciência, e apoio sempre e em qualquer situação.

Ao Hahylton, pelo apoio incondicional, por entender meus momentos de stress e por estar sempre presente.

À minha orientadora, prof^a. Regina, por mais uma vez me acolher como sua orientada, e por todo incentivo, apoio e disponibilidade em resolver minhas dúvidas e me ajudar nas dificuldades. Obrigada por todas as sugestões e dicas, e por todo o conhecimento transmitido.

Agradeço também ao meu co-orientador, prof. Tiago, pelas sugestões sempre pertinentes para o aprimoramento da pesquisa.

Aos meus colegas de mestrado, por todos os momentos divididos, especialmente Lucimara e Fernanda, obrigada pela amizade e por tornarem estes anos mais leves e divertidos.

À todos que em algum momento contribuíram para a execução deste trabalho, seja com dicas, seja pela ajuda direta. Agradeço especialmente ao Ivan, Eruin e Felipe, que tanto me ajudaram na realização da parte prática do trabalho, sem os quais, tenho certeza, este trabalho não teria sido possível.

À ANP, FINEP e MCT pelo apoio financeiro através da bolsa concedida por meio do PRH16.

RESUMO

Vive-se em uma era onde a humanidade começa a tomar consciência do conceito de sustentabilidade e da necessidade de proteger e preservar o meio ambiente. Ao mesmo tempo, os problemas ambientais atuais tornam-se cada vez maiores. O presente trabalho tem por objetivo estudar uma forma de auxiliar na solução de um expressivo problema ambiental – a emissão de gás metano, um componente do biogás produzido durante a degradação dos resíduos sólidos urbanos no interior de aterros sanitários – e que ao mesmo tempo traga outro benefício: fornecimento de energia. Atualmente, a grande maioria dos aterros sanitários queima o biogás gerado em *flares*. Entretanto, trata-se de um biogás que poderia ser usado para conversão de energia direta ou indiretamente. Para que a implementação de um projeto de aproveitamento energético seja economicamente viável, uma quantidade mínima de biogás deve ser produzida, garantindo também uma quantidade mínima de energia gerada. Dessa forma, espera-se que permita um bom retorno financeiro e, por consequência, seja um projeto atrativo para os investidores. Nesse contexto, o presente trabalho pretende estudar a correlação entre algumas características da mistura de resíduos sólidos urbanos e lodo de esgoto e o volume de biogás produzido, assim como com parâmetros relativos ao substrato antes e após um período de digestão anaeróbia, visando gerar informação sobre esse processo e permitindo determinar formas de se otimizar a produção de biogás. Durante o período de estudo a produção acumulada de biogás foi de $0,12647 \text{ m}^3$ (126,5 litros) com uma vazão média diária de $0,46 \times 10^{-3} \text{ m}^3/\text{dia}$. A análise da mistura de resíduos e lodo apontou uma redução de 65,2% dos teores de DBO, 55,6% para a DQO, 24,6% para ST e 19,7% para STV. Foi calculado também um índice de produtividade por unidade de massa, obtendo-se o valor de $0,68 \times 10^{-3} \text{ m}^3/\text{kg}$.

Palavras-chave: biogás, digestão anaeróbia, Resíduos Sólidos Urbanos.

ABSTRACT

We live in an age where humanity has begun to become aware of the concept of sustainability and the need to protect and preserve the environment. At the same time, today's environmental problems are becoming increasingly larger. The present work aims to study a way to help solve a significant environmental problem - the emission of methane, a component of the biogas produced during the degradation of municipal solid waste within a landfill - and at the same time bring another benefit: energy supply. Currently, the vast majority of landfills burn biogas generated in *flares*. However, is a biogas which can be used to generate power directly or indirectly. For the implementation of such a project of energy recovery to be economically a minimum amount of methane should be consistently produced in order to also guarantee a minimum amount of energy generated. Thus, it is expected that such productions enables a good financial return and, therefore, is an attractive design for investors. In this context, this work aims to study the correlation between the substrate characteristics of municipal solid waste with regard to the volume of biogas produced, as well as parameters related to the substrate before and after a period of anaerobic digestion, in order to generate information about this process to allow the determination of ways to optimize the production of biogas. During the study period the cumulative biogas production was 0.12647 m³ (126.5 liters) with an average daily flow of 0.46x10⁻³ m³/day. The analysis of the mixture of waste and sludge showed a reduction of 65.2% of BOD levels, 55.6% for COD, 24.6% for ST and 19.7% for STV. It was also calculated a productivity per unit mass index, obtaining the value of 0.68x10⁻³ m³/kg.

Keywords: biogas, anaerobic digestion, Urban Solid Waste.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Esquema representativo de um aterro sanitário.....	27
Figura 2: Variação de alguns parâmetros em função das fases de um aterro sanitário.	30
Figura 3: Esquema das etapas constituintes do processo de degradação anaeróbia	38
Figura 4: Principais fatores que influenciam a geração de biogás	39
Figura 5: a) Confecção de drenos (esquerda); b) Fendas dos drenos para captação do biogás (direita).....	54
Figura 6: Contrapeso no gasômetro	55
Figura 7: Fluxograma das etapas de desenvolvimento da parte experimental	62
Figura 8: Aparato experimental para simulação de uma célula de aterro sanitário	63
Figura 9: Detalhe das perfurações dos drenos com britas em seu entorno	64
Figura 10: Disposição dos RS e camadas de solo no interior da célula e dimensões adotada.	65
Figura 11: a) e b) Parte dos resíduos utilizados na montagem da célula	67
Figura 12: a) Balança utilizada para a determinação da massa de cada tipo de resíduo (esquerda); b) Início do processo de montagem – camada de argila de fundo (direita).	67
Figura 13: Compactação manual dos resíduos	68
Figura 14: Régua na lateral do gasômetro	69
Figura 15: Variação da temperatura ao longo do tempo.....	73
Figura 16: Relação entre a temperatura no interior da célula e a produção de biogás	74
Figura 17: Produção de biogás - diária e acumulada	76
Figura 18: Produção de biogás - diária e acumulada – desconsiderando os momentos de produção nula	81
Figura 19: Comparação da produção acumulada de biogás	82

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Composição gravimétrica do RSU coletados no Brasil em 2008.....	20
Tabela 2: Distribuição típica (em porcentagem) para composição gravimétrica dos resíduos sólidos domésticos em função do estágio de desenvolvimento do país	21
Tabela 3: Composição dos RSD de algumas cidades brasileiras	21
Tabela 4: Composição dos resíduos gerados em Itajubá em 2006.....	34
Tabela 5: Composição dos resíduos gerados em Itajubá em 2013.....	34
Tabela 6: Estudos sobre uso de inóculo no processo de degradação anaeróbia.....	43
Tabela 7: Valores de FCM.....	48
Tabela 8: Teor de carbono orgânico degradável para cada componente dos RSU	48
Tabela 9: Valores sugeridos para k	50
Tabela 10: Características dos reatores estudadas por Leite <i>et al.</i> (1997).....	58
Tabela 11: Composição física dos RS domiciliares no município de Itajubá/MG	64
Tabela 12: Dimensões da célula de aterro	65
Tabela 13: Quantificação dos resíduos depositados na célula de aterro	66
Tabela 14: Resultados das análises laboratoriais	71
Tabela 15: Comparação entre algumas características do lixiviado de aterros sanitários brasileiros e do lixiviado deste estudo	72
Tabela 16: Valores da produção de biogás em estudo anteriores no presente trabalho.....	76
Tabela 17: Estudos envolvendo consorciamento de lodo de esgoto	79
Tabela 18: Comparação dos valores da produção de biogás em estudo anteriores e no presente trabalho, desconsiderando os momentos de produção nula.	81
Tabela 19: Índice de produtividade de biogás e comparação com trabalhos anteriores	82

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas
- ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
- AGV – Ácidos Graxos Voláteis
- ANEEL – Agência Nacional de Energia Elétrica
- Cimasas – Consorcio Intermunicipal dos Municípios da Microrregião do Alto Sapucaí
- CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
- CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente
- COPASA – Companhia de Saneamento de Minas Gerais
- DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio
- DQO – Demanda Química de Oxigênio
- EPA – *Environmental Protection Agency*
- ETE – Estação de Tratamento de Esgot
- FE – Fator de Emissão
- FOD – *First Order Decay*
- FORSU – Fração Orgânica dos Resíduos Sólidos Urbanos
- GEE – Gases de Efeito Estufa
- GWP – *Global Warming Power*
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
- IPCC – *Intergovernmental Panel on Climate Change*
- MDL – Mecanismo de Desenvolvimento Limpo
- MMA – Ministério do Meio Ambiente
- NTK – Nitrogênio Total Kjeldahl
- PCI – Poder Calorífico Inferior
- PNRS – Política Nacional de Resíduos Sólidos
- PNSB – Pesquisa Nacional de Saneamento Básico
- RS – Resíduos Sólidos
- RSD – Resíduos Sólidos Domésticos
- RSM – Resíduos Sólidos Municipais
- RSS – Resíduos dos Serviços de Saúde
- RSU – Resíduos Sólidos Urbanos
- SEMOP – Secretaria Municipal de Obras

ST – Sólidos Totais

STV – Sólidos Totais Voláteis

UASB – *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*

USACE – *United States Army Corps of Engineers*

USEPA – *United States Environmental Protection Agency*

SUMÁRIO

1. Introdução.....	12
2. Objetivos.....	15
2.1. Objetivo Geral	15
2.2. Objetivos Específicos	15
3. Revisão Bibliográfica	16
3.1 Resíduos Sólidos (RS)	16
3.2. Formas de Disposição do RS.....	22
3.2.1. Aterros Sanitários.....	24
3.2.2. Microbiologia e Bioquímica de um Aterro Sanitário	29
3.3. Caracterização dos RS em Itajubá	32
3.4. Processo de Formação do Biogás.....	34
3.4.1. Fatores que influenciam a formação de biogás	39
3.4.2. Consorciamento com lodo de esgoto	42
3.5. Métodos de Estimativa de Emissão de Biogás.....	46
3.5.1. Método de Inventário	46
3.5.2. Método do Decaimento de Primeira Ordem.....	49
3.5.3. Softwares de previsão de geração de biogás em aterro sanitário	51
3.6. Trabalhos Anteriores.....	52
3.6.1. Estudos de digestão anaeróbia de RSU em escala piloto	56
4. Materiais e Métodos.....	62
4.1. Aparato Experimental	62
4.2. Caracterização e Quantificação do Substrato	64
4.3. Montagem da célula de aterro	68
4.4. Medição de Temperatura e Pressão	69
4.5. Análises Laboratoriais	69
5. Resultados e Discussão	71
6. Conclusões.....	84
6.1. Sugestões para trabalhos futuros.....	85
7. Referências Bibliográficas.....	86

1. Introdução

É possível afirmar que atualmente diversos pesquisadores concordam (WANG *et al.*, 2012; RADU *et al.*, 2013; WHITING e AZAPAGIC, 2014) que o planeta está sofrendo pelos aspectos inerentes do efeito estufa e suas consequências, com destaque para as mudanças climáticas e o aquecimento global.

De acordo com o Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas, o *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC, 2001), os Gases de Efeito Estufa (GEE) absorvem a radiação infravermelha emitida pela superfície da Terra, pela atmosfera devido a esses mesmo gases e pelas nuvens. A radiação atmosférica é emitida em todas as direções, inclusive à superfície terrestre. Estes GEE aprisionam o calor dentro da superfície do sistema troposférico, no chamado efeito estufa natural. Um aumento na concentração de GEE leva a um aumento da opacidade da atmosfera para a radiação infravermelha e, portanto, a um desequilíbrio, que só pode ser compensando por um aumento da temperatura na superfície do sistema troposférico, ou o efeito estufa.

A partir de tal definição, ficam claras as inevitáveis consequências: o aumento da temperatura global ocasiona os mais diversos fenômenos climáticos, tais como aumento da incidência e intensidade de furacões, extensos períodos de seca em determinadas áreas em contraste com o aumento da pluviosidade e episódios de alagamentos em outros locais, processos de desertificação, dentre outros.

Detectado o problema deve-se partir, então, em busca de uma solução, a saber: adaptação e mitigação. Qualquer ação para reduzir as emissões dos GEE é bem vinda e deve ser posta em prática o mais rapidamente possível, seja de forma voluntária, seja por exigência governamental pela imposição legislativa (RADU *et al.*, 2013). Sabendo-se que o efeito estufa é causado pelo aumento da concentração dos GEE na atmosfera, devem-se procurar formas de diminuir o máximo possível as fontes de emissão desses gases.

Dentre os GEE, dois se destacam: o gás carbônico (CO₂) e o metano (CH₄). O CO₂ é emitido em quantidades consideráveis pelas mais diversas atividades humanas, sendo produto da queima de combustíveis fósseis, principal fonte energética da maior parte dos países desenvolvidos na sociedade atual; em cuja emissão, contribui também o desmatamento de florestas. A formação de metano ocorre nos mais diversos ambientes naturais, como as zonas úmidas (pântanos, sedimentos de rios, lagos e mares, área de cultivo de arroz), bem como no sistema digestivo dos ruminantes e térmitas (cupins)(CHERNICHARO, 1997); as fontes antropogênicas são os aterros sanitários (decomposição dos resíduos), o tratamento de

resíduos, a queima de biomassa e ocasionais vazamentos de gás natural. Wang *et al* (2012) consideram haver um enorme potencial para reduzir as emissões do GEE provenientes das formas de disposição final de resíduos, e pontuam que os RSU tem um papel significativo nas emissões globais de GEE, e portanto, tal assunto merece atenção. Tolmasquim (2003) afirma que, considerando as tecnologias atualmente disponíveis, é possível reduzir as emissões de metano provenientes de aterros sanitários em até 50%, o que representaria um total de 10 a 25 milhões de toneladas por ano deixando de ser emitidas.

Apesar de emitido em quantidades significativamente menores, a preocupação quanto ao metano é devida ao seu alto potencial de aquecimento global (*Global Warming Power*, GWP; sigla mais bem conhecida em inglês). O GWP é um índice baseado em propriedades radioativas dos GEE, que mede a força radioativa de uma unidade de massa desses gases, ao longo de um horizonte de tempo escolhido, em relação ao dióxido de carbono. O GWP representa o efeito combinado dos diferentes tempos que estes gases permanecem na atmosfera e a sua eficácia em absorver a radiação infravermelha (IPCC, 2007).

Como o GWP é mensurado em relação ao dióxido de carbono, considera-se que este gás tem GWP igual a 1; o GWP do metano é igual a 21, ou seja, seu poder de aquecimento global é 21 vezes maior que o do dióxido de carbono (IPCC, 2007).

Outro aspecto a ser considerado quando se aborda a temática ambiental atual é a geração de enormes quantidades de resíduos. A geração de resíduos é intrínseca a todas as atividades humanas, tanto em função de sua natureza biológica, movida por necessidades primárias como a alimentação, quanto pela inserção urbana, que caracteriza o homem como consumidor de produtos industrializados. O crescimento demográfico e o aumento do nível de renda em grande parte da população têm provocado um crescimento elevado da produção de resíduos e uma maior complexidade na composição dos mesmos (MOURA, 2007). Dessa situação, surge a problemática da disposição final dos resíduos sólidos, cuja quantidade gerada torna-se cada vez maior. Certamente, a erradicação dos lixões a céu aberto conforme determinado pela Política Nacional de Resíduos Sólidos, sancionada pela Lei 12.305 de 2010 (BRASIL, 2010) e regulamentada pelo Decreto 7.404 de 2010 (Brasil, 2010), e a transição para a disposição dos resíduos (primordialmente, rejeitos) em aterros sanitários, como uma forma ambientalmente correta consiste em uma solução, embora não totalmente satisfatória. Aterros sanitários geram os subprodutos chorume (que somado à infiltração de águas de chuva nas células formam o percolato) e o biogás, composto principalmente de metano. Ambos os subprodutos devem ser drenados, sendo o chorume tratado e o biogás queimado em *flares*, em função de seu potencial calorífico, com uma perda dessa energia.

Segundo a Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais – ABRELPE, em 2013 existiam no Brasil 2226 aterros sanitários (ABRELPE, 2014), há que se tentar minimizar essa perda de energia.

Neste sentido, uma alternativa para disposição final dos resíduos sólidos urbanos (RSU) seria os aterros sanitários com a captação do biogás produzido pela decomposição dos RSU e sua utilização para a geração de energia elétrica em turbinas a gás ou motores de combustão interna, ou ainda uso direto do gás como combustível para fornos e caldeiras. Esta já é uma realidade em diversos países, onde incentivos financeiros, principalmente na Europa, tem causado um aumento nas instalações que se utilizam de processos de digestão anaeróbia para produzir calor e /ou energia a partir do biogás (WITHING e AZAPAGIC, 2014). Claramente, qualquer fonte de energia considerada renovável deve ser incluída na matriz energética de um país ou região. A recuperação do metano presente no biogás gerado em aterros sanitários não pode ser desprezada, inclusive porque seu aproveitamento significa minimização direta de impactos ambientais (MACIEL, 2009). Além disso, o aproveitamento energético do biogás é uma alternativa que pode ser implementada em um período de curto a médio prazo nos aterros sanitários brasileiros (TOLMASQUIM, 2003).

No entanto, existem muitos projetos baseados em valores teóricos de geração de biogás a partir de dada quantidade de RSU disposta, assim como valores teóricos de parâmetros inerentes à degradação dos RSU.

No presente estudo busca-se aferir o volume de biogás produzido a partir de uma combinação de RSU com lodo de esgoto, utilizando um aparato experimental de simulação de aterro sanitário, em ambiente em Itajubá-MG, visando conhecer valores experimentais e regionais para a região sulmineira do Brasil.

2. Objetivos

2.1. Objetivo Geral

O presente trabalho objetiva analisar a produção de biogás a partir de uma combinação de RSU e lodo de esgoto como inóculo, para obtenção de valores experimentais e regionais sulmineiros de produção de biogás a partir de dada quantidade de RSU e de parâmetros de degradação dos RSU, em escala reduzida de aparato experimental de célula de aterro sanitário.

2.2. Objetivos Específicos

O presente projeto visa estudar a influência da adição de lodo de esgoto aos RSU na produção de biogás, através da comparação com a quantidade de biogás produzida em estudos anteriores utilizando o mesmo aparato experimental. Como objetivos específicos, pretende-se:

- Avaliar como a adição de lodo de esgoto interfere no processo de degradação biológica e conseqüentemente no volume de biogás produzido, a partir de comparações com trabalhos anteriores sem esse inóculo, como Pieroni (2010), Abe (2013) e Brito (2013);
- Analisar a degradação a partir de análises laboratoriais de parâmetros, tanto do substrato – a fim de se avaliar a degradação do material ao fim do processo – quanto do lixiviado porventura produzido; e
- Determinar um índice experimental para a região sulmineira de volume de biogás produzido por unidade de massa de RSU inoculado com lodo de esgoto e por unidade de tempo e compará-lo aos supracitados estudos anteriores.

3. Revisão Bibliográfica

3.1 Resíduos Sólidos (RS)

Segundo a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) NBR 10004 – Resíduos Sólidos – Classificação, define-se RS como sendo (ABNT, 2004, p.1):

Resíduos nos estados sólido e semi-sólido, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnica e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível.

De forma similar, a PNRS define RS como:

Material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, a cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólido ou 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.

A mencionada ABNT NBR 10004 também define por periculosidade de um resíduo (ABNT, 2004, p.2):

Característica apresentada por um resíduo que, em função de suas propriedades físicas, químicas ou infecto-contagiosas, pode apresentar:

- a) risco à saúde pública, provocando mortalidade, incidência de doenças ou acentuado seus índices;
- b) riscos ao meio ambiente, quando o resíduo for gerenciado de forma inadequada.

Em 2008, o *Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística* (IBGE) realizou a *Pesquisa Nacional de Saneamento Básico* (PNSB), publicada em 2010 (IBGE, 2010). Os dados apresentados na PNSB mostraram que são geradas pouco menos de 260 mil toneladas de RS domiciliares e/ou públicos por dia. Porém, tal valor difere bastante do encontrado no Plano Nacional de Resíduos Sólidos (2012) do Ministério de Meio Ambiente (MMA), de 183.481,50 t/dia

O Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil, levantamento elaborado anualmente pela ABRELPE, mostra em sua versão mais recente, que em 2013 eram geradas diariamente no país pouco mais de 209.000 t/dia de resíduos sólidos, das quais cerca de 90% eram coletadas (189.219 t/dia) (ABRELPE, 2014). Do total de cerca de 260 mil toneladas diárias mencionadas pela PNSB (2010), 64,6% têm como destino final os aterros sanitários, 15,7% os aterros controlados e 17,6% os lixões; ou seja, quase 65% de todo o RSU coletado no Brasil tem um destino final adequado (aterro sanitário). Já considerando as pouco mais de 189 t/dia referidas pela ABRELPE (2014), 58,3% eram destinadas a aterros sanitários; 24,3% a aterros controlados e 17,4% a lixões, ou seja, 41,7% de todo o resíduo coletado não tem uma disposição final ambientalmente correta; considerando ainda que do total produzido, 10% não é sequer coletado e, portanto, obviamente também não tem uma disposição final correta, então há uma quantidade significativa de resíduos sendo descartada de forma inadequada.

Quando se analisa em termos de número de municípios, observa-se que 99,97% dos municípios brasileiros possuem algum serviço de manejo de resíduos sólidos (5562 de um total de 5564 municípios existentes no Brasil); destes 50,5% ainda utilizam os lixões, 22,6% os aterros controlados e 27,7% os aterros sanitários. Portanto, segundo a PNSB (2010), apesar de a maior parte do RSU gerado no Brasil ter uma disposição adequada sanitária e ambientalmente, cerca de metade dos municípios destinam seus resíduos aos inadequados lixões, predominantemente os municípios com menos de 50.000 habitantes (52,9%) (IBGE, 2010). Já os dados da ABRELPE (2014), apontam que em 2013 os aterros sanitários estavam presentes em 39,96% dos municípios; 31,87% do total contavam apenas com aterros controlados e 28,17 % ainda destinavam seus resíduos a lixões. Trata-se sem dúvidas de um avanço em relação aos dados apontados pela PNSB em 2010, mas ainda é uma realidade preocupante que apenas cerca de 40% dos municípios de todo o país destinem seus resíduos adequadamente (em aterros sanitários), haja vista o proposto pela Lei 12.305/2010 no sentido erradicar as formas inadequadas de disposição final de resíduos.

Ainda segundo a PNSB (IBGE, 2010), a quase totalidade dos municípios brasileiros (99,57%) possui um serviço regular de coleta domiciliar de RSU; entretanto, menos de 18% contam com a coleta seletiva de resíduos sólidos recicláveis.

Para efeitos de classificação menciona-se a Lei 12.305/2010 (BRASIL, 2010), que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) e classifica os resíduos em função dos seguintes parâmetros:

- Quanto à origem: resíduos domiciliares, de limpeza urbana, resíduos sólidos urbanos (englobam os dois anteriores), resíduos de estabelecimentos comerciais e prestadores

de serviços, resíduos dos serviços públicos de saneamento básico, resíduos industriais, de serviços de saúde, da construção civil, agrossilvopastoris, de serviços de transporte, e de mineração;

- Quanto à periculosidade: perigosos e não perigosos. São considerados resíduos perigosos aqueles que apresentem significativo risco à saúde pública ou à qualidade ambiental, em função de suas características de inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade, patogenicidade, carcinogenicidade, teratogenicidade e mutagenicidade. Um resíduo é dito não perigoso quando não se enquadrar em nenhum ponto da descrição anterior.

Existe também a classificação quanto a periculosidade estabelecida pela já mencionada norma da ABNT NBR 10004 (ABNT, 2004), em que os resíduos são divididos em Classe I (Perigosos), Classe IIA (Não Perigosos e Não Inertes) e Classe IIB (Não Perigosos e Inertes). Enquadram-se na Classe I aqueles resíduos que apresentarem periculosidade, conforme definição já apresentada anteriormente ou que possuam alguma das características a seguir: inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade e patogenicidade. A própria NBR 10004 apresenta as propriedades para se determinar se um resíduo possui ou não as características mencionadas. São ainda classificados como resíduos perigosos aqueles que se encontrarem listados nos Anexos A ou B da norma em questão. (ABNT, 2004).

Os resíduos considerados como não perigosos (Classe IIA e IIB) são todos aqueles listados no Anexo H da NBR 10004. São definidos como resíduos da Classe IIA (não inertes) aqueles cujas características não os enquadrem nas outras duas classes; tais resíduos podem apresentar propriedades, tais como: biodegradabilidade, combustibilidade ou solubilidade em água. Os resíduos integrantes da Classe IIB (inertes) são aqueles que, quando em contato com água destilada ou desionizada e à temperatura ambiente, não tem nenhum de seus constituintes solubilizado a concentrações em valores superiores aos padrões de potabilidade de água, de acordo com o apresentado no Anexo G da NBR 10004; a mesma norma explica que os procedimentos para a amostragem dos resíduos devem ser feito segundo a NBR 10007 e os procedimentos para se submeter o resíduo ao contato com a água estão explicados na NBR 10006. (ABNT, 2004).

Quanto à caracterização, os RS podem ser caracterizados por meio de parâmetros químicos, físicos e biológicos. As características físicas têm sido amplamente usadas entre os gestores dos resíduos sólidos não apenas para o dimensionamento e escolha das unidades de tratamento e disposição final, mas para todas as etapas do gerenciamento (BARROS, 2012).

Algumas das principais características físicas estão brevemente explicadas a seguir, conforme Barros (2012):

- Geração *per capita*: traduz a quantidade diária de resíduos gerada por cada habitante. Pode ser inferido a partir de dados oficiais de população municipal e sobre a geração de resíduos.
- Composição gravimétrica: reflete os valores percentuais (em peso) dos diferentes componentes dos RS em uma amostra. As categorias de resíduos podem ser as mais comumente encontradas, conforme o grau de detalhamento desejado para o estudo em questão.
- Peso específico aparente: consiste na relação entre o peso do resíduo (em kg) não compactado em relação ao volume que ocupa (em m³), resultando em uma variável cuja unidade é kg/m³. Possui importância, por exemplo, no dimensionamento dos equipamentos de coleta e transporte.
- Teor de umidade: reflete o percentual (em peso) de água em uma amostra de resíduo sólido. Apresenta papel fundamental na velocidade de degradação, pois é essencial para efetivação das reações microbiológicas, ou seja, para o metabolismo dos microrganismos, para as enzimas e produtos do metabolismo.
- Compressividade: traduz o potencial de redução de volume de dado resíduo sob a ação de uma pressão. Nos locais de disposição busca-se reduzir os RS ao menor volume possível, visando assegurar a estabilidade dos taludes, a redução do recalque e otimizar o aproveitamento da área do aterro.

As principais características químicas estão listadas a seguir (Barros, 2012):

- pH: traduz se o ambiente da massa de resíduos é ácido, neutro ou alcalino, e é de relevância para o ambiente ideal para as espécies de microrganismos, por exemplo. Nesse sentido revela-se de fundamental importância a capacidade tampão de meio, decorrente de seu próprio pH. A capacidade tampão e o potencial de manter os valores de pH do meio, mesmo este estando sujeito a variações. O pH altera-se, por exemplo, na fase acidogênica da digestão anaeróbia, onde ocorre a formação de Ácidos Graxos Voláteis (AGV) tornando o meio suscetível a redução do pH e, em certos casos, a valores não admissíveis para as espécies metanogênicas.
- Poder calorífico inferior (PCI): o PCI traduz a energia (na forma de calor) que dada massa de resíduos irá desprender ao ser submetida a um processo térmico, por

exemplo, a incineração. Portanto, é importante ao se estudar os processos térmicos de tratamento de resíduos sólidos.

- **Composição química:** é de fundamental importância para os processos biológicos de tratamento, uma vez que compreende a análise da presença de macro e micronutrientes, fundamentais para o metabolismo dos microrganismos durante a degradação da matéria orgânica. Inclui teores de matéria orgânica, carbono, nitrogênio, potássio, cálcio, fósforo, magnésios, ferro, zinco, cobre, manganês, sódio, enxofre, resíduos mineral total, resíduo mineral solúvel, gorduras e cinzas.
- **Proporção Carbono/Nitrogênio:** revela o grau de decomposição de determinada massa de resíduos, quer seja em condições aeróbias, quer seja em condições anaeróbias. Isso se dá em razão do fato de que as magnitudes de carbono e nitrogênio são metabolizadas em proporções diferentes pelos microrganismos, e existem proporções ótimas para cada fase nos processos biológicos de tratamento.

Por fim, existem as características biológicas, que traduzem as espécies microbiológicas presente em determinada massa de resíduos. Na digestão anaeróbia deve ocorrer uma simbiose entre as espécies hidrolíticas, acidogênicas, acetogênicas, metanogênicas e sulfetogênicas, para que a produção de biogás com o teor adequado de metano possa acontecer. (BARROS, 2012)

A composição gravimétrica que influi diretamente na produção de biogás, uma vez que uma amostra de resíduos sólidos com baixo teor de matéria orgânica não produzirá quantidades significativas do mesmo; além disso, fatores como pH, temperatura e teor de umidade, também influentes no processo, podem ser controlados (em caso de digestor) e alterados durante o processo se houver necessidade. A Tabela 1 apresenta a composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos coletados no Brasil.

Tabela 1: Composição gravimétrica do RSU coletados no Brasil em 2008

Resíduos	Participação (%)	Quantidade (t/dia)
Material Reciclável	31,9	58.527,4
Metais	2,9	5.293,5
Aço	2,3	4.213,70
Alumínio	0,6	1.079,90
Papel, papelão e tetrapak®	13,1	23.997,4
Plástico total	13,5	24.847,9
Plástico filme	8,9	16.399,60
Plástico rígido	4,6	8.448,30
Vidro	2,4	4.388,6
Matéria orgânica	51,4	94.309,5
Outros	16,7	30.618,9

Fonte: Ministério do Meio Ambiente (2012)

Esta composição é típica de países em desenvolvimento, com predomínio de material orgânico (51,4%) na composição dos RSU. Pasquali (2012) constata que em países com baixa renda como Índia, Egito e países africanos, o índice de resíduos orgânicos varia de 50 a 80%. Já em países com renda média como a Argentina, Taiwan, Singapura, Tailândia, este percentual varia de 20 a 65%, enquanto que nas regiões com população de alta renda como Estados Unidos, Europa Ocidental e Hong Kong, o percentual varia de 20 a 40%. Donha (2002) também aponta que quanto mais pobre for a população, maior será a predominância da quantidade de matéria orgânica presente nos resíduos, embora esse percentual tenha gradativamente diminuído em países com alta concentração urbana e industrial. Tchobanoglous (1993) identificou que a variação da composição gravimétrica é nítida quando se comparam diferentes países e respectivas rendas *per capita*, como mostrado na Tabela 2. A Tabela 3 apresenta, em termos percentuais, a composição do RS domiciliares em algumas cidades brasileiras, em que mais uma vez é possível observar o elevado teor de matéria orgânica.

Tabela 2: Distribuição típica (em porcentagem) para composição gravimétrica dos resíduos sólidos domésticos em função do estágio de desenvolvimento do país

Componente	Países de baixa renda <i>per capita</i>	Países de média renda <i>per capita</i>	Países de alta renda <i>per capita</i>
Restos de alimento	40-85	20-65	6-30
Papel e papelão	1-10 (a+b) ¹	8-30 (a+b)	20-45 e 5-15
Plásticos	1-5	2-6	2-8
Tecidos	1-5	2-10	2-6
Borracha e couro	1-5	2-10	0-2
Resíduos de poda e madeira	1-5 (c+d) ²	1-10 (c+d)	10-20 e 1-4
Vidro	1-10	1-10	4-12
Metais em geral	1-5	1-5	3-12
Terra, pó. Cinzas.	1-40	1-30	0-10

Fonte: Tchobanoglous (1993)

Tabela 3: Composição dos RSD de algumas cidades brasileiras

Cidade	Matéria Orgânica	Papel/Papelão	Plásticos	Metais	Vidros
Campinas – SP	72,3	19,2	3,6	2,3	0,8
São Paulo – SP	64,4	14,4	12,1	3,2	1,1
Belo Horizonte – MG	65,0	ND	ND	ND	ND
Rio de Janeiro – RJ	51,6	18,7	19,7	ND	ND
Manaus – AM	51,1	29,8	2,8	6,8	4,7
Salvador – BA	46,8	16,2	17,4	3,7	2,9
Curitiba – PR	47,9	16,0	17,8	2,0	4,7

Fonte: Vilhena (2010)

¹ a: papel, b: papelão, a+b: papel + papelão

² c: resíduos de poda, d: madeira, c+d: resíduos de poda + madeira.

3.2. Formas de Disposição do RS

São conhecidas as seguintes formas de disposição final dos RS urbanos:

- **Lixão:** é uma forma inadequada de disposição final de resíduos sólidos municipais (RSM), que se caracteriza pela simples descarga sobre o solo, sem medidas de proteção ao meio ambiente ou à saúde pública, sendo equivalente a descarga de resíduos a céu aberto ou vazadouro. Os resíduos assim lançados acarretam problemas à saúde pública, como proliferação de vetores de doenças (moscas, mosquitos, baratas, ratos, etc.), geração de maus odores e, principalmente, poluição do solo e das águas subterrânea e superficial, pela infiltração do chorume (líquido de cor preta, mau cheiroso e de elevado potencial poluidor, produzido pela decomposição da matéria orgânica contida nos resíduos). Acrescenta-se a essa situação, o total descontrole dos tipos de resíduos recebidos nesses locais, verificando-se até mesmo a disposição de dejetos originados de serviços de saúde e industriais. Comumente, ainda, associam-se aos lixões a criação de animais e a presença de pessoas (catadores), os quais, algumas vezes, residem no próprio local (VILHENA, 2010).

Trata-se de um meio de disposição final a ser extinto após a sanção da Política Nacional de Resíduos Sólidos, Lei 12305/2010 (BRASIL, 2010), que em seu Art. 47 determina que, dentre as formas descritas na lei que são proibidas, o lançamento in natura a céu aberto (com exceção dos resíduos de mineração), como forma de destinação ou disposição final de resíduos sólidos ou rejeitos. Inclusive, em seu Art. 15, a referida lei determina que o Plano Nacional de Resíduos Sólidos, a ser atualizado a cada quatro anos e com horizonte de vinte anos deve propor metas para a eliminação e recuperação das áreas usadas como lixões, ainda associadas à inclusão social e à emancipação econômica de catadores de materiais recicláveis e reutilizáveis (BARROS, 2012).

- **Aterro Controlado:** é uma técnica de disposição de RSM no solo, minimizando os danos ou riscos à saúde pública e à sua segurança, reduzindo os impactos ambientais. Esse método utiliza princípios de engenharia para confinar os RS, cobrindo-os com uma camada de material inerte na conclusão de cada jornada de trabalho. Essa forma de disposição produz poluição, porém localizada, pois, similarmente ao aterro sanitário, a área de disposição é minimizada. Geralmente, não dispõe de impermeabilização da base (comprometendo a qualidade das águas subterrâneas), nem de sistemas de tratamento percolado (termo empregado para caracterizar a mistura

entre o chorume, produzido pela decomposição dos resíduos, e a água de chuva que percola o aterro) ou do biogás gerado. Esse método é preferível ao lixão, mas devido aos problemas ambientais que causa e aos seus custos de operação, é de qualidade bastante inferior ao aterro sanitário (VILHENA, 2010). Segundo Barros (2012), conforme a lei 12305/2010 (Brasil, 2010), também é uma forma inadequada de disposição final de resíduos sólidos, devendo as áreas em operação serem recuperadas e os rejeitos levados a um aterro sanitário licenciado.

- Aterro Sanitário: é um processo utilizado para a disposição de RS no solo, particularmente resíduo domiciliar que, fundamentado em critérios de engenharia e normas operacionais específicas, permite um confinamento seguro em termos de controle de poluição ambiental e proteção à saúde pública. Outra definição o apresenta como forma de disposição final de RSU no solo, mediante confinamento em camadas cobertas com material, inerte, geralmente solo, segundo normas operacionais específicas, de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança, minimizando os impactos ambientais (VILHENA, 2010).

Atualmente, a lei 12305 de 2010 que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos, preconiza que haja a reciclagem e reuso de tudo que for possível dos RSU, devendo os rejeitos restantes dos RSU serem dispostos na forma ambientalmente adequada de disposição final, aterro sanitário. No entanto, dada a dificuldade da operacionalização da coleta seletiva, sobretudo no que tange à matéria orgânica, ainda é realidade a disposição de elevada porcentagem de matéria orgânica nos aterros sanitários. Frente a essa realidade, a extração e aproveitamento energético de biogás de aterro sanitário devem ser estudados. Lixões a céu aberto e aterros controlados estão fadados à extinção, segundo o preconizado pela supracitada lei.

Deve-se ressaltar que os resíduos de serviço de saúde (RSS) devem ser coletados e transportados separadamente dos RSM, bem como entre as diversas classes de RSS, segundo Resolução CONAMA Nº 358, de 29 de abril de 2005 (CONAMA, 2005). Segundo tal Resolução, cabe ao gerador do RSS e ao responsável legal o gerenciamento dos resíduos desde a geração até a disposição final. A mesma Resolução divide os RSS em diferentes grupos, segundo sua periculosidade, e atribui a cada um dos grupos as diferentes formas de destinação final adequadas. Portanto, durante o gerenciamento dos RSS, também existe a necessidade de um tratamento diferenciado. As principais técnicas para tratamento dos RSS são: tratamento por microondas, autoclavagem e incineração.

3.2.1. Aterros Sanitários

Como já mencionado, o aterro sanitário é uma forma de disposição final de RS urbanos no solo, dentro de critérios de engenharia e normas operacionais específicas, proporcionando o confinamento seguro dos resíduos (normalmente, recobrimento com argila selecionada e compactada), evitando danos ou risco à saúde pública e minimizando os impactos ambientais. No que se refere à normatização, a NBR 15849, de 2010, estabelece os requisitos mínimos para localização, projeto, implantação, operação e encerramento de aterros sanitários de pequeno porte, determinando as instalações mínimas exigidas para a sua implantação; a NBR 13896, de 1997, determina as condições mínimas necessárias para projeto, implantação e operação de aterros de resíduos não perigosos, garantindo que os corpos hídricos próximos, as populações vizinhas e os operadores dos aterros estejam devidamente protegidos. Em termos de legislação, há que se mencionar também a Resolução Conama 001/86 que dispõe sobre os critérios básicos e as diretrizes gerais para a avaliação de impacto ambiental, e determina a necessidade de elaboração de um estudo de impacto ambiental (EIA) e seu respectivo relatório de impacto ambiental (RIMA) para que licencie adequadamente a instalação e operação de um aterro sanitário, bem como de quaisquer atividades de processamento e destino final de resíduos tóxicos e perigosos (CONAMA, 1996).

Segundo a NBR 15.849, de 2010, define-se aterro sanitário como uma técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, sem causar danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais, método este que utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos à menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores, se necessário (ABNT, 2010). Trata-se de um empreendimento projetado para favorecer a biodegradação anaeróbia e a consequente estabilização dos resíduos sólidos armazenados (CASTILHOS JR., 2006).

Esses critérios de engenharia mencionados materializam-se no projeto de sistemas de drenagem periférica e superficial para afastamento de águas de chuva, de drenagem de fundo para a coleta do lixiviado, de sistema de tratamento para o lixiviado drenado, de drenagem e queima dos gases gerados durante o processo de bioestabilização da matéria orgânica. Barros (2012) cita como alguns dos principais critérios de projeto de um aterro a localização, que deve garantir segurança sanitária e ambiental através de condições hidrológicas, geológicas, geotécnicas e topográficas adequadas; a existência de um sistema de drenagem de gases, chorume e de água não contaminada (que escoar na superfície do aterro e não se infiltra).

A já mencionada NBR 13896 (ABNT, 1997) apresenta as condições gerais para certificar que o projeto, instalação e operação de um aterro de resíduos não perigosos atenda todos os critérios relacionados à localização, separação e análise dos resíduos, monitoramento, inspeção e fechamento do empreendimento. Tais condições são (ABNT, 1997. 2010; VILHENA, 2010; BARROS, 2012):

- Critérios para localização: define os principais pontos a serem considerados na decisão de alocar um aterro sanitário (em conformidade com o zoneamento local, por exemplo) bem como as questões a serem avaliadas a respeito da adequabilidade do lugar (topografia, geologia, tipo de solos, recursos hídricos, vegetação, acessos, dentre outros).
- Isolamento e sinalização: quais medidas devem ser tomadas de forma a manter o isolamento do aterro para pessoas não autorizadas, e as sinalizações e avisos obrigatórios.
- Acessos, Iluminação e força, Comunicação: estabelece que o local do aterro deve ter os acessos internos e externos utilizáveis sob quaisquer condições climáticas; deve ter iluminação e energia que permitam uma ação de emergência mesmo a noite e o uso rápido de todos os equipamentos necessários; e deve possuir um sistema de comunicação interno e externo.
- Análise dos resíduos: determina que nenhum aterro pode iniciar o recebimento de resíduos sem que estes tenham sido previamente analisados e caracterizados. O aterro deve possuir um plano de amostragem e análise de resíduos para verificação periódica de suas características; é apresentada ainda sugestão de itens que devem constar no mencionado plano.
- Treinamento: menciona a necessidade de capacitação dos funcionários do aterro para o seu funcionamento adequado e como deve ser o treinamento. (ABNT, 1997)

Na mesma NBR 13896 (ABNT, 1997), também são apresentadas algumas condições específicas que devem ser consideradas, a saber:

- Proteção das águas subterrâneas e superficiais: são estabelecidos os parâmetros e padrões para monitoramento das águas subterrâneas e superficiais, além de determinada a localização dos poços de monitoramento e o período em que este deve ocorrer.
- Impermeabilização do aterro, drenagem e tratamento do líquido percolado: determina quando é necessária a utilização de uma camada impermeabilizante no aterro e quais

suas especificações. Trata ainda do sistema de drenagem para coleta e remoção do líquido percolado e do sistema de tratamento do líquido percolado; além do sistema de drenagem da água não contaminada.

- Emissões gasosas: devem ser drenadas e adequadamente tratadas.
- Segurança do aterro: menciona a necessidade de segregação de eventuais resíduos indesejáveis, a existência de um plano de emergência e quais pontos ele deve abordar, a designação de um funcionário como coordenador de segurança e manutenção adequada de todos os equipamentos de segurança.
- Inspeção e manutenção, Procedimentos para registro e Condições gerais de operação: detalha os métodos de inspeção e manutenção do aterro; apresenta os procedimentos e o conteúdo do registro de operação do aterro; e descreve as condições gerais de funcionamento do aterro.
- Plano de encerramento do aterro: aponta todos os tópicos a serem considerados na elaboração do plano de fechamento do aterro.

As características físico-químicas e microbiológicas dos RSU apresentam grande diversidade de cidade para cidade, e são diretamente influenciadas pelas condições socioeconômicas e culturais de cada região.

No entanto, a partir da disposição, e independentemente da composição dos resíduos, as populações de microrganismos existentes nos mesmos passam, em condições ambientais favoráveis, a multiplicar-se no ambiente do aterro - que opera como um verdadeiro reator segundo Bidone e Povinelli (1999), estabelecendo-se assim um meio ambiente, no sentido ecológico da palavra.

A multiplicação desses microrganismos (dependente principalmente, dos aspectos nutricionais que a massa de resíduos apresenta), transformando o material biodegradável em massa parcial ou totalmente estabilizada, gera interações muito complexas no ambiente dos aterros (BIDONE E POVINELLI, 1999).

Ao mesmo tempo, o nível de compactação/impermeabilização conferido à massa de resíduos, a precipitação pluviométrica na área do aterro, a variação sazonal de temperatura na região onde o mesmo está implantado, dentre outros, são aspectos externos que influenciam no desempenho dos aterros. O controle desses fatores internos e externos é extremamente dificultado, seja pela complexidade das reações que ocorrem no ambiente dos mesmos, sejam pelos seus aspectos dimensionais (ocupando áreas razoáveis).

Embora o caminho da biotransformação dos RS dentro dos aterros sanitários seja o mesmo, conforme sugere a geração de subprodutos que apresentam certa similaridade (é o caso, por exemplo, dos gases, nos diversos estágios cronológicos dos aterros, e de grandes concentrações de nitrogênio amoniacal nos lixiviados), a heterogeneidade dos RS de cada comunidade e a técnica executiva do aterro estabelecendo determinadas condições de contorno (nível de compactação e granulometria dos resíduos, afastamento de águas pluviais, por exemplo) são aspectos que sugerem que cada aterro conduz um ecossistema particular (BIDONE e POVINELLI, 1999). A Figura 1 mostra uma representação esquemática de um aterro sanitário com projeto de captação e aproveitamento energético do biogás.

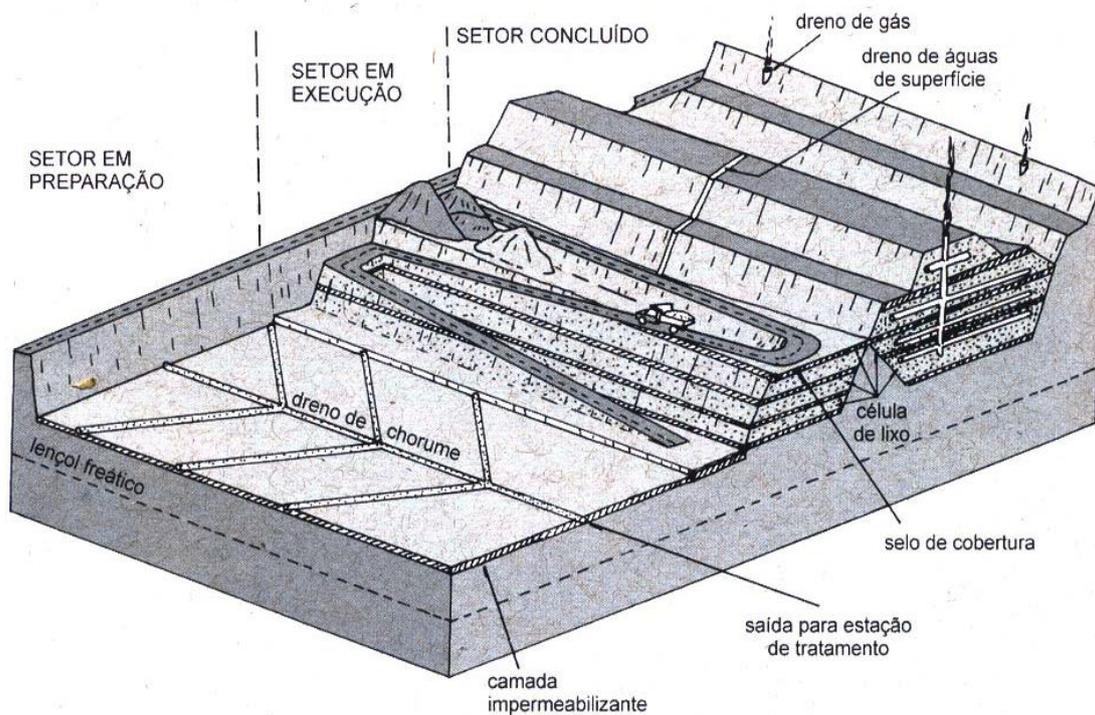


Figura 1: Esquema representativo de um aterro sanitário. D'Almeida e Vilhena (2000) *apud* Ensinas (2003).

A NBR 8419 (1992) apresenta as condições mínimas a serem abordadas no desenvolvimento de um projeto de aterro sanitário. As condições gerais exigidas englobam as partes constituintes do projeto, mencionando os itens que obrigatoriamente devem ser apresentados: memorial descritivo, memorial técnico, cronograma de execução, estimativa de custos e desenhos (plantas); são requeridas ainda a identificação da responsabilidade e autoria do projeto e são explicados os procedimentos para encaminhamento do projeto. As condições específicas detalham os tópicos que devem constituir o memorial descritivo, o memorial

técnico e a forma como o cronograma, os custos e os desenhos devem ser apresentados. Assim, o memorial descritivo deve conter (NBR 8419: 1992; ABNT, 1992):

- Informações cadastrais;
- Informações sobre os resíduos a serem dispostos no aterro: origem, qualidade e quantidade diária e mensal, frequência e horário de recebimento, características dos equipamentos de transporte e massa específica dos resíduos;
- Caracterização do local destinado ao aterro sanitário: critérios básicos para a escolha do local, localização e caracterização topográfica, caracterização geológica e geotécnica, caracterização climatológica, caracterização e uso da água e do solo;
- Descrição e especificações dos elementos do projeto: sistema de drenagem superficial, sistema de drenagem e remoção do percolado, sistema de tratamento do percolado, impermeabilização inferior e superior, sistema de drenagem de gás.
- Operação do aterro: informações gerais relativas ao funcionamento do aterro, como acessos, preparo do local de disposição, transporte e disposição dos resíduos, material para cobertura, dentre outros.
- Uso futuro da área do aterro.

De forma similar, o memorial técnico deve abordar no mínimo os seguintes itens (NBR 8419: 1992; ABNT, 1992):

- Cálculo dos elementos do projeto: indicando dados e parâmetros do projeto, critérios, fórmulas e hipóteses de cálculos, justificativas e resultados.
- Prazo de operação do aterro: apresentando a quantidade diária e anual de resíduos a serem dispostos, o peso específico, a capacidade prevista e a vida útil do aterro.
- Sistema de drenagem superficial: apontando os parâmetros e fórmulas usados no dimensionamento dos canais de drenagem.
- Sistema de drenagem e remoção do percolado: contendo detalhes do dimensionamento de todos os elementos do sistema.
- Sistema de drenagem de gás: informando como foi realizado o dimensionamento de todos os itens componentes do sistema.
- Sistema de tratamento de percolados: detalhando o dimensionamento realizado.
- Cálculo de estabilidade: referentes aos maciços de terra e aos próprios resíduos depositados. Devem ser apresentados também os cálculos do recalque e equilíbrio.

A estimativa de custo deve considerar os equipamentos usados, a mão de obra empregada, os materiais utilizados e as instalações e serviços de apoio. O cronograma elaborado deve

apresentar informações físicas e financeiras e os desenhos obrigatórios são: concepção geral, indicação das áreas de disposição, plantas do sistema de drenagem superficial, subterrânea e de gases e do sistema de tratamento de percolado e a representação do aterro concluído.

Quanto ao projeto devem ser dimensionados os seguintes componentes: sistema de tratamento dos resíduos a serem dispostos, sistema de operação do aterro, sistema de drenagem de fundação, sistema de impermeabilização de base, sistema de cobertura dos resíduos, sistema de drenagem das águas pluviais, sistema de drenagem de líquidos percolados, sistema de drenagem de biogás, análise de estabilidade dos maciços de terra e de resíduos, sistema de tratamento dos líquidos percolados, sistema de tratamento dos gases, sistema de monitoramento e plano de fechamento do aterro, entre outros requisitos (ABNT, 2010 *apud* BARROS, 2012).

Barros (2012) apresenta os principais passos e parâmetros a serem considerados no dimensionamento de um aterro, quais sejam:

- Cálculo da geração diária de resíduos sólidos e da geração anual, em kg ou t;
- Determinação do volume anual compactado de resíduos sólidos e do volume anual estabilizado, em m³/ano;
- Cálculo do volume do aterro sanitário (em m³), dado pela soma do volume anual estabilizado e do material de cobertura;
- Cálculo da área a ser aterrada e da área total, em m²;
- Cálculo dos parâmetros de cada trincheira (se for esse o método de construção escolhido): volume, altura, largura e tempo de vida útil.

3.2.2. Microbiologia e Bioquímica de um Aterro Sanitário

Existem atualmente diversos modelos para explicar como ocorre a decomposição do material depositado em um aterro sanitário. Castilhos Jr (2006) aponta que o modelo mais usado distingue cinco diferentes fases que compõem o processo de degradação anaeróbia que ocorre no interior de um aterro sanitário. As fases acontecem simultaneamente em um aterro devido ao constante aporte de resíduos e a suas diferentes características e condições de degradabilidade. (CASTILHOS JR, 2006).

Esta divisão em cinco fases, hoje amplamente aceita e utilizada pela grande maioria dos pesquisadores foi desenvolvida por Pohland e Harper (1985), em um relatório elaborado em conjunto com a EPA com o intuito de fornecer informações sobre a caracterização e tratamento de resíduos sólidos municipais em aterros sanitários. Os referidos autores descrevem um aterro como qualquer outro sistema de digestão anaeróbia, no qual existe uma

fase de latência ou ajuste inicial, que continua até que se acumule umidade suficiente para propiciar o crescimento de um ecossistema microbiológico; a partir de então, alterações na forma com que o processo de degradação está ocorrendo podem ser identificados por mudanças nas características do lixiviado e dos gases produzidos (POHLAND E HARPER, 1985).

Os principais eventos que caracterizam cada uma das fases estão apresentados na Figura 2, e detalhados a seguir, segundo o trabalho de Pohland e Harper (1985).

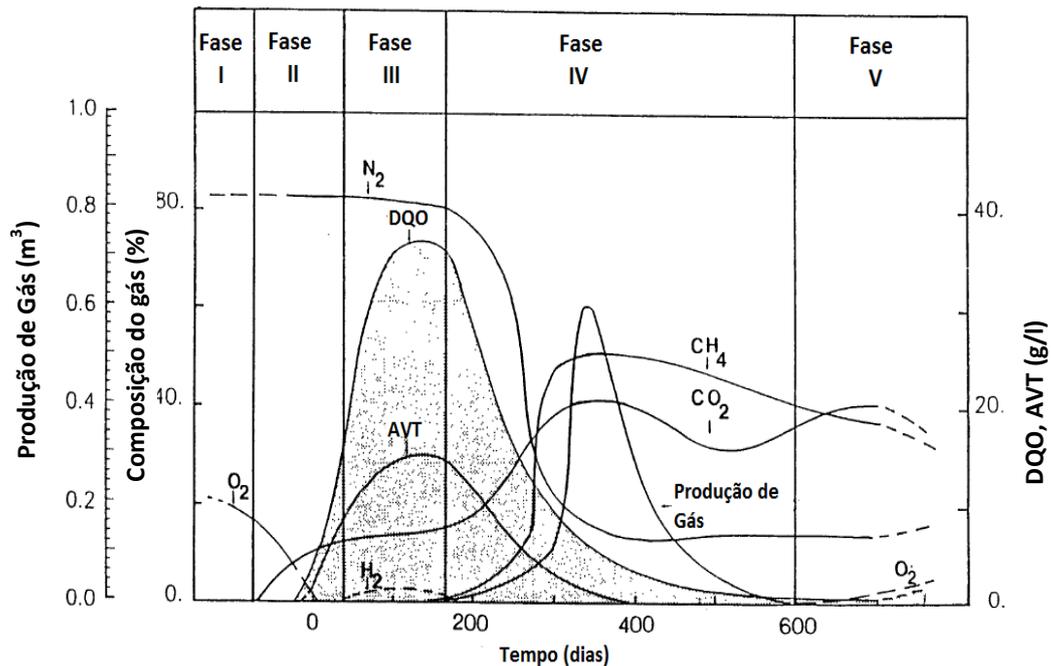


Figura 2: Variação de alguns parâmetros em função das fases de um aterro sanitário.
Fonte: traduzido de Pohland e Harper (1985)

Fase I: *Inicial Adjustment* (ajuste inicial)

- Disposição inicial dos resíduos e acúmulo preliminar de umidade
- Subsidência inicial e fechamento de cada célula do aterro
- Detecção das primeiras alterações nos parâmetros ambientais como resultado do início do processo de estabilização.

Segundo Bidone e Povinelli (1999), nessa fase os resíduos são depositados, cobertos, e tem início o processo de estabilização que se reflete em mudanças nos parâmetros ambientais. Castilhos Jr (2006) aponta ainda que esta é a fase que descreve a recente disposição dos resíduos, quando a umidade começa a se acumular no aterro e a degradação ainda se dá em condições aeróbias (CASTILHOS JR, 2006).

Fase II: *Transition* (transição)

- Lixiviado começa a ser formado como resultado da capacidade de campo ter sido excedida
- Transição de um ambiente inicialmente aeróbio para um ambiente anaeróbio
- Mudança dos aceptores de elétrons: deixa de ser o oxigênio e passa a ser nitratos e sulfatos
- Tendência para um ambiente com condições de redução
- Formação de compostos intermediários, como os AGV, que podem ter sua concentração no lixiviado determinada.

Bidone e Povinelli apontam que nesta fase se inicia a produção de chorume, ocorre a passagem da fase aeróbia para a anaeróbia e se estabelecem condições de oxi-redução propiciando o surgimento dos compostos intermediários (ácidos voláteis). Ao fim desta etapa, a análise do lixiviado já permite detectar as concentrações de DQO e AGV (CASTILHOS JR, 2006).

Fase III: *Acid Formation* (formação de ácido)

- Os compostos predominantes são os AGV em função da ocorrência contínua da hidrólise e fermentação dos resíduos
- Queda brusca dos valores de pH e possibilidade de complexação de metais
- Liberação de nutrientes, como o nitrogênio e o fósforo, que servirão de substrato para o crescimento e desenvolvimento dos microrganismos.
- Pode ocorrer presença de hidrogênio, que conseqüente influência nos tipos de produtos intermediários formados.

Pela visão de Bidone e Povinelli (1999), nesta fase há uma predominância de ácidos orgânicos voláteis de cadeia longa e conseqüente decréscimo do pH e possível complexação de espécies metálicas. Ocorre liberação de nutrientes como nitrogênio e fósforo que serão utilizados como suporte para crescimento da biomassa.

Fase IV: *Methane Formation* (formação de metano)

- Os produtos intermediários formados na fase anterior são convertidos em metano e CO₂
- Aumento dos valores de pH pela ação tampão do meio
- Menores valores dos potenciais de oxi-redução
- Continua o consumo de nutrientes
- Complexação e precipitação de metais continuam

- A concentração de material orgânico no lixiviado diminui em consonância com o aumento de produção de biogás

De acordo com Bidone e Povinelli (1999), é a fase em que os produtos intermediários que apareceram durante a fase de formação de ácidos são convertidos em CH₄ e CO₂. O pH retorna à condição tampão, controlado pelos ácidos voláteis, e o potencial redox diminui. Acontece precipitação e complexação de metais e uma drástica redução da DQO (medida no lixiviado) com correspondente aumento na produção de gás. .

Fase V: *Final Maturation* (maturação final)

- Relativa inatividade da atividade microbológica após estabilização dos componentes orgânicos presentes nos resíduos
- Os nutrientes tornam-se limitantes
- Cessa a produção de biogás
- Oxigênio pode reaparecer lentamente, causando um aumento no potencial de oxidação.
- Material orgânico mais resistente, de difícil degradação, é lentamente convertido.
- Substâncias húmicas são produzidas e pode ocorrer novamente complexação e mobilização de metais pesados.

É a etapa em que ocorre a estabilização da atividade biológica, com relativa inatividade. Há uma escassez de nutriente e paralisação da produção de gás, bem como um aumento do potencial redox com o aparecimento de O₂ e espécie oxidadas. Predominam as condições ambientais naturais e ocorre uma conversão lenta dos materiais orgânicos resistentes aos microrganismos em substâncias húmicas complexadas com metais (BIDONE E POVINELLI, 1999).

3.3. Caracterização dos RS em Itajubá

O município de Itajubá está localizado no Sul de Minas Gerais, abrangendo uma área de 290,8 km² de extensão. Faz divisa com os municípios de São José Alegre, Maria da Fé, Wenceslau Brás, Piranguçu, Piranguinho e Delfim Moreira. O município tem 57 bairros e, segundo o Censo Demográfico de 2010 (IBGE, 2012), possui 90.658 habitantes.

O sistema de limpeza urbana no município é vinculado à *Secretaria Municipal de Obras* (SEMOP), sendo alguns serviços terceirizados e outros realizados pela própria prefeitura. Os serviços constituem em fiscalização, varrição de logradouros públicos, capina, roçada, poda, limpeza de córregos, coleta regular e disposição final dos RSU.

O serviço de coleta, transporte e disposição final dos RSD é realizado por empresa terceirizada, assim como os serviços de varrição de logradouros públicos, capina, roçada e poda. A prefeitura é responsável pela coleta e pelo transporte de animais mortos, encaminhando-os ao depósito de resíduos, onde são aterrados. É responsável, também, pela limpeza dos cursos d'água que cortam o município. A limpeza de lotes vagos é de responsabilidade dos proprietários, conforme o Código de Postura do município criado pela Lei Municipal 1795/91 (ITAJUBÁ, 1991). A Prefeitura, para executar e manter esses serviços, cobra uma taxa específica para a manutenção do sistema de limpeza urbana, inclusa no Imposto Predial e Territorial Urbano (IPTU) cobrado pelo município.

O serviço de coleta de resíduos sólidos domiciliares e comerciais é realizado por cinco caminhões compactadores e um granelero, de propriedade da empresa terceirizada. Na região central e nos bairros, que realizam a coleta de segunda-feira a sábado, em dias alternados, entre 7 e 16 horas nos bairros e das 14 às 22 horas na região central. Em 2012 foram transportadas ao aterro pouco menos de 24 mil toneladas de resíduos no ano, com uma média diária em torno de 65 toneladas (informação pessoal)³. Atualmente, todo o resíduo coletado no município é direcionado para o aterro sanitário municipal, em operação desde 2011, administrado pelo Consórcio Intermunicipal dos Municípios da Microrregião do Alto Sapucaí para Aterro Sanitário (Cimasas) (GONÇALVES, 2007).

Em sua pesquisa, Gonçalves (2007) realizou o levantamento da composição gravimétrica dos resíduos produzidos no município de Itajubá, a fim de determinar teoricamente a potencialidade energética dos mesmos. A amostragem foi realizada dividindo a cidade em regiões socioeconômicas, e considerando os resíduos domiciliares e os comerciais; a operação foi realizada em meados de setembro de 2006, época escolhida para minimizar possíveis distorções no resultados, em função de realização de eventos como festas, feriados ou comemorações públicas. A Tabela 4 apresenta os dados obtidos.

Da Tabela 4, observa-se que quase 42% dos resíduos produzidos nos município são compostos por resíduos de origem orgânica. Tal fato está em consonância com a composição gravimétrica do Brasil, como já mostrado na Tabela 1, no item 3.1, na qual a maior parte dos resíduos produzidos é representada por material orgânico.

³ Mensagem recebida por jsm.juliana@yahoo.com.br em 27 fev.2014.

Tabela 4: Composição dos resíduos gerados em Itajubá em 2006

Componentes		%	
Restos de alimento	Material Orgânico (compostável)	36,4	
Restos de podas		5,5	
Papel reciclável	Material Potencialmente Reciclável	7,0	
Papelão		5,4	
Plástico mole		8,0	
Plástico duro		3,1	
PET		1,8	
TetraPak		1,1	
Metal (Aço)		2,1	
Metal (Alumínio)		0,4	
Metal não ferroso		0,1	
Vidro		2,5	
Trapo		Trapo	3,9
Restos de banheiro		Restos de banheiro	10,6
Entulho	Entulho	8,8	
Rejeitos	Outros	3,3	

Fonte: Gonçalves (2007)

Paiva (2014) desenvolveu um trabalho onde apresenta dados mais atuais referentes à composição gravimétrica de Itajubá. Tais dados estão apresentados na Tabela 5.

Tabela 5: Composição dos resíduos gerados em Itajubá em 2013

Componente	%
Matéria Orgânica	62,13
Papel	9,7
Plástico	11,8
Metal	2,3
Vidro	2,2
Pano	2,02
Rejeitos	9,85

Ao se comparar os dados das Tabelas 4 e 5, observa-se um expressivo aumento no teor de material orgânico, de 41,9% para 62,13% enquanto que para os outros tipos de resíduos as variações são menos significativas. Esse aumento no teor de material orgânico presente na composição gravimétrica reforça a importância de se estudar a produção de biogás proveniente de aterros sanitários bem como as formas de aproveitamento energético desse biogás, uma vez que está presente nos resíduos grande quantidade de matéria prima para a formação de biogás.

3.4. Processo de Formação do Biogás

O biogás é formado a partir da degradação da matéria orgânica, originária de uma grande variedade de resíduos orgânicos como resíduos sólidos de origem domiciliar, resíduos de atividades agrícolas e pecuárias, lodo de esgoto, entre outros. Tipicamente, o biogás é

constituído de 50 a 60 % de metano e 30 a 40 % de gás carbônico, além de traços de numerosos compostos químicos, tais como compostos aromáticos, compostos organoclorados e compostos sulfúricos (KHALIL, 1999 *apud* MOR *et al*, 2006; ABUSHAMMALA *et al*, 2010). Diversos estudos mostram que o teor de metano e gás carbônico se mantém nessa faixa na maior parte dos casos, tais como Karapidakis *et al* (2010), Petrescu *et al* (2011).

No entanto, a emissão de metano a partir dos RSU depende da quantidade de resíduo não tratado disposto em aterros e do fator de emissão (FE). O fator de emissão depende do método seguido para a deposição em aterro sanitário, a céu aberto ou em aterro sanitário. (TALYAN *et al*, 2006).

Assim que os resíduos são depositados nos aterros, os componentes orgânicos começam a sofrer reações bioquímicas. Na presença de ar atmosférico, que está perto da superfície do aterro, os compostos orgânicos naturais são oxidados aerobicamente, em uma reação semelhante à combustão, pois os produtos são dióxido de carbono e vapor d'água. No entanto, a biorreação principal em aterros é a digestão anaeróbia (THEMELIS e ULLOA, 2006). A digestão anaeróbia se dá por meio de dois caminhos: a oxidação e a fermentação da matéria orgânica. Em um ambiente anaeróbio, na oxidação da matéria orgânica, são dois os aceptores de elétrons: o dióxido de carbono e o sulfato (SO_4^{2-}). Por sua vez, na fermentação da matéria orgânica, há a formação do precursor do metano, o acetato. Por essa razão, denomina-se metanogênese acetotrófica. Ambos os caminhos resultam na formação de metano e dióxido de carbono em proporções distintas e igualmente importantes. (BARROS, 2012)

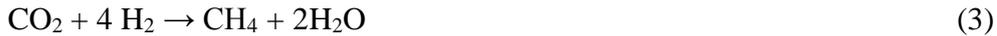
Em um aterro sanitário, a digestão anaeróbia ocorre em três etapas. Na primeira, as bactérias fermentativas hidrolisam a matéria orgânica complexa em moléculas solúveis. Na segunda etapa (Equação 1), estas moléculas são convertidas por bactérias em ácidos orgânicos simples, dióxido de carbono e hidrogênio; os principais ácidos produzidos são ácido acético, ácido propiônico, ácido butírico e etanol. Finalmente, na terceira fase, o metano é formado por bactérias metanogênicas, seja pela quebra dos ácidos em metano e dióxido de carbono, seja através da redução do dióxido de carbono pelo hidrogênio (THEMELIS E ULLOA, 2006). Duas das reações estão apresentadas a seguir nas Equações 2 e 3.

Acetogênese



Metanogênese





A reação de formação do biogás liberta uma quantidade muito pequena de calor, e o gás produzido contém em torno de 54% de metano e 46% de dióxido de carbono. O biogás, ou gás de aterro, também contém vapor d'água próximo do ponto de saturação correspondente a temperatura da célula, além de pequenas quantidades de amônia, sulfeto de hidrogênio e outros constituintes menores. (THEMELIS e ULLOA, 2006).

Na fase de hidrólise, ou liquefação, bactérias fermentativas convertem a matéria orgânica complexa insolúvel, como a celulose, em moléculas solúveis, tais como açúcares, aminoácidos e ácidos graxos. A matéria complexa polimérica é hidrolisada para monômeros (por exemplo, de celulose para açúcar, ou álcool e proteínas para peptídeos ou aminoácidos) por enzimas hidrolíticas (lipases, proteases, celulasas, amilases, etc.) secretadas pelas bactérias (RISE-AT, 1998). Uma vez que as bactérias não conseguem assimilar o material orgânico na forma de partículas, o processo de hidrólise é fundamental, no sentido de permitir a conversão desse material particulado em material dissolvido capaz de atravessar a parede celular dos microrganismos (CHERNICHARO, 1997). A atividade hidrolítica é de significativa importância em resíduos de alto teor orgânico e pode tornar-se fator limitante ao processo. Algumas operações industriais superam esta limitação pelo uso de reagentes químicos que aumentam a hidrólise. A aplicação destes reagentes é o primeiro passo para realizar a decomposição dos resíduos em pouco tempo e proporcionar uma maior produção de metano. (RISE-AT, 1998). Segundo Castilhos Jr. (2006), o processo de hidrólise requer interferência das chamadas exo-enzimas que são secretadas pelas bactérias fermentativas. As proteínas são degradadas por meio de (poli) peptídeos para formar aminoácidos. Os carboidratos se transformam em açúcares solúveis (mono e dissacarídeos) e os lipídeos são convertidos em ácidos graxos de longa cadeia carbono (C15 a C17) e glicerina. Na prática, a velocidade da hidrólise é a etapa limitante de todo o processo de digestão anaeróbia, devido a manutenção do equilíbrio do pH adequado no meio (próximo a neutralidade).

Na segunda etapa as bactérias acetogênicas, também conhecidas como formadores de ácido, convertem os produtos da primeira fase para ácidos orgânicos simples, dióxido de carbono e hidrogênio. Os principais ácidos produzidos são o ácido acético (CH_3COOH), ácido propiônico ($\text{CH}_3\text{CH}_2\text{COOH}$), ácido butírico ($\text{CH}_3\text{CH}_2\text{CH}_2\text{COOH}$) e etanol ($\text{C}_2\text{H}_5\text{OH}$). Os produtos formados durante a acetogênese são devido a diferentes microrganismos, por exemplo, *Syntrophobacter wolinii* e *Syntrophomonas wolfei*. (VERMA, 2002). Durante a formação de ácido acético e ácido propiônico, é gerada grande quantidade de hidrogênio,

reduzindo o pH do meio; esse hidrogênio é posteriormente consumido, seja pela ação das metanogênicas, seja pela formação de ácidos orgânicos (reação do hidrogênio com CO₂ e ácido acético) (CHERNICHARO, 1997).

Finalmente, no terceiro estágio, o metano é produzido por bactérias chamadas formadoras de metano (também conhecidas com metanogênicas) de duas maneiras: ou pela quebra das moléculas de ácido acético gerando dióxido de carbono e metano, ou pela redução do dióxido de carbono com o hidrogênio. A produção de metano é mais alta por meio da rota de redução do dióxido de carbono, mas a limitada concentração de hidrogênio nos digestores, o que faz com que a reação com a quebra do ácido acético seja a principal forma de produção de metano (OMSTEAD *et al*, 1980 *apud* VERMA, 2002). Em função da rota utilizada na produção de metano, as metanogênicas são classificadas em: utilizadoras de acetato (acetoclásticas) e utilizadoras de hidrogênio (hidrogenotróficas). As acetoclásticas representam um grupo com poucas espécies, mas são as que predominam na degradação anaeróbia; pertencem principalmente aos gêneros *Methanosarcina* e *Methanosaeta*. Sendic (1998 *apud* Barros, 2012) assinala que na presença de fonte abundante de substrato orgânico, aproximadamente dois terços do metano produzido durante o processo de digestão anaeróbia é derivado do acetato, e cerca de um terço é derivado da redução de dióxido de carbono.

Alguns autores consideram a existência de quatro fases: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (CHERNICHARO, 1997; VEEKEN *et al*, 2000; LI *et al*, 2011). Na acidogênese, os compostos dissolvidos gerados no processo de hidrólise são absorvidos pelas bactérias fermentativas, metabolizados e excretados como substâncias orgânicas simples, como ácidos graxos voláteis de cadeia curta, alcoóis, ácido lático e compostos minerais como gás carbônico, hidrogênio, amônia, gás sulfídrico, dentre outros. Na acetogênese ocorre a conversão dos produtos da acidogênese em compostos que formam os substratos para a formação de metano: acetato, hidrogênio e dióxido de carbono (CASTILHOS JR., 2006). A acidogênese é realizada por um grande grupo de bactérias, principalmente das espécies *Cloristridium* e *Bacteroids*. A maior parte das bactérias acidogênicas é anaeróbia restrita, mas cerca de 1% é anaeróbia facultativa, o que é interessante pois a presença de anaeróbias facultativas protege as anaeróbias restritas de uma eventual presença de oxigênio no meio (CHERNICHARO, 1997).

Existe ainda uma quinta fase, a sulfetogênese, que pode ou não ocorrer em função das características do substrato, essencialmente pela presença de sulfato e outros compostos contendo enxofre. Na sulfetogênese, tais compostos são usados como aceptores de elétrons durante a oxidação do material orgânico pelas bactérias redutoras de sulfato (BRS). Na

ausência de sulfatos, a digestão anaeróbia segue as etapas padrão mencionadas anteriormente (hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese); na presença de sulfatos, alguns dos compostos intermediários formados durante a acidogênese e a acetogênese passam a ser utilizados pelas BRS, alterando as rotas metabólicas e causando competição por substrato entre as BRS e, principalmente, as metanogênicas (CHERNICHARO, 1997).

O esquema apresentado na Figura 3 mostra todas as etapas passíveis de acontecerem em um processo de digestão anaeróbia, bem como os microrganismos envolvidos em cada uma das fases existentes.

Pelo fato de os aterros serem heterogêneos e de todo o resíduo não ser depositado ao mesmo tempo, as fases supracitadas ocorrem simultaneamente em diferentes áreas e profundidades de um aterro ativo ou recentemente fechado. A separação entre fases torna-se difícil quando o aterro está ativo e resíduos novos são adicionados aos antigos. Após o encerramento do aterro e devido à presença de resíduos em diferentes fases de degradação, este tende a ser impulsionado para a quarta fase, mantendo-se nela por um longo período de tempo (SATO, 2009). Barros (2012) explica que nesta quarta fase a produção de metano está em declínio e que, de acordo com o Banco Mundial, esta fase Anaeróbia Metanogênica Declinante pode durar de um ano a mais de 40 anos.

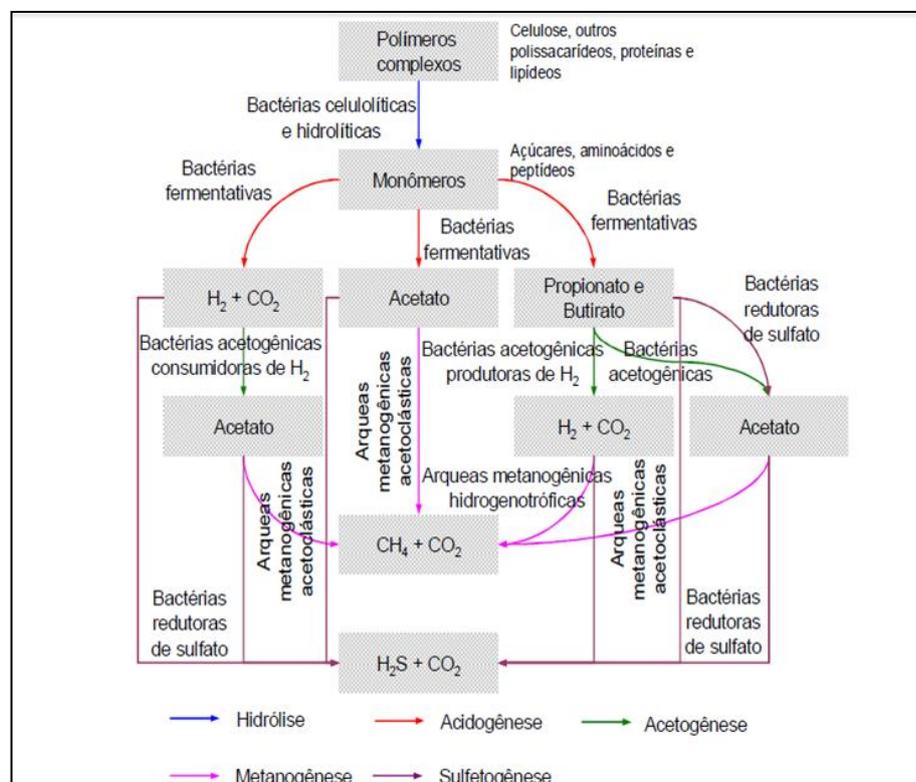


Figura 3: Esquema das etapas constituintes do processo de degradação anaeróbia. Fonte: Conforme Carneiro (2005) adaptou de Barloz (1996,1997 *apud* Carneiro, 2005) e Chernicharo (1997 *apud* Carneiro, 2005).

3.4.1. Fatores que influenciam a formação de biogás

A capacidade produção de biogás de um aterro depende de diversos fatores, tais como a composição do resíduo e a idade do resíduo, o teor de umidade, o pH e a temperatura, entre outros. Foresti *et al* (1999 *apud* Castilhos Jr., 2006) definem duas prerrogativas básicas para que o processo de biodigestão anaeróbia que tem como resultado a produção de metano, ocorra de forma adequada: a) o sistema de tratamento deve manter ativo os microrganismos envolvidos com o processo; e b) é necessário que haja contato intenso entre o material orgânico a degradar e a massa microbiana do sistema. Os autores (*op. cit.*) consideram ainda que a temperatura, pH, presença de nutrientes e ausência de materiais tóxicos são fatores influentes.

A Figura 4 a seguir apresenta os principais fatores que afetam a produção de biogás em um aterro de resíduos sólidos, agrupados em função de sua natureza. O resultado da interação física, química e biológica de todos esses fatores e que define as diferentes fases de decomposição dos resíduos e o potencial de geração de biogás (MACIEL, 2009).

Geometria e operação do aterro	Características dos resíduos	Ambiente interno	Ambiente externo
<ul style="list-style-type: none"> - Dimensão do aterro; - impermeabilização do aterro; - Compactação do lixo; - Tipo de cobertura 	<ul style="list-style-type: none"> - Composição do lixo; - Umidade do lixo; - Peso específico 	<ul style="list-style-type: none"> - Umidade da massa na degradação; - pH nas células; - Temperatura; - Disponibilidade de nutrientes/bactérias; 	<ul style="list-style-type: none"> - Precipitação e infiltração; - Variação pressão atmosférica; - Temperatura;

Figura 4: Principais fatores que influenciam a geração de biogás. Fonte: Maciel (2009)

Os principais fatores influentes estão brevemente explicados a seguir.

- **Composição e idade do resíduo:** a maior parte dos resíduos depositados em um aterro é constituída por material orgânico, facilmente degradável. O restante consiste em vários materiais inertes como plásticos, metais, entulho, entre outros materiais não degradáveis. Os resíduos de um município podem ter variações sazonais ao longo do ano, dependendo do clima e dos hábitos de consumo da população. Quanto maior a fração orgânica biodegradável depositada no aterro, maior será a quantidade de gás produzido pelas bactérias durante a decomposição. Alguns resíduos degradáveis, tais como pedaços grandes de madeira, que não são inertes, mas se decompõem lentamente, na prática não contribuem significativamente com a geração de gás. No

que se refere a idade dos resíduos, geralmente, os recentemente depositados (menos de 10 anos) geram uma quantidade maior de gás do que os resíduos mais antigos (mais de 10 anos). O pico da produção de gás em um aterro ocorre depois de 5 a 7 anos em que os resíduos foram depositados (BIDONE e POVINELLI, 1999).

- Tamanho da partícula: há uma relação inversamente proporcional entre a superfície exposta dos resíduos e o tamanho dos mesmos, expressa pela superfície específica (área da superfície/volume). Sendo assim, observa-se um aumento da velocidade de degradação quando a massa é composta por resíduos menores (VAN ELK, 2007).
- Teor de umidade: Bidone e Povinelli (1999) apontam que a umidade é o fator mais significativo para a taxa de produção de gás, pois além de favorecer o meio aquoso que é essencial para o processo de produção, também serve como transporte para os microrganismos e enzimas e produtos metabólicos dentro do aterro sanitário. As condições de umidade dentro do aterro dependem de muitos fatores, um deles é a umidade inicial do resíduo (umidade com que os resíduos chegam ao aterro). Outros fatores são a composição gravimétrica, a impermeabilização de fundo, a pluviosidade da região, o tipo de cobertura e a prática ou não de recirculação. No Brasil, o teor de umidade dos resíduos varia de 40 a 60%, ainda segundo dos autores (op. cit.). Quanto maior o teor de umidade, maior será a taxa de produção do biogás e de CH₄. Entretanto, não há um consenso sobre a faixa ótima de teor de umidade: alguns autores apontam que conteúdo mínimo deve ser de 20% e que a maior produção de biogás ocorre quando há de 60 a 80% de umidade; outros autores apontam que o ideal é que o teor de umidade esteja acima de 40%; há ainda os que afirmam ser a faixa ideal entre 40 e 60% ou entre 50 e 60% (USACE, 1995; BIDONE E POVINELLI, 1999; BOUALLAGUI *et al*, 2003; THEMELIS E ULLOA, 2006; COMPARIN, 2011). Ressalta-se que segundo Barros (2012), a produção de CH₄ pode ser afetada por fatores como a proporção entre a Demanda Química de Oxigênio (DQO) e o sulfato (SO₄²⁻). Reinhart e Al-Yousfi (1996 *apud* Castilhos Jr., 2006) confirmam que o teor de umidade é o fator mais crítico dentre todos os que afetam o processo de digestão anaeróbia. Os autores supracitados mencionam que o teor de água é importante para o primeiro passo da degradação anaeróbia (hidrólise), promove a diluição de agentes inibidores e facilita a distribuição de microrganismos e nutrientes na massa de resíduos. Entretanto, o excesso de umidade pode levar a uma aceleração da hidrólise, e consequente inibição da metanogênese, em função do aumento da concentração de

ácidos orgânicos, com conseqüente diminuição do pH para faixas tóxicas as *archaeas* metanogênicas.

- pH: o potencial hidrogeniônico (pH) tem importância fundamental no processo da decomposição anaeróbia, pois suas variações podem acelerar ou inibir o processo. As bactérias metanogênicas são as mais sensíveis ao pH, a faixa de pH ótima para essas bactérias é de 6,5 a 7,6. A produção de CH₄ é máxima quando o pH situa-se na faixa de 7,0 a 7,2, sendo que para valores abaixo de 6,0 e superiores a 7,6, pode ser inibida a atividade microbiana no aterro sanitário. (BIDONE e POVINELLI, 1999). Li *et al* (2011) apontam que os resíduos de alimentos contêm grandes quantidades de sólidos solúveis orgânicos que podem facilmente ser convertidos para Ácidos Graxos Voláteis (AGV). O excesso de conversão AGV em uma fase precoce durante o processo de digestão pode causar uma queda drástica no valor do pH e inibir o processo de metanogênese. Segundo Cho *et al* (1995 *apud* Barros, 2012) essa queda drástica do valor do pH inibe o início da fermentação de metano sem a capacidade tampão suficiente.
- Temperatura: de acordo com Bidone e Povinelli (1999), a temperatura de um aterro interfere nos tipos de bactérias predominantes e na taxa de produção de gás. A temperatura é altamente importante no processo de formação de metano. Quanto mais elevada, maior será a atividade microbiana, até o limite de temperatura dentro daquela pela qual há afinidade das bactérias. A formação de metano pode ocorrer a uma extensa faixa de temperatura, entre 0° e 97 °C; entretanto Van Elk (2007) indica que a faixa ótima de temperatura para geração de metano é de 30°C a 40°C, sendo que temperaturas abaixo das 15°C propiciam severas limitações para a atividade metanogênica bacteriana e, conseqüentemente, a produção de metano. Kim *et al* (2002) apontam que regimes de temperatura mesofílicos (30-40°C) têm sido adotados para a digestão anaeróbia com sucesso. Entretanto, regimes termofílicos (50-60°C) apresentam várias vantagens, como um aumento da taxa de destruição de organismos patogênicos e aumento da taxa de destruição de sólidos orgânicos, dentre outros. Segundo Mata-Alvarez (2000) o máximo de atividade microbiológica no processo de degradação ocorre em 35°C para o regime mesófilo e em 55°C para o regime termófilo. Bouallagui *et al* (2004a) aponta que teoricamente a degradação anaeróbia pode ocorrer em três faixas de temperatura: psicrófila (15 – 25°C), mesófila (30 – 40 °C) e termófila (45 – 60°C), mas em estudos realizados pelos mencionados autores nas três faixas, a produção de biogás foi maior na faixa termófila, diminuindo na mesófila

e sendo a menor na psicrófila. Variações sazonais de temperatura, teor de umidade disponível, profundidade e idade dos resíduos podem afetar a temperatura da massa (CASTILHOS JR., 2006). Segundo Van Elk (2007) dois aspectos devem ser considerados com relação à temperatura: a temperatura desenvolvida dentro da massa de resíduos e a influência da temperatura externa sobre os processos que ocorrem internamente.

- Forma de construção e operação do aterro: o projeto específico para dado aterro e a forma de operação influenciam na produção de metano. Aterros com uma altura elevada e com um sistema eficiente de impermeabilização de camada de cobertura fomentarão o predomínio da atividade anaeróbia, que é a grande responsável pela formação de metano; da mesma forma, a compactação aumenta a densidade da massa de resíduos, o que propicia o encurtamento da fase aeróbia (VAN ELK, 2007).

Além de todos estes fatores, existem diversas substâncias comuns que podem afetar o processo de digestão anaeróbia e que são consideradas tóxicas ou inibidoras a partir de determinado limiar. Do primeiro conjunto desse tipo de substâncias fazem parte os compostos comuns nos ambientes anaeróbios, que normalmente são necessários para o crescimento celular, mas a partir de determinada concentração torna-se inibidor (SANTOS, 2010a). Neste caso, os problemas mais comuns são causados principalmente pela concentração excessiva de AGV, compostos intermediários do próprio processo de degradação de anaeróbia, cujo limite de toxicidade depende do pH. Dentre os diversos compostos classificados como AGV, os mais inibidores são os ácidos propiônico e butírico (MATA-ALVAREZ, 2000). O segundo conjunto de substância que pode interferir no desenvolvimento da degradação anaeróbia são os compostos poucos comuns nos sistemas biológicos, chamados xenobióticos. Exemplos deste tipo de compostos são o clorofórmio, os antibióticos e os cianetos, que podem provocar grandes perturbações no metabolismo celular mesmo em baixas concentrações (SANTOS, 2010a).

3.4.2. Consorciamento com lodo de esgoto

Pode-se usar o termo co-digestão para descrever o tratamento combinado de diversos resíduos com características complementares, sendo uma opção interessante para melhorar os rendimentos da digestão anaeróbia de RS. Os benefícios da co-digestão incluem: diluição de potenciais compostos tóxicos, melhor equilíbrio de nutrientes, efeito sinérgico de microrganismos, aumento da carga de matéria orgânica biodegradável e melhor rendimento na produção de biogás (AGDAG e SPONZA, 2007).

Segundo Bidone e Povinelli (1999), o consorciamento de lodos com RSU representa uma alternativa atraente ao processo de digestão anaeróbia totalmente espontâneo, que ocorre nos aterros sanitários. Esses lodos, principalmente aqueles provenientes de tratamentos primários de esgotos sanitários, funcionam como inóculo, enriquecendo a biota da massa de resíduos após sua adição e acelerando o processo de geração de metano a partir do material orgânico bruto.

O grande problema que surge dessa co-disposição ou disposição conjunta é a quantificação da fração ideal de lodo a ser adicionada aos RS orgânicos, de tal forma a garantir o desempenho esperado dos aterros. A relação ótima de porcentagem de inóculo a ser adicionado ainda não está definida, uma vez que depende da atividade metanogênica de cada inóculo e da taxa de produção inicial de cada substrato (BARCELOS, 2009). A Tabela 6 a seguir apresenta diversos estudos realizados com diferentes proporções de inóculos e os resultados obtidos em termo de eficiência de remoção de sólidos voláteis (SV).

Tabela 6: Estudos sobre uso de inóculo no processo de degradação anaeróbia

Autor	Resíduo	Inóculo	Eficiência (%)
Del Borghi <i>et al</i> (1999)	Fração orgânica do RSU triturados	Lodo primário e secundário	56 – 63
Xu <i>et al</i> (2002)	Alimentos	Lixiviado de reatores anaeróbios	60
Bouallagui <i>et al</i> (2004b)	Frutas e verduras	Lodo de digestor anaeróbio	54 -87
Carneiro (2005)	FORSU ⁴	Lixiviado + lodo de esgoto	59 -65

Fonte: Adaptado de Barcelos (2009)

Del Borghi *et al* (1999) estudaram o tratamento simultâneo da fração orgânica dos RSU e de lodo de esgoto. Foram utilizados dois tanques de vidro como reatores, com volume de 1 dm³, ambos preenchidos com 50% de lodo primário e secundário e 50 % da fração orgânica dos RSU (frutas e legumes moídos); para os testes de digestão foram usados tanques de 2 e 3 dm³ submersos em água com a temperatura controlada. A mistura de lodo e resíduos foi hidrolisada através de tratamentos térmicos (autoclavagem a 110°C por 20 minutos), químicos (adição de hidróxido de sódio até a concentração de 4 g/dm³) e biológicos (inoculação na mistura de 1 g/dm³ de bactérias hidrolíticas selecionadas) antes de ser disposta no reator; para avaliar a influência dos tratamentos na digestão anaeróbia, uma mistura não hidrolisada também foi testada. Os autores apontaram como conclusão mais importante de seu trabalho a baixa concentração de sólidos totais e voláteis no digestor ao final do processo, apontando também, no entanto, que o teor de metano no biogás foi menor que o habitual. Ressalta-se que

⁴ FORSU: Fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos conforme definido por Carneiro (2005)

este estudo enfocou mais a eficiência dos pré-tratamentos do que a influência da mistura dos resíduos com lodo de esgoto.

Em trabalho desenvolvido por Xu *et al* (2002) foi analisada a digestão anaeróbia de resíduos de alimento em um reator anaeróbio híbrido sólido-líquido. O processo de digestão se deu em duas fases, envolvendo um primeiro reator onde ocorre a acidificação e um segundo reator onde se dá a metanogênese. O lixiviado produzido no primeiro reator foi usado em um estágio de pré-acidificação (misturado ao resíduo) e parte do efluente do segundo reator foi recirculado nos dois reatores. Os autores observaram, ao final de 16 dias, uma eficiente remoção de carbono orgânico total, sólidos voláteis e DQO, além de ter sido produzido biogás com alto teor de metano (68-70%).

Bouallagui *et al* (2004b) analisaram a digestão anaeróbia em duas fases de uma mistura de resíduos de frutas e vegetais. Foram utilizados dois reatores em escala de laboratório mantidos a 35°C e inoculados com um ecossistema anaeróbio proveniente do sistema de tratamentos de efluentes de uma vinícola. Ao final do trabalho os autores identificaram altas taxas de remoção de sólidos e de DQO, resultando em um efluente de melhor qualidade, e também uma produção de biogás significativa.

Carneiro (2005) pesquisou o efeito da inoculação de uma mistura de lodo de esgoto, proveniente de reator UASB, e lixiviado de aterro sanitário em um reator anaeróbio híbrido sólido-líquido tratando a FORSU. O lixiviado e o lodo foram misturados em partes iguais, totalizando 20 litros que foram inoculados nos reatores; foi mantido um reator controle, onde foi inoculado apenas o lixiviado. O experimento durou 95 dias e a temperatura dos reatores foi mantida constante, em torno de 35°C. O reator híbrido utilizado era composto por duas fases de tratamento, dividida em dois reatores, um de fase sólida e outro de fase líquida. No reator de fase sólida predominou o processo de acidogênese, enquanto no de fase líquida ocorreu primordialmente a metanogênese. O autor concluiu que a adição de lodo aumentou a produção de gás, principalmente no reator de fase sólida; os reatores com inoculação também produziram biogás com maior teor de metano, além de apresentar maior eficiência na remoção de ST (fixos e voláteis) embora a eficiência de remoção de DQO tenha sido menor que no reator controle.

Existe, portanto, a possibilidade de adicionar lodos de esgotos em aterros sanitários, em co-disposição com os aterros sólidos, visando ao aumento na produção de biogás e a diminuição do tempo para o início de sua produção. É provável que, em função do tamanho das partículas (superfície específica) normalmente dispostas nas células, menos acessíveis ao ataque microbiano, as necessidades de lodos de esgotos sejam menores que os valores referidos.

As vantagens que decorrem da co-disposição são: maior produção de gás metano; mais rápida estabilidade do percolado (quando recirculado na massa de resíduos); redução do tempo de bioestabilização da matéria orgânica; maior compactação da massa bioestabilizada; e maior e melhor controle do percolado e do biogás produzido, dentre outras (BIDONE E POVINELLI, 1999). O processo de degradação anaeróbia tem o problema de levar um intervalo de tempo até se iniciar, uma vez que o crescimento dos microrganismos responsáveis pela degradação é lento e necessita se estabilizar antes de começar a atuar sobre os resíduos depositados. Este é um dos pontos onde a utilização de inóculos pode ser vantajosa, acelerando essa estabilização e conseqüentemente o início do processo (SOUTO, 2005). Deve-se ressaltar que o lodo de esgoto deve passar por um pré-tratamento antes de poder ser disposto em um aterro sanitário, além de que o aterro deve ser licenciado de forma a permitir o recebimento desse tipo de material.

O uso de inóculo na digestão anaeróbia é uma estratégia que combina o tratamento de diferentes resíduos com características complementares. Alguns estudos (como os mencionados na Tabela 6, por exemplo) têm sido desenvolvidos nessa área, principalmente a inoculação de efluentes tratados.

A utilização de inóculo consiste no tratamento combinado de dois tipos de substratos, cujas características físicas e químicas se complementam, acarretando uma otimização do processo de degradação anaeróbia e conseqüente aumento da produção de biogás (BARCELOS, 2009). Tendo em vista que, no início do processo de degradação, a quantidade de ácidos e hidrogênio é maior em função da taxa de geração das bactérias formadoras de ácidos (acidogênicas), a adição de uma quantidade suficiente de organismos metanogênicos pode prevenir o desbalanceamento. Normalmente são usados como inóculos lodo de esgoto digerido, lodo de UASB (UpFlow Anaerobic Sludge Blanket; sigla em inglês mais conhecida), estrume, resíduo digerido e lixiviado (PINTO, 2000 *apud* BARCELOS, 2009). Na Dinamarca, a digestão anaeróbia da fração orgânicas dos RSU é geralmente associada a inóculos como os estrumes e lodo de esgoto (HARTMANN *et al*, 2004 *apud* BARCELOS, 2009).

Agdag e Sponza (2007) avaliaram a viabilidade da co-digestão anaeróbia de esgoto industrial misturados com resíduos sólidos urbanos. Foram utilizados no estudo três reatores, sendo: reator 1, de controle, contendo apenas RSU; reator 2 contendo uma mistura de RSU e lodo de esgoto industrial na proporção 1:1; e reator 3, com a mesma mistura, mas na proporção 1:2. As concentrações de AGV diminuíram significativamente nos reatores 2 e 3 após 150 dias; além disso, os valores de pH foram maiores no reatores inoculados em relação ao reator controle. A concentração de $\text{NH}_4\text{-N}$ no lixiviado foi maior no reator controle do que nos reatores

contendo inóculo, assim como a relação DBO/DQO. A produção total de biogás e a porcentagem de metano foram maiores nos reatores contendo o lodo de esgoto, entretanto testes mostraram a presença de toxicidade nestes reatores.

Alves (2008) realizou uma análise experimental a fim de determinar a influência dos metais pesados (Zn Mn e Fe) e da umidade na geração de biogás, utilizando um substrato composto pela fração orgânica dos RSU do aterro de Muribeca, em Pernambuco, inoculado com lodo de esgoto de um digestor anaeróbio pertencente a uma ETE localizada em Recife, PE. Foram usados no estudo quatro biorreatores de bancada, como 20,5 cm de altura e 10 cm de diâmetro. Durante a realização dos estudos, foram selecionadas também amostras sem metais, com o intuito de avaliar a interação do lodo com os resíduos. Assim, foram avaliadas situações de produção de biogás a partir do lodo, dos resíduos e da mistura dos dois. Os resultados mostraram que a mistura acumulou a maior quantidade de biogás produzida em um período de 60 dias (225,9 ml), seguida pelo lodo (101,44 ml) e por último apenas os resíduos (44,9 ml).

3.5. Métodos de Estimativa de Emissão de Biogás

Existem diversas metodologias para se determinar teoricamente a quantidade de metano emitida por um aterro sanitário, conforme recomendado e definido pelo IPCC, assim como publicado no manual “Diretrizes para o inventário nacional de gases de efeito estufa” (IPCC, 2006).

Basicamente, segundo o IPCC (2006), existem duas formas de estimar a quantidade de metano gerada por um aterro: os métodos de inventário, que consideram somente a quantidade de resíduo depositada no local, e o método de Decaimento de Primeira Ordem (*First Order Decay* – FOD), que considera a cinética de produção do biogás.

Existem diversas variações nas metodologias existentes de estimativa da produção de metano, principalmente no que se refere a sua complexidade e nos dados requeridos; esses métodos vão desde os mais simplificados, baseados apenas no total de resíduos depositados no aterro até métodos mais precisos, baseados na cinética de produção de biogás e considerando as condições climáticas, nutrientes do solo e características dos resíduos (CETESB, 2003 *apud* MENDES E SOBRINHO, 2007).

3.5.1. Método de Inventário

Uma metodologia de fácil aplicação para o cálculo da emissão de metano em aterros sanitários é apresentada pelo IPCC em “Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories”

(IPCC, 2006). Neste método, a quantidade de metano a ser emitida é estimada com base no teor de carbono orgânico degradável contido nos resíduos depositados, portanto a produção de metano está diretamente relacionada ao tipo de resíduo direcionado para o aterro e suas características (MENDES, 2005; MENDES E SOBRINHO, 2007). Além de dados sobre a quantidade e o tipo de resíduos depositados também são necessárias informações sobre a população presumivelmente atendida pelo aterro, conforme Equação 4, também conhecida como equação de inventário do IPCC.

$$E_{CH_4} = (Pop_{Urb} \cdot TaxaRSD \cdot RSD_f \cdot L_o) \cdot (1 - OX) \quad (4)$$

Onde:

E_{CH_4} : emissão de gás metano (t CH₄/ ano);

Pop_{Urb} : população urbana (nº de habitantes);

$Taxa RSD$: taxa de geração de resíduos sólidos domésticos por habitante por ano (t de RSD/habitante x ano);

RSD_f : fração de resíduos que é depositada em locais adequados (aterro)(%);

L_o : potencial de geração de metano (t CH₄/ t resíduo);

R : metano aproveitado (t CH₄/ano);

OX : fator de oxidação de metano na superfície do aterro (%).

O potencial de geração de metano (L_o) é estimado com base no conteúdo de carbono biodegradável e em um fator de conversão estequiométrico. O valor pode ser calculado pela Equação 5 a seguir:

$$L_o = FCM \cdot COD \cdot COD_f \cdot F \cdot \left(\frac{16}{12}\right) \quad (5)$$

Onde:

L_o : potencial de geração de metano (t CH₄ / t resíduo);

FCM : fator de correção de metano;

COD : carbono orgânico degradável (t de C/ t resíduo);

COD_f : fração de COD degradável (biodigerível);

F : fração em volume de metano no biogás (%);

$(16/12)$: Relação de peso molecular CH₄/ C.

O fator de correção de metano (FCM) visa a avaliar a qualidade do aterramento dos RSU e leva em consideração o fato do RS aterrado de forma inadequada produzir menor quantidade de metano em relação aquele RS destinado a locais adequados, em que uma maior parte do

RS é decomposta em condições anaeróbias. O IPCC (2006) define quatro categorias de locais, cujos valores recomendados estão apresentados na Tabela 7.

Tabela 7: Valores de FCM

Tipo de local	FCM
Vazadouro a céu aberto (lixão)	0,4
Aterro controlado	0,8
Aterro sanitário	1,0
Locais sem categoria	0,6

Fonte: elaborado com base em IPCC (2006)

O cálculo da quantidade de carbono orgânico degradável (COD), dado pela Equação 6, é baseado na composição dos RSU e na quantidade de carbono em cada componente da massa de resíduo como apresentado em IPCC (2006). Na Tabela 8 estão apresentados os valores de COD para diferentes componentes.

$$COD = 0,4A + 0,17B + 0,15C + 0,4D + 0,3E \quad (6)$$

Onde:

A: fração de papel e papelão;

B: fração de resíduos de parques e jardins;

C: fração de restos de alimentos;

D: fração de tecidos;

E: fração de madeira.

Tabela 8: Teor de carbono orgânico degradável para cada componente dos RSU

Componente	Porcentagem COD (em massa)
Papel e papelão	40
Resíduos de parques e jardins	17
Restos de alimento	15
Tecidos	40
Madeira	30

A fração de COD degradável (COD_f) indica a fração de carbono que é disponível para a decomposição bioquímica, e pode ser obtida pela Equação 7.

$$COD_f = 0,014T + 0,28 \quad (7)$$

Onde:

T: temperatura na zona anaeróbia (°C)

3.5.2. Método do Decaimento de Primeira Ordem

O potencial de produção de CH₄ a partir de resíduos depositados em um determinado ano diminuirá gradativamente com os passar dos anos. O modelo de decaimento de primeira ordem (*First Order Decay*, FOD, em inglês) é baseado em um fator exponencial que descreve a parcela do material biodegradável que é degradada (IPCC, 2006).

Um dado de entrada essencial do modelo é a quantidade de matéria orgânica degradável (DOC_m) presente nos resíduos depositados. Esse parâmetro é estimado com base em informações sobre o descarte de diferentes categorias de resíduos (RSU, resíduos industriais e outros) e os diferentes tipos de materiais de cada categoria (alimentos, madeira, papel, têxteis, etc.) (IPCC, 2006).

O potencial de CH₄ que é gerado ao longo dos anos pode ser estimado com base nas quantidades e na composição dos resíduos descartados e nas práticas de gestão de resíduos nos aterros. A base para o cálculo é a quantidade de carbono orgânico degradável decomponível (DDOC_m), cujo cálculo é apresentado na Equação 8 (IPCC, 2006).

$$DDOC_m = W \cdot DOC \cdot DOC_f \cdot MCF \quad (8)$$

Onde:

DDOC_m: massa de DOC degradável depositado(t);

W: massa de resíduos depositada (t);

DOC: carbono orgânico degradável no ano de deposição (t C/t resíduo);

DOC_f: fração de DOC que pode se decompor (fração %);

MCF: fator de correção de CH₄ (fração %).

O potencial de geração de CH₄ (L_o), apresentado na Equação 10, é dado pelo produto do DDOC_m, a concentração de CH₄ no gás (F) e a relação do peso molecular do CH₄ e do Carbono (Equação 9) (IPCC, 2006)

$$L_o = DDOC_m \cdot F \cdot \frac{16}{12} \quad (9)$$

Em uma reação dita de primeira ordem, a quantidade de material produzido é diretamente proporcional a quantidade de material reagente que existe antes do início da reação. Isso implica que o ano em que os resíduos foram depositados é irrelevante no cálculo do volume total de metano produzido, pois só é importante a massa total de resíduos depositados no local no momento do cálculo. (IPCC, 2006).

Considerando esta situação é possível calcular o $DDOC_m$ acumulado no local de deposição no final de um determinado ano T e o $DDOC_m$ decomposto no final do de um determinado ano T, conforme apresentado na Equações a 10 e 11 seguir (IPCC, 2006).

$$DDOC_{maT} = DDOC_{mdT} + (DDOC_{ma(T-1)} \cdot e^{-k}) \quad (10)$$

$$DDOC_{mdecompT} = DDOC_{ma(T-1)} \cdot (1 - e^{-k}) \quad (11)$$

Onde:

$DDOC_{maT}$: $DDOC_m$ acumulado no local no final do ano T (t);

$DDOC_{mdT}$: $DDOC_m$ depositado no local no ano T (t);

$DDOC_{maT-1}$: $DDOC_m$ acumulado no local no final do ano (T-1) (t);

$DDOC_{mdecompT}$: $DDOC_m$ decomposto no final do ano T (t);

k : constante de reação

T : ano do inventário

A constante de reação (k) está relacionada ao tempo de meia vida, que é o tempo necessário para que a matéria orgânica presente nos resíduos (DOC_m) decaia para metade da quantidade de massa em relação a sua massa inicial (IPCC, 2006).

Mendes e Sobrinho (2007) apresentam uma tabela (Tabela 9) com valores sugeridos para k , baseados na precipitação média anual e na maior ou maior reatividade dos resíduos.

Tabela 9: Valores sugeridos para k

Precipitação Anual	Relativamente inerte	Decomposição moderada	Decomposição Alta
<250 mm	0,01	0,02	0,03
250 a 500 mm	0,01	0,03	0,05
500 a 1000 mm	0,02	0,05	0,08
>1000 mm	0,02	0,06	0,09

Fonte: World Bank (2003 *apud* Mendes e Sobrinho (2007))

Finalmente, a quantidade de CH_4 formado a partir de material degradável (Equação 12) é determinada pela multiplicação do valor de $DDOC_m$ decomposto, a fração de CH_4 no biogás produzido e a relação de peso molecular C/CH_4 (IPCC, 2006).

$$CH_4gerado_T = DDOC_{mdecompT} \cdot F \cdot \frac{16}{12} \quad (12)$$

Analisando-se os dois métodos anteriormente mencionados, Mendes e Sobrinho (2007) afirmam que o método de inventário permite apenas um cálculo aproximado, pois a quantidade de biogás gerada é determinada apenas em função de dados populacionais, da taxa de coleta de resíduos e das condições do local de disposição. Os autores (op. cit.) preconizam que a generalização dos locais de disposição e da taxa de coleta ocasionam grandes erros nos

dados de emissão estimados. Entretanto, o principal motivo pelo qual o método de inventário é pouco recomendável, é a não consideração da cinética envolvida no processo de degradação dos resíduos e produção de biogás. (MENDES e SOBRINHO, 2007).

Além desses métodos mencionados, existem diversos estudos cujos autores optaram por desenvolver seu próprio método de estimativa ou aprimorar os métodos já existentes. Um exemplo é o trabalho desenvolvido por Kumar *et al* (2004), que propõe um “método triangular” para a estimativa das emissões nacionais de metano na Índia. Os autores alegam que o método FOD requer dados atuais, bem como dados históricos sobre a quantidade de resíduos, composição e formas de disposição por várias décadas, e que tais dados não estão disponíveis para o referido país. Assim, é recomendada a utilização de um método que leva em conta a deposição de resíduos, o grau de estabilização e a zona de decomposição aeróbia e anaeróbia. É traçado um gráfico da produção total de gás em função do tempo, com forma triangular, cuja área seria equivalente a quantidade de biogás produzida em um determinado período por tonelada de resíduo disposta. Outro exemplo é o trabalho de Sanchez *et al* (2006), que desenvolveu um modelo de simulação computacional para a quantificação da geração de biogás em aterros, que leva em conta o efeito da heterogeneidade na morfologia do aterro, bem como a do solo circundante.

3.5.3. Softwares de previsão de geração de biogás em aterro sanitário

Barros (2012) apresenta diversos softwares que permitem estimar a produção do biogás em um aterro sanitário:

- LandGEM[®]: modelo da *Environmental Protection Agency* (EPA), é uma ferramenta automatizada de estimativa com uma interface do *Microsoft[®] Excel[®]*, que pode ser usada para estimar as taxas de emissão de gás total do aterro, de metano, dióxido de carbono, compostos orgânicos não metano (*NonMethane Organic Compounds*, NMOC), e de poluente atmosféricos individuais.
- Banco Mundial: trata-se do modelo *Scholl Canyon[®]*, que efetua o prognóstico da produção de biogás do aterro durante algum tempo como uma função da taxa de geração de metano (k), da capacidade potencial de geração de metano (L₀) e dos registros históricos de despejos de RSU e das projeções futuras dos RSU em um aterro sanitário.

Outros métodos mencionados por Barros (2012) são: o *software* “Biogás, geração e uso energético – aterros^{®4,5}”, versão 1.0, desenvolvido pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB); o *software* E-PLUS[®] – Gás de aterro, versão 1.0 (*United States*

Environmental Protection Agency – USEPA), que consiste em um sistema de apoio à decisão para analisar as oportunidades visando à instalação de um sistema de recuperação de biogás de aterro sanitário; e o *software* do IPCC, *National Greenhouse Gas Inventories Programme*[®].

3.6. Trabalhos Anteriores

O aparato experimental utilizado neste estudo foi montado no ano de 2010, como parte do trabalho final de graduação de Pieroni (2010). O referido trabalho tinha por objetivo principal determinar o potencial de geração de metano por meio de simulação de uma célula de aterro sanitário em escala piloto, utilizando resíduos sólidos com características semelhantes às do município de Itajubá.

Para a confecção do mencionado aparato, Pieroni (2010) apresenta a lista de materiais utilizados, os instrumentos empregados, bem como a descrição do processo de montagem.

Os materiais e instrumentos usados foram:

Célula de aterro:

- Caixa d'água cilíndrica de polietileno, 1000 litros, Amanco Tinoplas;
- 7 m de mangueira plástica para gás, diâmetro de ½ polegada;
- 5 m tubo PVC, diâmetro 50 mm;
- 04 conexões L (90°), PVC, diâmetro de 50 mm;
- 02 conexões T, PVC, diâmetro de 50 mm;

Acessórios:

- 02 adaptadores curvos para mangueira, ½ polegada;
- 03 flanges, diâmetro de 25 mm;
- 02 válvulas gaveta, diâmetro de 25 mm;
- Solo tipo argiloso;
- Brita.

Instrumentos:

- 01 termopares de isolamento mineral tipo "j", simples, diâmetro de 3 mm, em aço inox 304, modelo com conector grande "j" compensado macho;
- 01 indicador digital de temperatura duplo, modelo IS 2000 DJPE, sendo as duas entradas p/ termopar tipo "j", escala 0~700°C, montado no painel dimensões 300x300x200;

- 01 termômetro digital de bolso Minipa MV-360, faixa de medida: -50°C $+150^{\circ}\text{C}$, resolução $0,1^{\circ}\text{C}$, precisão $\pm 1^{\circ}\text{C}$.
- 01 manômetro, total inox 4 ½, mostrador de 0 a 10 mca, conexão de ½ NPT.
- 02 manômetros de coluna d'água;
- Gasômetro, capacidade de $0,12\text{ m}^3$, dimensões de 0,72m de altura e 0,46m de diâmetro;

Acessórios:

- 01 cabo de extensão modelo: tipo "j", bitola 2x24 AWG, isolamento teflon x teflon;
- 02 flanges;
- 02 roldanas;
- 04 m de cabo de aço revestido;
- Contrapeso, 14,5 kg.

Deve-se observar que a montagem atual do aparato, utilizada neste estudo, apresenta pequenas diferenças em relação à montagem inicial anteriormente descrita: foram usados dois termopares ao invés de apenas um, sendo o segundo responsável por medir a temperatura ambiente; o termômetro digital de bolso e o manômetro conectados ao gasômetro não foram utilizados por não estarem funcionando; foi usado um contrapeso de valor diferente, determinado por medições realizadas no sistema que apontaram a necessidade de usar um peso distinto.

Pironi (2010) detalha o procedimento de montagem do aparato, que consistiu basicamente em uma caixa usualmente empregada para acúmulo de água, uma câmara de gás (gasômetro) e os equipamentos de medição de temperatura e pressão. A caixa d'água simulou a célula de aterro, em seu interior foram colocados os RS, a cobertura de solo e os drenos para captação do biogás. O biogás captado pelos drenos foi direcionado para o gasômetro, no qual foi possível o armazenamento do mesmo e o monitoramento de seu volume, pressão e temperatura. Os drenos para a captação de biogás foram confeccionados a partir de tubos de PVC (Figura 5a), perfurados em grandes fendas regulares (Figura 5b).

O biogás captado pelos drenos foi direcionado para o exterior da célula experimental, sendo armazenado em um gasômetro com selo hidráulico. No gasômetro, o biogás foi monitorado aferindo-se os valores de pressão, temperatura e deslocamento vertical, sendo esta última medida necessária para a quantificação do volume, por meio do produto entre o deslocamento vertical do gasômetro e sua correspondente área circular. Para as medidas de pressão, foi utilizado um manômetro de coluna d'água, para as medidas de temperatura foi utilizado um

termômetro digital e para a medida de deslocamento vertical do gasômetro foi instalada uma régua em sua lateral.



Figura 5: a) Confecção de drenos (esquerda); b) Fendas dos drenos para captação do biogás (direita).
Fonte: Pieroni (2010)

Para que o próprio peso do tambor do gasômetro não interferisse nas medidas de volume, foi instalado um contrapeso no gasômetro, de forma que este anulasse a massa do tambor e mantivesse o sistema em equilíbrio (Figura 6). Desta forma, a pressão no gasômetro deve ser sempre pressão atmosférica, ou seja, pressão manométrica nula.

Neste caso, também foram monitoradas as emissões fugitivas devido ao adequado fechamento e vedação da caixa d'água o que permitiu a acumulação do biogás no volume não ocupado em seu interior, biogás este que foi controlado, por meio da instalação na célula de aterro de um termopar, conectado a um indicador digital, e de um manômetro de coluna d'água.

Assim como neste trabalho, Pieroni (2010) utilizou-se também dos dados de Gonçalves (2007) sobre o município de Itajubá, para determinação das quantidades de cada tipo de resíduo a serem depositadas na célula. A forma como essas quantidades foram determinadas encontra-se descrita no item 4.2 do presente estudo, uma vez que se adotou o mesmo procedimento.



Figura 6: Contrapeso no gasômetro. Fonte: Pieroni (2010)

O mesmo aparato também foi utilizado por Abe (2013) com parte do desenvolvimento de uma pesquisa de iniciação científica, como a finalidade de obter dados experimentais de potencial de geração de metano a partir da digestão anaeróbia em aterros sanitários. Os materiais e instrumentos utilizados, e o procedimento adotado por Abe (2013) foram essencialmente os mesmo de Pieroni (2010), uma vez que aquele estudo pode ser considerado uma continuação deste, objetivando a obtenção de novos dados. A quantificação dos diversos resíduos também foi idêntica à realizada no trabalho de Pieroni e o procedimento experimental consistiu apenas na deposição da camada de argila de fundo, dos resíduos e da camada de argila de cobertura, uma vez que o aparato em si já estava construído.

Abe (2013) realizou em laboratório análises para caracterização do substrato, como DQO e DBO. Segundo a autora, para estas análises foi necessário o preparo de um extrato, elaborado de acordo com a metodologia de Mangkoedihardjo (2006). Tal metodologia foi replicada com algumas adaptações no presente estudo.

Por fim, Brito (2013) também utilizou o mesmo aparato experimental, a fim de obter dados para seu trabalho final de graduação, cujo escopo foi avaliar o potencial de geração de metano no contexto do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL). Brito (2013) e Abe (2013) coletaram dados na mesma montagem da célula, porém em períodos diferentes.

3.6.1. Estudos de digestão anaeróbia de RSU em escala piloto

Já há algum tempo, diversos estudos vem sendo realizados para pesquisar o comportamento dos RS durante o processo de degradação anaeróbia, bem como compreender melhor o funcionamento do processo em si, além de avaliar o potencial de geração de biogás. Tais estudos têm sido feitos em diferentes escalas, tais como reatores, lisímetros e células pilotos, cada uma com suas particularidades e vantagens e desvantagens.

Lisímetros vêm sendo usados para simular aterros sanitários ou células de disposição de RSU. Trata-se de uma técnica importante por permitir estudar de forma mais fácil o comportamento dos resíduos em termos químicos, físicos e biológicos, possibilitando compreender melhor o processo de degradação dos resíduos, especialmente da fração orgânica. Tais experimentos auxiliam também na simulação de algumas situações específicas, que não seriam possíveis de serem estudadas em escala real, por exemplo, o estudo da degradação de resíduos com diferentes composições gravimétricas, a possibilidade de co-disposição de diferentes tipos de resíduos, além de variações nas condições ambiente (temperatura, umidade) e sua influência no processo de decomposição. Outros estudos que também podem ser desenvolvidos a partir do uso de lisímetro são aqueles relacionados a diferentes tipos e materiais de cobertura e impermeabilização e a avaliação de diversos sistemas de drenagem (líquidos e gases) (CASTILHOS JR, 2006).

Santos (2010b) apresenta em seu trabalho a concepção e uso de um lisímetro em escala de laboratório, escolhido por apresentar facilidade no controle de todas as variáveis envolvidas no estudo, além de possuir um custo menor do que a construção de um lisímetro em escala de campo (dimensões menores e, portanto menos material necessário) e evitar a influência de variáveis externas (insolação, precipitação, ventos, dentre outros).

Estão apresentados a seguir alguns trabalhos interessantes utilizando escala piloto (lisímetros e reatores) para estudar o processo de degradação anaeróbia de resíduos, a produção de biogás e a influência do uso de inóculos.

a) Caine *et al* (1999): estudo realizado no aterro de Brogborough, localizado no Reino Unido. Trata-se de um dos mais confiáveis, cuidadosamente monitorados e melhor caracterizados estudos para a melhoria da produção de gás de aterro. Caine *et al* (1999) realizaram seus estudos desde 1986 até 1998, acompanhado um período de mais de dez anos e pesquisando diversas técnicas para acelerar a degradação dos resíduos, principalmente meios de melhorar a recuperação de energia a partir de gás de aterro. O projeto teve como objetivos principais monitorar as variações dos principais componentes do biogás e as taxas de produção de

biogás e chorume e determinar a viabilidade prática e econômica das técnicas estudadas para acelerar a produção de biogás e a estabilização dos resíduos.

Para a execução do trabalho, foram construídas seis células experimentais, duas servindo como controle (Células 1 e 2) e em cada uma das demais foi aplicada uma técnica: recirculação de líquidos (Célula 3), injeção de ar (Célula 4), adição de lodo de esgoto (Célula 5) e aumento das frações de papel e papelão (Célula 6). As células controle (1 e 2) eram compostas apenas por resíduos domésticos, sendo que na célula 1 eram dispostos em camadas finas (alta densidade) e na célula 2 eram colocados em camadas mais espessas (baixa densidade). Além da medição do fluxo de biogás, também foram monitorados a profundidade e as características do chorume, a temperatura dos resíduos e dados meteorológicos.

Na célula 3 inicialmente foi injetada certa quantidade de água, o que não produziu nenhum aumento na produção de biogás; foi então injetado chorume, levando a resultados inconclusivos e, por fim, foi injetado um volume maior de água. Na célula 4 foi injetado ar, sendo que na primeira injeção os resultados fossem inconclusivos, levando a um aumento do volume injetado nas aplicações seguintes. Na célula 5 foi depositado lodo de esgoto junto com os resíduos, numa proporção de 9% em peso. A célula 6 recebeu uma suplementação de cerca de 45% de resíduos comerciais, principalmente papel e papelão.

Os resultados mostraram que as células 5 e 6 iniciaram a fase metanogênica mais rápido, o que não refletiu em produção maior de biogás; as células 3 e 4, por sua vez, apresentaram melhorias de 20 a 30% na taxa de geração de biogás em relação a célula controle; os dados da célula 2 não foram apresentados alguns anos antes do fim do projeto e seus dados finais não foram contabilizados. Em termos quantitativos, a produção acumulada de biogás ao final dos estudos foi maior na célula 4, seguido pela célula 3; as células 1 e 6 tiveram aproximadamente, a mesma produção e a célula 5 foi a que produziu menos biogás.

b) Leite *et al* (1997): trabalho desenvolvido com o intuito de avaliar o processo de tratamento anaeróbio da fração orgânica dos RSU inoculada com lodo de esgoto sanitário. Foi montado um sistema experimental composto por quatro reatores de 50 litros, cada um inoculado com uma diferente porcentagem de lodo de esgoto, como mostrado na Tabela 10. Foram analisadas as características físico-químicas do substrato de cada reator, tais como teor de umidade, pH, concentração de ST e SV, DQO, dentre outros. O monitoramento dos reatores abrangeu as frações sólida, líquida e gasosa, tendo sido analisados o material que entrava no reator, o que saía do reator e o acumulado em seu interior.

Ao final do trabalho, os resultados dos autores (op. cit.) determinaram que o tempo de bioestabilização da matéria orgânica foi menor nos reatores inoculados e, portanto, o inóculo

proporcionou uma relação mais equilibrada de nutrientes e um ecossistema mais favorável ao desenvolvimento das atividades metanogênicas, favorecendo o processo de degradação. A maior produção de biogás ocorreu no reator C, enquanto o biogás de maior qualidade (com maior concentração de metano) foi produzido pelo reator D, onde também o processo ocorreu de forma mais rápida. Os valores de DQO e a concentração de ST foram menores no lixiviado do reator D.

Tabela 10: Características dos reatores estudadas por Leite *et al.* (1997)

Reator	Substrato	
	FORSU (%)	Lodo (%)
A	100	0
B	90,8	9,2
C	81,7	18,3
D	56,8	43,2

c) Leite *et al* (2002): estudo com o objetivo de analisar o comportamento dos ST e SV presentes em um substrato formado pela mistura de RS vegetais e lodo de esgoto, nas porcentagens de 80 e 20 %, respectivamente. Foram medidas as concentrações de ST e SV no substrato *in natura* (ao ser colocado no reator) e depois no substrato parcialmente bioestabilizado, após 270 dias. O estudo dos autores (op, cit.) apontou como resultado uma eficiência de redução dos ST de 86% e de SV de 89%, sendo que as maiores remoções ocorreram nos primeiros dias de monitoramento. Quanto ao volume de biogás produzido, foram contabilizados 1200 litros, valor muito inferior ao esperado, segundo os autores; o teor médio de metano foi de 60%, como uma taxa de produção de metano de apenas 0,02 m³ CH₄ por kg de DQO removida. Os autores concluíram que a pequena produção de metano se justifica pela retirada de parte do percolado, que foi usado para alimentar um reator UASB.

d) Sosnowski *et al* (2003): este trabalho teve como escopo investigar a produção de metano a partir de lodo de esgoto e da fração orgânica do RSU bem como a co-disposição de ambos os substratos sob regimes de temperatura termofílicos e mesofílicos. As experiências foram realizadas em dois sistemas: com biorreator de 40 dm³ que foi usado para estudar a digestão apenas do lodo e posteriormente do lodo combinado com os resíduos (experimentos 1 e 2); o segundo sistema consistia de um biorreator operando de forma quase contínua (alimentado uma vez por dia), em dois estágios separados: o primeiro de digestão acidogênica em um tanque de 9 dm³ sob regime termofílico (56°C) e o segundo de fermentação de metano sob condições mesofílicas (36°C) em um tanque de 14 dm³, neste segundo sistema foram testados reatores contendo apenas a fração orgânica do RSU, apenas o lodo de esgoto e uma mistura dos dois (respectivamente, os experimentos 3, 4 e 5).

Ao se comparar os experimentos 1 e 2, os autores verificaram que na fase inicial de digestão, o lodo de esgoto produziu maior volume acumulado de biogás do que na mistura com a fração orgânica dos RSU; entretanto, ao fim de duas semanas, a produção de biogás acumulada em ambos os experimento foi igual (aproximadamente 200 dm³) e, ao final o volume de biogás produzido a partir da mistura foi o dobro da quantidade de biogás obtido a partir apenas do lodo de esgoto (aproximadamente 240 e 450 dm³, respectivamente).

A comparação dos experimentos 3, 4 e 5 mostrou que o reator apenas com a fração orgânica dos RSU produziu uma quantidade significativamente mais elevada de biogás no início do processo, atingindo o pico máximo por volta de 15 dias e decaindo a partir de então até se encerrar definitivamente com pouco menos de 30 dias; o reator com a mistura de substratos produziu quantidade menor de biogás o que reator contendo apenas resíduos até por volta do 15° dia, quando a produção do experimento 3 caiu bruscamente e a do experimento 4 continua a subir levemente, atingindo o máximo por volta de 25 dias, quando não há mais medições; assim embora inicialmente o experimento 3 tenha gerado maior volume de biogás, ao final o reator 5 apresentou maior quantidade acumulada. Entretanto, o experimento 5, com apenas lodo de esgoto, a produção foi maior que dos outros dois reatores, tendo uma partida mais lenta (aproximadamente no 15° dia) mas continuando a produzir até o 60° dia, quando a produção dos outros dois reatores já tinha se encerrado.

Além disso, foi concluído também que a separação do processo de degradação em dois estágios (acidogênico e metanogênico) foi mais eficaz do que o processo em apenas um reator.

e) Santos (2010b): desenvolvimento de um projeto de construção e implementação de um lisímetro em escala de laboratório, e posterior realização de um experimento piloto para monitorar parâmetros geotécnicos e de degradação de uma amostra de resíduos sólidos orgânicos, simulando o comportamento de uma célula de aterro sanitário.

O lisímetro foi construído a partir de um tubo de PVC de 35 cm de diâmetro, dividido em duas seções de 80 e 120 cm de altura, conectadas por uma luva também de PVC, formando um cilindro com 240 cm de altura, selado com silicone industrial em suas junções. Alguns dados de interesse (temperatura, variação de massa e recalque da massa de resíduos) foram obtidos a partir de um sistema digital, cuja aquisição de informações se dá através de sensores eletrônicos dispostos no meio a ser monitorado.

Para o ensaio piloto o lisímetro foi preenchido com resíduos orgânicos obtidos em fruteiras e pequenos hortifrutigranjeiros, previamente preparados e dispostos em cinco camadas com compactação manual. Além dos sensores que monitoravam a temperatura, o balanço de massa

e o recalque, também foram coletadas amostras e enviadas a laboratórios para análise de parâmetros microbiológicos (contagem de microrganismos) e físico-químicos (pH e teor de umidade); o lixiviado também foi monitorado e o biogás foi apenas drenado.

f) Garcez (2009): pesquisa desenvolvida com o objetivo de avaliar a contaminação por agentes tóxicos (metais pesados e outros) em um biorreator de RS, em Campina Grande/PB, verificando a evolução do processo de biodegradação dos resíduos, através do uso de um lisímetro construído a partir da adaptação de duas manilhas em concreto armado, com altura de 2,15 m, diâmetro de 1,0 m e volume aproximado de 1,70 m³. A impermeabilização da base e a cobertura do lisímetro foram feitas com uma camada de solo e o sistema de drenagem foi formado por um conjunto de tubos de PCV perfurados, de 40 mm de diâmetro; a instrumentação contava com medidor de nível de líquido (piezômetro), medidor de recalque superficial e em profundidade e medidor de temperatura (termopar).

O lisímetro foi preenchido com RSU da cidade de Campina Grande/PB previamente caracterizado (composição gravimétrica) e foram realizadas em laboratório análises do teor de umidade e sólidos voláteis, determinação do pH, alcalinidade, teor de cloreto, macro e micro nutrientes, metais pesados e teor de carbono.

g) Comparin (2011): pesquisa sobre comportamento de lisímetros de pequenas dimensões e o processo evolutivo de degradação dos resíduos, considerando sua composição e as condições climáticas, com o objetivo de estudar e modelar o comportamento dos RSU, visando melhor compreensão dos fenômenos físicos, químicos e biológicos envolvidos, responsáveis pela biodegradação do material e geração de recalques. O lisímetro em estudo foi o mesmo apresentado no item e), desenvolvido por Santos (2010b).

Foram confinados resíduos com características gravimétricas brasileiras, sendo 65% composto por matéria orgânica e os outros 35% divididos entre papel, plástico, vidro e metal. O material foi disposto no lisímetro em cinco camadas e sofreu compactação manual e através de históricos de ocorrência de chuvas e evapotranspiração determinou-se a adição semanal de água ao lisímetro, para manutenção de teor de umidade o mais próximo possível do que aconteceria se o material estivesse exposto ao ambiente.

Analisaram-se os dados resultantes do monitoramento de sólidos e líquidos, através de medições de temperatura, recalque da massa de resíduos e coletas periódicas de amostras de lixiviado para análises laboratoriais de vários parâmetros: concentração de microrganismos, STV, pH, DQO, nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e fósforo total.

Alguns outros trabalhos interessantes envolvendo o uso de lisímetros: Rafizul e Alamgir (2012) utilizando três lisímetros para estudar a influência das condições climáticas nas

características do lixiviado; Lamborn (2012) que comparou diferentes modelos para estimativa da produção de biogás de biogás aplicados a diferentes escalas: lisímetros em laboratório, lisímetros (células teste) em campo e aterros reais; e Shalini *et al* (2010) estudando a estabilidade biológica de RSU em climas tropicais, por meio da montagem de seis lisímetros simulando diversas condições de operação de aterro e utilizando dois diferentes substratos.

4. Materiais e Métodos

Para o desenvolvimento do presente trabalho foi necessária a utilização de um aparato experimental com a função de simular uma célula de aterro sanitário. A metodologia do trabalho englobou o esvaziamento da célula, que se encontrava preenchida com material de um trabalho anterior (de Abe, 2012 e Brito, 2012), o procedimento de enchimento da célula, após prévia caracterização e quantificação dos RS desejados; a vedação da célula para criação de ambiente anaeróbico; medição dos valores de temperatura e pressão, tanto no interior da célula quanto ambiente; e determinação do volume de biogás produzido.

Também foram realizadas análises laboratoriais no momento de montagem da célula e repetidas no momento de sua abertura, de forma a se obter parâmetros que permitissem avaliar o grau de degradação da mistura de RSU e lodo de esgoto; as mesmas análises também foram efetuadas para o lixiviado gerado.

O fluxograma a seguir (Figura 7) apresenta resumidamente cada uma das etapas de desenvolvimento da parte experimental do trabalho.

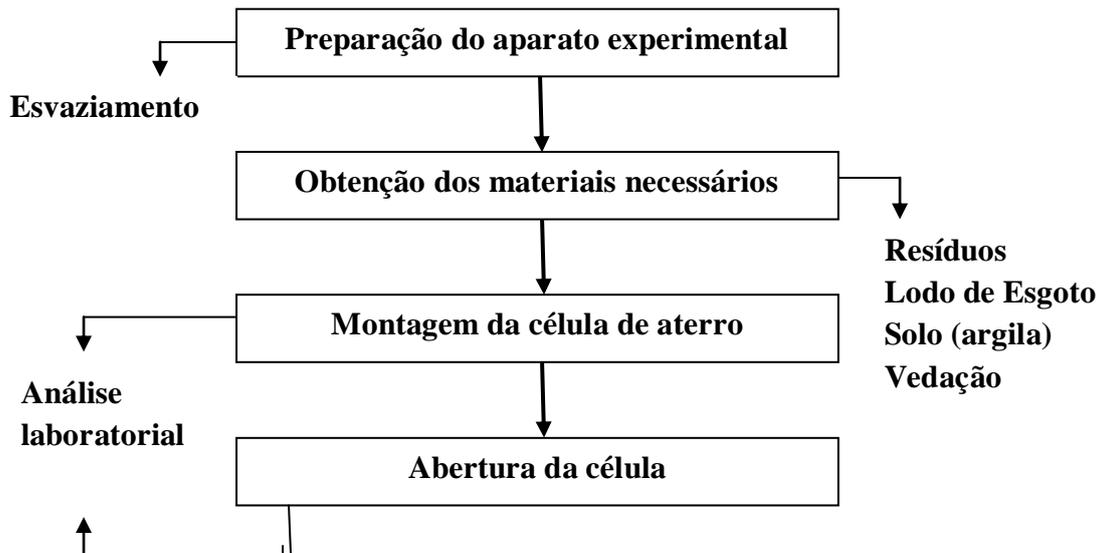


Figura 7: Fluxograma das etapas de desenvolvimento da parte experimental

4.1. Aparato Experimental

A montagem do aparato experimental compreendeu o processo de seleção e quantificação dos RS; a determinação do volume de lodo de esgoto a ser adicionado e sua disposição no interior da célula de aterro. O aparato experimental em si já se encontrava montado, devido a sua utilização em estudos anteriores, de forma que foi necessário apenas esvaziá-lo e posteriormente efetuar seu enchimento.

A Figura 8 apresenta um esboço da configuração do aparato utilizado. O sistema é composto por uma caixa d'água de volume igual 1000 litros, uma câmara de gás (gasômetro), e os equipamentos de medição de temperatura e pressão. A caixa d'água simulou a célula de aterro, e em seu interior foram colocados os RS e o lodo de esgoto, uma camada de solo de fundo e outra de cobertura e os drenos para a captação do biogás.

Os drenos de gás são formados por tubos de PVC perfurados, criando fendas mais regulares possíveis, por onde o biogás é drenado. Para evitar que houvesse entupimento das fendas pela compactação dos resíduos em seu entorno, e conseqüente dificuldade de condução do biogás, foram posicionadas britas no entorno das perfurações. (Figura 9).

Após passagem pelos drenos, o biogás é transportado para um gasômetro com selo hidráulico, onde é armazenado e quantificado. No interior do gasômetro, é possível quantificar a movimentação que a pressão do biogás está gerando por meio do uso de um contrapeso de mesmo peso do tambor do gasômetro, com isso, equilibrando o sistema e visando a garantir que a pressão interna seja igual à pressão atmosférica. Há que se ressaltar que, embora trabalhos anteriores tenham utilizado um contrapeso de 14,5 kg (item 3.7), no presente estudo foram realizadas medições e cálculos que apontaram a necessidade de um contrapeso de 16 kg para manter o equilíbrio do sistema. Tal medição foi realizada utilizando-se uma balança de mola com gancho, que permitiu aferir o peso do gasômetro e assim determinar qual deveria ser o valor do contrapeso necessário para anular o peso do tambor.

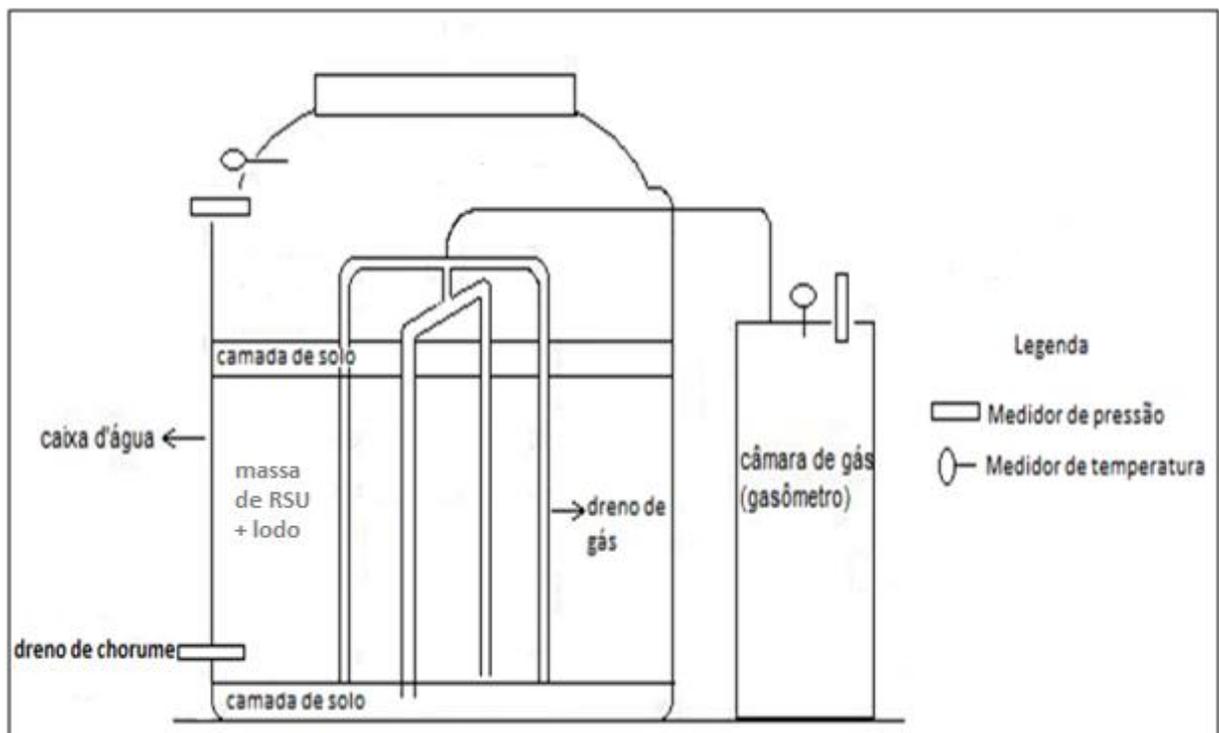


Figura 8: Aparato experimental para simulação de uma célula de aterro sanitário. Fonte: Pieroni (2010)

Para as medidas de temperatura foram (ambiente e no interior da célula) foram utilizados termopares do tipo “j”; a pressão no interior do gasômetro foi quantificada utilizando um manômetro de coluna d’água. Por último, o deslocamento vertical foi medido a partir de uma régua instalada na lateral do gasômetro para posterior multiplicação por sua área interna, a fim de chegar ao valor de volume de biogás ali contido.



Figura 9: Detalhe das perfurações dos drenos com britas em seu entorno

4.2. Caracterização e Quantificação do Substrato

A quantificação de cada tipo de resíduo a ser depositado no interior da célula de aterro foi baseada nos estudos desenvolvidos por Gonçalves (2007), que com o objetivo de estudar a potencialidade energética dos resíduos comerciais e domiciliares no município de Itajubá, realizou detalhada caracterização destes resíduos.

O referido estudo determinou as porcentagens de cada um dos tipos resíduos produzidos no município, dados apresentados na Tabela 4 (Item 3.3). Para simplificação, no momento de montagem da célula algumas categorias foram agrupadas de forma a facilitar o cálculo das quantidades de resíduos a serem utilizadas, bem como a obtenção desses resíduos (Tabela 11).

Tabela 11: Composição física dos RS domiciliares no município de Itajubá/MG

Tipo de Resíduo	Porcentagem
Resto de alimento	36,4
Resto de poda	5,5
Papel	12,4
Plástico	14,0
Metal	2,6
Vidro	2,5
Trapo	3,9
Resto de banheiro	10,6
Entulho	8,8
Rejeito	3,3

Antes de se determinar qual a massa de cada tipo de resíduos a ser colocada na célula de aterro, foi necessário calcular o volume de lodo de esgoto a ser adicionado, descontando este valor do volume total disponível para os resíduos, para assim calcular as massas de cada resíduo.

Para determinação de todas as quantidades mencionadas foi necessário primeiramente determinar o volume disponível para os resíduos. A Figura 10 apresenta as dimensões adotadas para tal determinação e a Tabela 12 apresenta os valores das referidas dimensões.

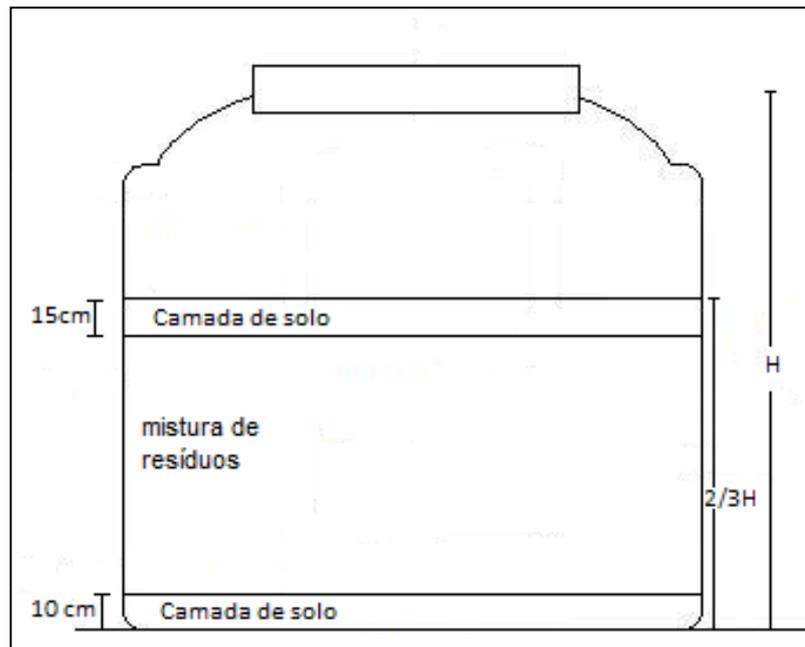


Figura 10: Disposição dos RS e camadas de solo no interior da célula e dimensões adotada.

Fonte: Pieroni (2010)

A altura H foi medida, e foi adotada como sendo $2/3H$ a altura máxima a ser ocupada pelos resíduos. O diâmetro da caixa também foi medido de forma a permitir o cálculo de sua área de base, e posteriormente do volume (produto da multiplicação da área da base pela altura disponível para os resíduos).

Tabela 12: Dimensões da célula de aterro. Fonte: Pieroni (2010)

Dimensão	Valor
Altura total (H) (m)	0,87
Altura útil para o aterro ($2/3 H$) (m)	0,58
Altura total das camadas de solo (m)	0,25
Altura disponível para os RS (m)	0,33
Diâmetro da caixa d'água (m)	1,4
Área de base (m^2)	1,54
Volume disponível para RS (m^3)	0,51

Fonte: Pieroni (2010)

Com o volume total a ser ocupado pelos resíduos, foi possível calcular o volume a ser adicionado de lodo esgoto, equivalente a 20% do volume total disponível, com base no estudo

de Leite *et al* (1997), onde o autor, analisando diferentes percentuais de inóculo adicionado obteve maior produção de biogás para o reator com aproximadamente 18% de inóculo, e também no estudo de Leite *et al* (2002), onde o autor utilizou 20% de material inoculado. Assim, o volume total de lodo de esgoto adicionado foi de 102 litros.

Subtraindo o volume de lodo de esgoto do volume total disponível, temos o volume ocupado unicamente por resíduos. Adotando a densidade da massa de resíduos como sendo 200 kg/m^3 para compactação manual (CASTILHOS JR, 2003), foi possível calcular a massa total de resíduos, através da fórmula da densidade, obtendo um valor de 81,60 kg. Tendo a massa total de resíduos utilizou-se os percentuais apresentados na Tabela 11 para determinar a massa de cada categoria de resíduo. A Tabela 13 apresenta a quantificação de todos os componentes depositados na célula.

Tabela 13: Quantificação dos resíduos depositados na célula de aterro

Componente	Volume (l)
Lodo de esgoto	102
Tipo de Resíduo	Massa (kg)
Resto de alimento	29,70
Resto de poda	4,49
Papel	10,12
Plástico	11,42
Metal	2,12
Vidro	2,04
Trapo	3,18
Resto de banheiro	8,65
Entulho	7,18
Rejeito	2,69
TOTAL	81,60

Todos os resíduos foram coletados no próprio campus da Unifei, e o lodo de esgoto foi trazido da estação de tratamento de esgoto (ETE) Sapucaí, localizada no município de Itajubá e pertencente à Companhia de Saneamento de Minas Gerais (Copasa), na quantidade previamente determinada. Coletados os resíduos, foi realizada a separação a pesagem de cada tipo, separando-os pra posterior deposição na célula de aterro. As Figuras 11 a 13 apresentam etapas da montagem da célula.



Figura 11: a) e b) Parte dos resíduos utilizados na montagem da célula



Figura 12: a) Balança utilizada para a determinação da massa de cada tipo de resíduo (esquerda); b) Início do processo de montagem – camada de argila de fundo (direita).



Figura 13: Compactação manual dos resíduos

4.3. Montagem da célula de aterro

Após a quantificação das massas dos tipos de resíduos e do volume de lodo de esgoto, procedeu-se a montagem da célula experimental de aterro sanitário. Procurou-se seguir o procedimento já realizado e descrito por Pieroni (2010) e Abe (2013).

Inicialmente, realizou-se deposição de uma camada de argila, para impermeabilização do fundo, tal como ocorreria em uma célula de aterro real. Entretanto, como o material da caixa é impermeável e o chorume gerado pelos RS provavelmente não seria significativo (principalmente por não haver exposição às intempéries, uma vez que a caixa está lacrada), a camada de solo de fundo serviu mais como base de sustentação para os drenos. Procurou-se utilizar argila com características típicas de utilização em aterros, além de realização de um processo prévio de preparo para promover a compactação.

Após a camada de argila de fundo, os resíduos previamente pesados foram depositados aleatoriamente, intercalados com determinadas quantidades de lodo de esgoto. À medida que o material ia sendo colocado, foi-se realizando também sua compactação; adicionou-se ainda brita à medida que os resíduos atingiam as perfurações dos drenos.

Terminada a deposição de todos os resíduos e do lodo de esgoto, foi acrescentada uma camada de argila de cobertura, também compactada. Em seguida a essa adição, a célula foi fechada utilizando uma tampa de metal e vedada usando silicone cinza neutro de cura neutra, da marca TekBond®. Deve-se mencionar que por problemas logísticos (quantidade

insuficiente de argila), decorreu um período de aproximadamente 20 dias entre a montagem da célula (deposição dos resíduos) e a sua vedação.

4.4. Medição de Temperatura e Pressão

As medições de pressão e temperatura iniciaram-se no momento em que foi detectado o início da produção de biogás, com medidas realizadas duas vezes ao dia.

As medidas de pressão manométrica (interior do gasômetro), lidas em metro de coluna d'água, foram transformadas em medidas de pressão absoluta, por meio da soma entre a pressão atmosférica e a pressão manométrica observada. Os valores de pressão atmosférica foram obtidos a partir da estação meteorológica automática localizada na Universidade Federal de Itajubá, muito próxima ao local do experimento, e gerenciada pelo curso de Ciências Atmosféricas da referida universidade. Já as medidas de volume corresponderam ao produto entre o deslocamento vertical do gasômetro (medido com uma régua, Figura 14) e sua correspondente área circular interna, de 0,166 m².



Figura 14: Régua na lateral do gasômetro

4.5. Análises Laboratoriais

Para caracterização do substrato (RS + lodo de esgoto) e do lixiviado produzido durante o processo de decomposição, foram realizadas algumas análises laboratoriais, mencionadas a seguir. Todas as análises foram realizadas de acordo com a metodologia padrão preconizada

pela American Public Health Associations (APHA), encontrada em Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1998).

- Sólidos Totais (ST): determinação da concentração (mg/l) de sólidos totais;
- Sólidos Totais Voláteis (STV): determinação da concentração (mg/l) de sólidos voláteis (fração orgânica);
- Teor de Nitrogênio: determinação da concentração (mg/l) de nitrogênio total;
- Demanda Química de Oxigênio (DQO): determinação do oxigênio consumido para degradação química do material orgânico presente;
- Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO): determinação do oxigênio consumido para degradação bioquímica do material orgânico presente.

Deve-se ressaltar que para a realização das referidas análises para o substrato, foi necessária a preparação de um extrato, uma vez que era requerida uma solução a ser trabalhada, e não material sólido. Tal procedimento não foi necessário para o lixiviado, por este já ser um líquido.

Este extrato foi preparado a partir de uma amostra coletada, que foi triturada utilizando-se um liquidificador comum, e misturada a 500 ml de água destilada. Utilizou-se a metodologia exposta no trabalho de Mangkoedihardjo (2006), da mesma forma que Abe (2013).

5. Resultados e Discussão

Inicialmente, no momento de montagem da célula, foi coletada amostra representativa do substrato e realizadas análises laboratoriais em um extrato obtido a partir da amostra, a fim de caracterizá-lo. Foram determinados os valores de DQO e DBO, teor de nitrogênio, e as concentrações de ST e STV. As mesmas análises foram novamente realizadas no momento de abertura da célula, tanto para o substrato quanto para o lixiviado produzido. Os resultados obtidos estão apresentados na Tabela 14.

Tabela 14: Resultados das análises laboratoriais

Análise	Amostra Inicial	Amostra Final	Redução (%)	Lixiviado
DQO (mg/l)	3.926,7	1.743,33	55,6	4.231
DBO (mg/l)	897,2	312,54	65,2	1.807,1
Teor de Nitrogênio (mg/l)	0,571	0,302	47,1	7,71
ST (mg/l)	4.298	3.242,22	24,6	5.337,8
STV (mg/l)	2.533,3	2.034,44	19,7	1.231,1

Os valores de ST e STV na amostra inicial são indicadores da massa total de resíduos disponível para ser degradada. A concentração de STV representa a fração orgânica do substrato e, portanto, quanto maior o seu valor, maior a disponibilidade de material a ser degradado e maior será a produção teórica de biogás.

Os valores de DQO e DBO têm com principal função permitir a comparação entre os valores iniciais e finais, inferindo o quanto o material inicial foi degradado. Observa-se que os dois parâmetros apresentaram redução da amostra final para a inicial, evidenciando a ocorrência de degradação de parte do material. A eficiência de remoção de DQO foi de 55,6% e de DBO de 65,2%, o que representa uma taxa de degradação satisfatória para o período estudado (272 dias). Relação análoga também pode ser feita para os teores de ST e STV, cuja diminuição de valores atesta a ocorrência do processo de degradação, embora a eficiência de remoção tenha sido pequena, de apenas 24,6% para ST e 19,7% para STV. Tais resultados mostram que a degradação do material orgânico foi relativamente alta, considerando o pequeno período de estudo; os baixos valores de remoção de ST e STV provavelmente estão relacionados aos componentes orgânicos de degradação mais difícil, como por exemplo, a celulose presente nos resíduos de poda, que não está prontamente disponível para uma rápida degradação. Quanto ao nitrogênio, o decaimento deve-se provavelmente à forma molecular e amoniacal e um leve aumento na forma de nitrogênio nítrico, ao longo do tempo, resultando em uma queda no nitrogênio total de 47,1%.

No que se refere à análise do lixiviado, observa-se que os valores de todos os parâmetros analisados são maiores que os encontrados na amostra do substrato, exceto para STV. Sabe-se que um dos grandes problemas na composição do lixiviado de aterro sanitários é a presença de nitrogênio na forma amoniacal, que tende a predominar com a evolução do processo de degradação. Pode-se observar que a concentração de nitrogênio no lixiviado apresenta um alto valor em comparação com os valores obtidos na amostra do material depositado no interior da célula (Tabela 14). Notam-se também concentrações maiores de ST no lixiviado em relação à amostra de resíduos; Bassani (2010) aponta que elevadas concentrações de ST em lixiviados podem indicar alta salinidade, acarretando efeito inibitório para os microrganismos.

Ao se consultar pesquisa desenvolvida por Souto (2009), que reuniu dados de diversos aterros brasileiros, com o intuito de criar tabelas específicas para o país, observou-se que todos os parâmetros estão dentro da faixa estabelecida no referido estudo.

Há que se ressaltar que o lixiviado de aterros sanitários naturalmente sofre alterações em suas características ao longo do tempo, devido as diferentes fases pelas quais um aterro sanitário passa; na verdade a estabilização das propriedades do lixiviado só se dá na fase metanogênica estável.

A Tabela 15 a seguir apresenta os valores encontrados neste trabalho e os valores pesquisados por Souto (2009). Deve-se considerar que, apesar do tempo de estudo relativamente curto (em torno de um ano), a degradação do material do interior da célula já se encaminhava para a fase metanogênica estável, conforme indicado pelo comportamento da produção de biogás.

Tabela 15: Comparação entre algumas características do lixiviado de aterros sanitários brasileiros e do lixiviado deste estudo

Parâmetro	Fase Ácida		Fase Metanogênica		Moura (2014)
	Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo	
DBO (mg/L)	1	55.000	3	17.200	1.807,1
DQO (mg/L)	90	10.000	20	35.000	4.231
NTK ⁵ (mg/L)	1,7	3.000	0,6	5.000	7,71
ST (mg/L)	400	45.000	200	29.000	5.337,8
STV (mg/L)	78	26.700	75	20.000	1.231,1

Fonte: adaptado de Souto (2009) e elaboração própria

As variações diárias de temperatura, tanto no interior de célula quanto ambiente (equivalendo à temperatura do gasômetro) estão apresentadas no gráfico da Figura 15.

⁵ NTK: Nitrogênio total Kjeldahl, representa a quantidade total de nitrogênio presente em uma amostra, determinada pelo método de Kjeldahl.

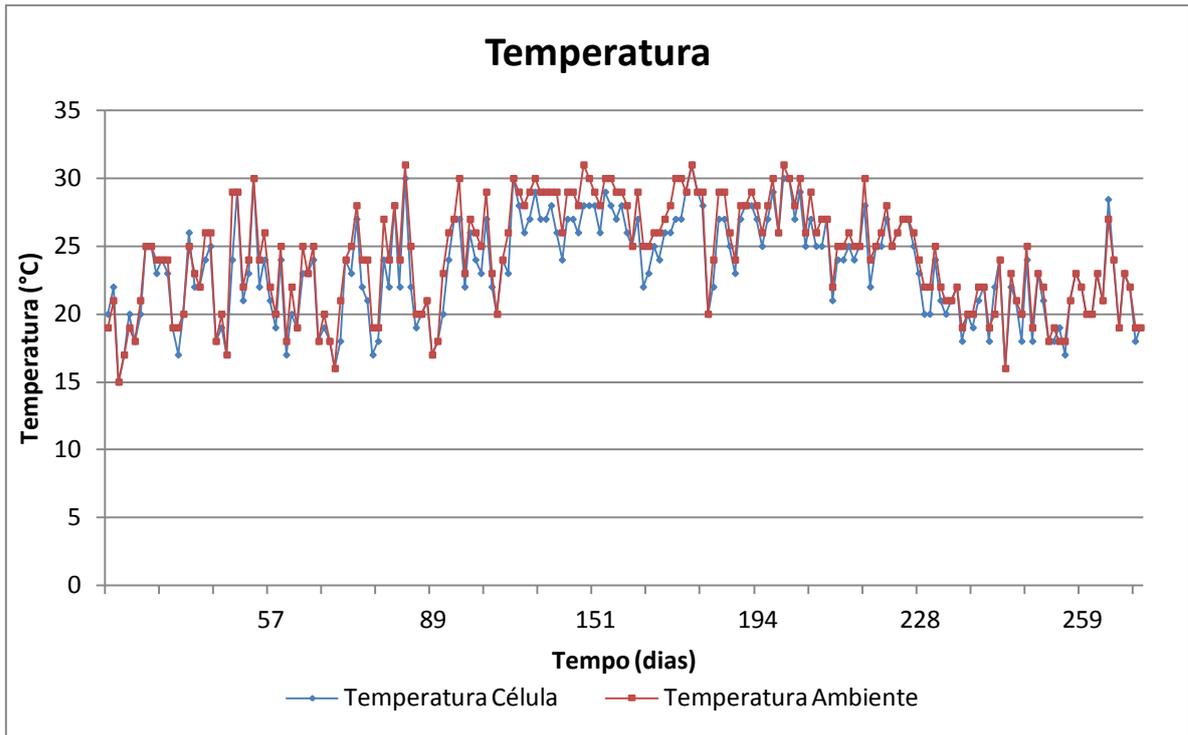


Figura 15: Variação da temperatura ao longo do tempo

Observa-se que na maior parte do período estudado, a temperatura se manteve na faixa 20-30°C. Nota-se também que a temperatura da célula esteve sempre próxima a temperatura ambiente, com diferença máxima de 3°C. Para a célula de aterro, a temperatura máxima foi de 31°C e a mínima, 12°C, com média de 23°C; a temperatura ambiente variou entre 31°C e 13°C, com média de 24°C. Para a célula, esperavam-se temperaturas mais altas, principalmente nos momentos de maior atividade microbiológica; esta baixa temperatura indica que a atividade dos microrganismos era lenta e de menor intensidade.

A temperatura pode ser relacionada à produção de biogás, no sentido de que temperaturas maiores representam momentos de atividade microbiológica mais intensa e, conseqüentemente, maior produção de biogás. O gráfico apresentando na Figura 16 apresenta as variações de temperatura e produção acumulada de biogás. Observa-se que os períodos de crescimento da produção ocorrem em momentos de temperaturas mais altas. Momentos de temperaturas elevadas e baixo aumento da produção podem ser atribuídos a situações de vazamento. O trecho final do gráfico, onde permanece o aumento da produção de biogás mesmo com temperaturas mais baixas, pode ser atribuído ao momento em que o experimento se encaminhava para a fase metanogênica estável.

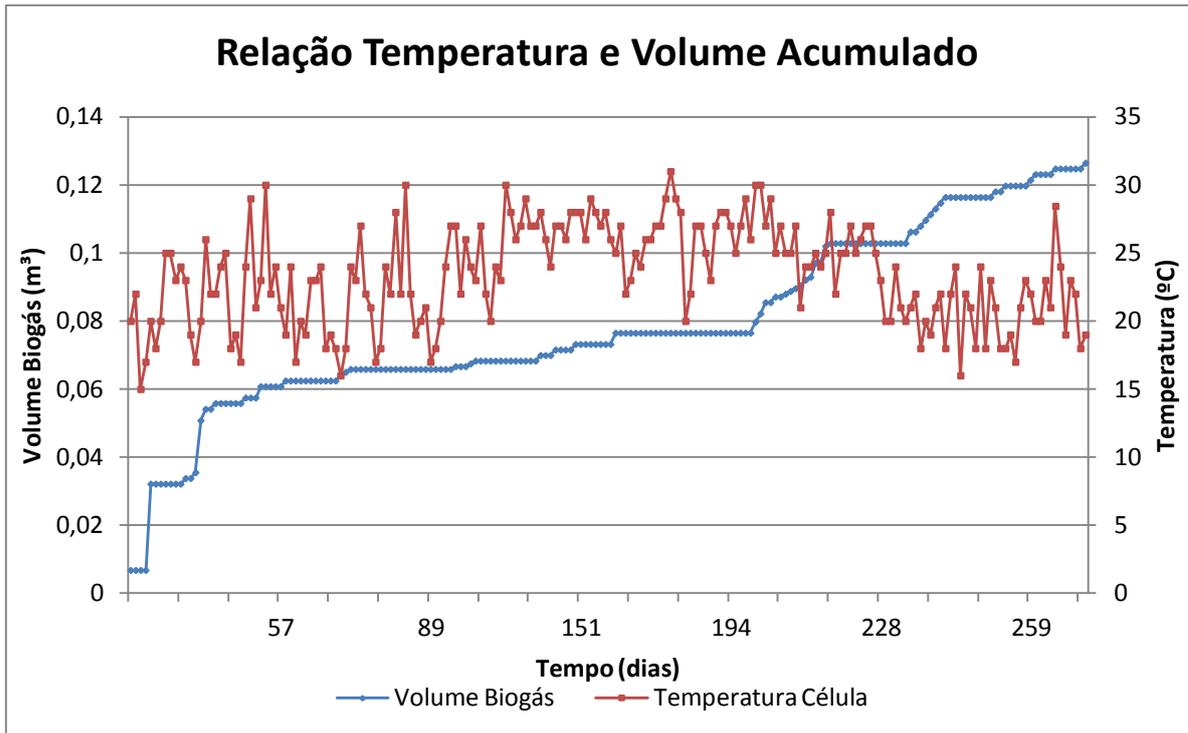


Figura 16: Relação entre a temperatura no interior da célula e a produção de biogás

A Figura 17 apresenta a produção diária de biogás ao longo de período estudado, bem como o volume total acumulado durante este tempo. Observa-se que, durante vários períodos as medições apresentam valores nulos. Uma hipótese para justificar tal situação é a baixa eficiência do sistema de captação/medição que pode ter criado as seguintes situações: existência de vazamentos; acúmulo de gás no interior da célula ou mesmo na massa de resíduos, que não foi captado pelo sistema de drenos e, conseqüentemente, não foi deslocado até o gasômetro e, portanto não foi medido.

No que se refere à existência de vazamentos, foi feita uma verificação prévia do sistema no início do período de estudos, em que foram identificados e sanados problemas de perda de gás. Entretanto, isso não exclui a possibilidade de no decorrer do tempo de estudo terem surgido novos vazamentos que não foram identificados.

Já no que se refere ao sistema de captação, mesmo em aterros sanitários reais, a eficiência do mesmo está aquém do encontrado na literatura. A USEPA, em suas publicações sobre a disposição final de resíduos sólidos, aponta que a taxa de recuperação de biogás pelo sistema de captação fica em torno de 75%, valor usado em suas equações para a estimativa de emissão de biogás (USEPA, 2008). Entretanto, estudos reais indicam eficiências de captação inferiores a esse valor, a exemplo do estudo desenvolvido por Maciel (2009) em uma célula experimental instalada no aterro controlado do município de Muribeca/PE, que identificou uma eficiência de captação de 41,4%; Silva *et al* (2013) também estudaram a eficiência do

sistema de captação de dois aterros de grande porte – Bandeirantes e Caieiras – e chegaram a eficiências de 56% e 63%, respectivamente; Ensinas (2003) apresenta dados levantados por Oonk e Bonn (1995), que estudaram os fatores que influenciam na eficiência de coleta de biogás de aterro, chegando a um valor em torno de 55%. Portanto, mesmo em sistemas de captação planejados para funcionar da forma mais eficaz possível, em aterros com projetos de aproveitamento energético, a captação ainda é deficiente.

Assim, o aparato experimental utilizado no presente estudo provavelmente apresenta pequena eficiência de coleta, o que pode ter influenciado significativamente na pequena quantidade de biogás apresentada e também nas situações em que a medição fora nula. Outro ponto a ser mencionado no que refere ao sistema de captação é a existência de dois tipos distintos: ativo, que utiliza exaustores e compressores com o objetivo de aumentar a quantidade de biogás captada, e de uso imprescindível em aterros com projetos de aproveitamento energético; e passivo, sem utilização de quaisquer equipamentos (USEPA, 1996). Claramente, a coleta ativa tem maior efetividade, uma vez que sistemas de coleta de biogás passivos dependem da própria pressão interna do aterro para exatão dos gases, sendo mais eficiente nas regiões com alta produção de biogás (USACE, 1995). Ou seja, o aparato experimental, além de usar a coleta passiva, também não produzia quantidades significativas de biogás (em função, inclusive, de suas reduzidas dimensões em comparação com uma célula de aterro real), diminuindo ainda mais a eficiência de captação, uma vez que em algumas ocasiões, a pequena quantidade gerada pode não ter proporcionado uma pressão interna suficiente para expulsar o biogás da mistura de resíduos. Assim, muitas vezes, o biogás fora produzido, mas não conseguia ser transportado até o gasômetro, ou fora transportado, mas não em quantidade suficiente para deslocá-lo.

Outra hipótese está relacionada diretamente a produção do biogás, ou seja, no período em que a medição fora nula, a produção teria sido tão baixa que não pode ser medida pela escala do sistema. Tal interrupção da atividade microbiológica pode ser justificada por alguma alteração do meio, prejudicial a sobrevivência dos microrganismos. No entanto, tal alteração não foi extremamente severa, uma vez que após períodos de medição nula, biogás voltou a ser produzido e quantificado, não sendo então essa situação definitiva.

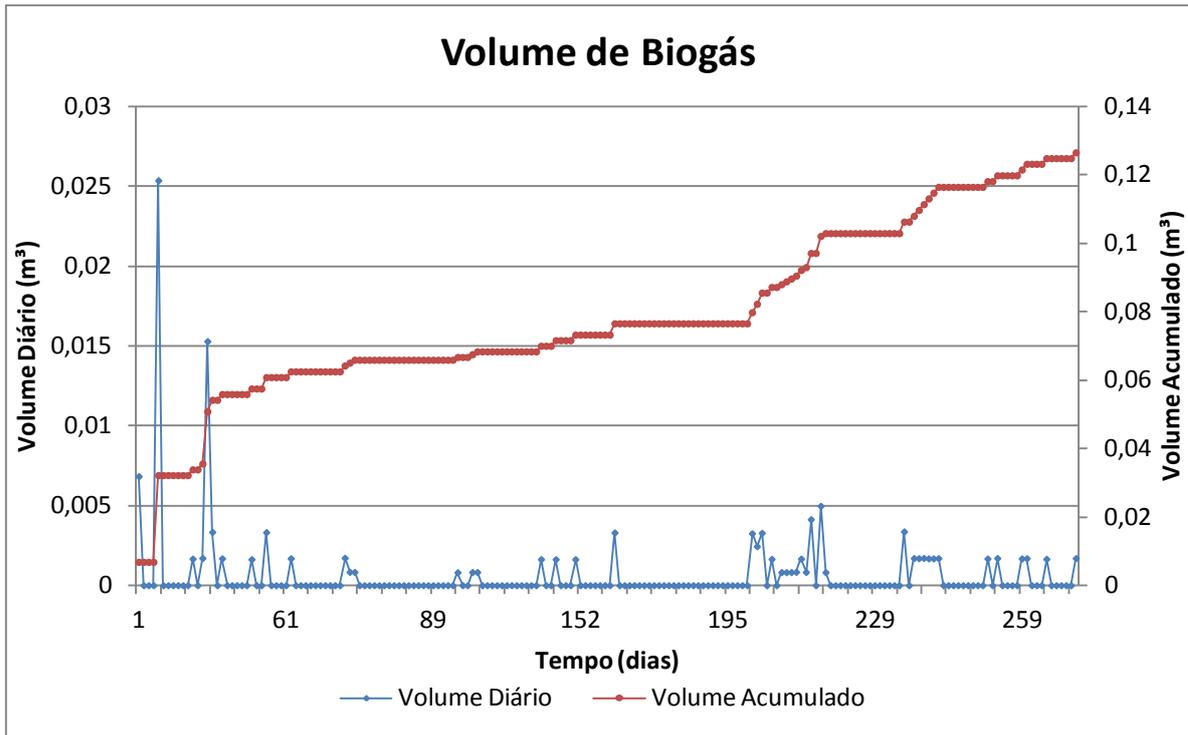


Figura 17: Produção de biogás - diária e acumulada

Durante o período estudado obteve-se uma produção total mensurada de $0,12647 \text{ m}^3$ de biogás (aproximadamente 126,5 litros), com pico máximo de produção diária de $0,0254 \text{ m}^3$. A Tabela 16 a seguir apresenta uma comparação entre os dados obtidos por outros trabalhos utilizando o mesmo aparato experimental (mencionados no item 3.7) e os dados obtidos neste estudo. Os trabalhos anteriores não apresentaram em seus resultados a quantidade total de biogás gerada durante todo o tempo de estudo, que foram diferentes entre si, em razão do escopo e duração respectiva dos estudos. Assim, para que a comparação fosse mais precisa, foi necessário colocar todos os valores de produção de biogás em uma mesma base de dados, ou seja, considerando um mesmo período (número de dias), utilizando como base o período estudado por Pieroni (2007), por ser o de menor tempo. A Tabela apresenta também o valor máximo de produção diária durante o período estudado.

Tabela 16: Valores da produção de biogás em estudos anteriores no presente trabalho

Parâmetro	Pieroni (2007)	Abe (2012)	Brito (2012)	Moura (2014)
Período (dias)	24	72	72	272
Produção máxima diária (m^3)	0,0713	0,4926	0,1167	0,0254
Volume Biogás Acumulado (m^3)	3,678	45,408	3,176	0,1265
Volume em 24 dias (m^3)	3,678	15,136	1,059	0,0112

Observa-se que o presente estudo foi o que apresentou menor produção de biogás dentre todos os trabalhos apresentados. Esperava-se resultado oposto, uma vez que o consorciamento com

lodo de esgoto, como inóculo, tende a incrementar a produção de biogás, seja promovendo o início mais rápido da geração, seja produzindo biogás em maior quantidade e de melhor qualidade, conforme já explanado no item 3.4.2. No que se refere ao começo da produção acontecer de forma mais rápida, não é possível realizar tal comparação com estudos anteriores, uma vez que estes não apresentam em seus resultados informações sobre este ponto; da mesma forma, não serão realizadas comparações quanto à qualidade do biogás também por não haverem dados anteriores. Por isso, a relação com os outros estudos é apenas quantitativa.

Todos os outros estudos utilizaram o mesmo substrato, apenas RSU sem adição de lodo de esgoto, portanto neste caso, o lodo de esgoto foi prejudicial à produção de biogás, e não benéfico como o esperado.

As características do lodo provavelmente contribuíram para criar um ambiente desfavorável a sobrevivência/atividade dos microrganismos responsáveis pelo processo de degradação anaeróbia. Isso pode ter ocorrido pela criação de um ambiente com umidade excessiva, prejudicial à produção de biogás, como apontado McBean e Farquhar (1980) que realizaram estudo em um aterro do Canadá com o intuito de determinar a influência de diversas variáveis no processo de geração de biogás. Os referidos autores concluíram que a produção de CH_4 aumenta com um aumento no teor de umidade até o nível de saturação, mas a infiltração excessiva dificulta a produção de gás. Além disso, a umidade do substrato por ter ficado acima da faixa ideal para os microrganismos; esta alta umidade pode ter inibido o processo de metanogênese ocasionando um meio fora da faixa ideal de pH e temperatura requerida pelas bactérias metanogênicas. Qualquer pequena variação de pH fora da faixa ideal é extremamente significativa, e alguma alteração causada direta ou indiretamente pelo excesso de umidade tem reflexo imediato na produção de biogás. Uma hipótese sobre o que pode ter ocorrido é que a concentração de AGV pode ter atingido níveis tóxicos em função da variação do pH: resíduos de alimento contém grandes concentrações de componentes que podem ser facilmente convertidos em AGV; uma concentração normal de AGV pode ter se tornado tóxica em ambiente com baixo pH.

Os momentos em que a produção foi nula devem corresponder a situações de desbalanceamento do meio, alterações estas que conseguiram ser corrigidas quando a produção de biogás voltava a ser quantificada, para em seguida ser zerada novamente, sendo outra vez contornada, e retornando a produção, como pode ser claramente notado no gráfico da Figura 17. Outro fator diretamente relacionado com a atividade dos microrganismos e que é passível de ser afetado pelo alto teor de umidade é temperatura. Como já mencionado

(Figura 15), a temperatura manteve-se durante todo o período estudado aquém do estabelecido como ideal pela literatura, o que também pode ser resultado da influência do alto teor de umidade, e este parâmetro também pode ter contribuído para produzir condições não favoráveis para a atividade microbiológica.

Outra questão a ser levantada é a possível presença de substâncias tóxicas no lodo de esgoto adicionado, tais como surfactantes e detergentes, por exemplo. Bila e Dezotti (2003) apontam que após a administração, uma parte significativa dos medicamentos (tais como antibióticos, hormônios, anti-inflamatórios) é excretada por humanos no esgoto doméstico e estudos demonstram que várias dessas substâncias não são completamente removidas nas estações de tratamento de esgoto. Obviamente, a presença destes constituintes no lodo de esgoto, mesmo que em baixa concentração, afetaria drasticamente a sobrevivência dos microrganismos responsáveis pela degradação dos RSU. Ainda no que se refere à existência de substâncias tóxicas, Garcez (2009) realizou estudos sobre componentes tóxicos em um biorreator de RSU e observou certo grau de toxicidade na massa de resíduos, indicando a existência de elementos inibidores influenciando negativamente a degradação biológica, por estarem presentes em quantidades fora da faixa de aceitação. Em seus estudos, o referido autor identificou que alguns componentes como o teor de nitrogênio, nitratos, nitritos, amônia, metais e seus compostos estavam acima da faixa de limites aceitáveis para o desempenho dos microrganismos no processo de degradação; alguns macro e micro nutrientes, principalmente magnésio, cromo e chumbo também apresentavam concentrações consideradas tóxicas.

Deve-se considerar também que o consorciamento de lodo de esgoto com RSU sólidos é uma área onde o conhecimento ainda está sendo consolidado. Embora na teoria aparente tratar-se de uma combinação vantajosa, existem alguns estudos que apontam na direção inversa. Maciel (2009) apresenta um caso onde a adição de lodo de esgoto de estação de tratamento não contribuiu para a aceleração da decomposição dos resíduos, mas, ao contrário, retardou a geração de gás. Em um estudo experimental desenvolvido em Mountain View, Califórnia, Estados Unidos foram construídas seis células piloto com o objetivo de comparar o efeito na aceleração da produção de biogás através de recirculação de lixiviado, adição de lodo de esgoto e infiltração de água; o estudo concluiu que o resultado encontrado não estava em consonância com o esperado segundo outros estudos semelhantes, ou seja, a produção de biogás ficou abaixo do previsto.

Outro estudo semelhante, desenvolvido por Caine *et al* (1999) no aterro de Brogborough, objetivava também estudar várias técnicas para aceleração da degradação dos resíduos, a saber: recirculação de líquidos, injeção de ar, adição de lodo de esgoto e incremento na fração

de papel e papelão nos resíduos. O resultado mostrou que a maior produção de biogás ocorreu na célula com injeção de ar; a célula com adição de lodo de esgoto apresentou a menor produção de biogás, inferior inclusive a célula de controle, sem aplicação de nenhuma técnica. A Tabela 17 a seguir apresenta diversos estudos sobre a utilização deste inóculo, apresentando diferentes proporções de lodo de esgoto utilizado e a produção de biogás obtida.

Tabela 17: Estudos envolvendo consorciamento de lodo de esgoto

Autor	Características	Temperatura	Produção de Biogás
Di Palma <i>et al</i> (1999)	FORSU + lodo primário e secundário	Mesófila	0,199 – 0,694 m ³ CH ₄ / kg SV
Corti e Lombard (2007)	Vegetais + carne + lodo secundário	Mesófila	0,0005 – 0,00083 m ³ biogás / g SV
Dinsdale <i>et al</i> (2000)	Frutas + vegetais + lodo	Mesófila	0,37 m ³ biogás / kg SV
Gomez <i>et al</i> (2006)	Frutas + vegetais + lodo primário	Mesófila	0,0002 – 0,0006 m ³ biogás / g SV
Gomez-Lahoz <i>et al</i> (2007)	Frutas + vegetais + lodo primário	Mesófila	0,005-0,100 m ³ CH ₄ / kg SV

Fonte: Adaptado de Santos (2010a)

Para possibilitar a comparação com os dados da tabela anterior foi calculada a produção de biogás em termos de g/SV e kg/SV, bem como estipulou-se um teor de metano no biogás de 50% para se efetuar também os cálculos em termos de metano. O valor de SV usado no cálculo foi o referente a amostra inicial, apresentado na Tabela 14.

Os valores encontrados para o presente estudo foram: 0,0001 m³ biogás/g SV = 0,098 m³ biogás/kg SV e 0,00005 m³ CH₄/g SV = 0,049 m³ CH₄/kg SV. Observa-se que os valores encontrados no presente trabalho foram inferiores a todos os estudos apresentados na Tabela 17, o que já era esperado em função da pequena produtividade de biogás ocorrida neste estudo, conforme já explanado anteriormente e apresentado no gráfico da Figura 17.

Calculou-se também a produtividade de metano em termos de DQO removida, obtendo-se um valor de 0,057 m³ de CH₄ por kg de DQO removida, valor superior ao obtido por Leite (2002) (0,02 m³ de CH₄ por kg de DQO removida) em trabalho similar ao realizado neste estudo em termo de tipo e quantidade de inóculo.

Outra dificuldade existente ao se trabalhar com o consorciamento de lodo de esgoto é determinar a quantidade ideal de lodo a ser acrescentada a massa de resíduos. Leite *et al* (1997) estudaram a inoculação de lodo de esgoto sanitário em tratamento da fração orgânica dos RSU utilizando diferentes percentuais de lodo na mistura. Ao final do estudo, os resultados apontaram que o reator inoculado com aproximadamente 18% de lodo de esgoto foi o que apresentou a maior produção acumulada de biogás no período estudado, entretanto,

não foi o reator onde a produção se iniciou mais rapidamente e nem aquela cujo biogás apresentava maior teor de metano. Estes resultados exemplificam a dificuldade em se determinar qual teor de lodo mais adequado a ser usado, pois cada reator apresentou-se vantajoso em determinado aspecto.

Outro estudo realizado por Leite *et al* (2002) utilizou as mesmas proporções do presente estudo: 80% de resíduos sólidos e 20% de lodo de esgoto. Neste caso os autores concluíram que embora o acréscimo de lodo de esgoto tenha contribuído significativamente para a redução do teor de ST e STV, promovendo boa estabilização da matéria orgânica, o volume de biogás produzido foi bem menor do que o teoricamente esperado.

Sosnowski *et al* (2003) comparou três reatores contendo I) apenas FORSU; II) apenas lodo de esgoto; III) mistura de 75% de lodo de esgoto e 25% de FORSU. O resultado encontrado mostrou que a quantidade de metano produzida foi maior no reator III do que no reator I, mas ambos produziram menos biogás que o reator II. No caso do reator com apenas FORSU, a produção de biogás atingiu o máximo mais rapidamente e também se encerrou em um período de tempo menor; para a mistura de FORSU e lodo de esgoto, a produção diária foi menor, mas o período de produção foi mais longo, permitindo ao final volume total de biogás maior. Mais uma vez ficam demonstradas as diversas possibilidades de influência do acréscimo de lodo na produção de biogás.

A parte as influências prejudiciais causadas pela adição de lodo de esgoto, o baixo volume de biogás mensurado também pode ser atribuído a significativos problemas de vazamento, onde o biogás produzido não seria direcionado para o gasômetro e, portanto, não seria medido. Considerando esta hipótese, foi elaborado o gráfico da Figura 18, onde os momentos de produção nula foram desconsiderados. Nessa situação temos um período menor de efetiva produção de biogás (apenas os dias em que de fato ocorreu medição). A comparação com o gráfico da Figura 17 permite perceber claramente o quanto os períodos de produção nula interferiram no resultado final de produção total de biogás.

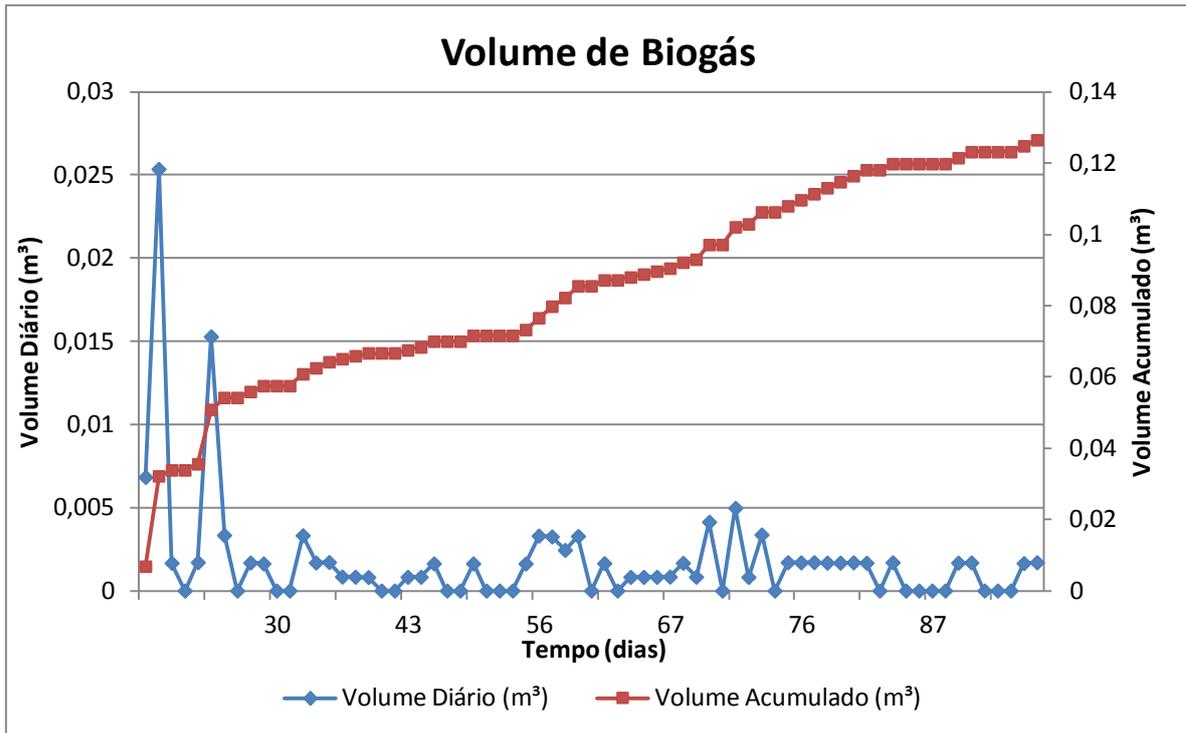


Figura 18: Produção de biogás - diária e acumulada – desconsiderando os momentos de produção nula

A Tabela 18 a seguir apresenta novamente a comparação do presente estudo com os anteriores, dessa vez levando em consideração a mesma hipótese levantada para elaboração do gráfico da Figura 18: o descarte dos períodos de produção nula, atribuídos primordialmente a situações de vazamento.

Tabela 18: Comparação dos valores da produção de biogás em estudo anteriores e no presente trabalho, desconsiderando os momentos de produção nula.

Parâmetro	Pieroni (2007)	Abe (2012)	Brito (2012)	Moura (2014)
Período (dias)	24	72	72	97
Volume Biogás Acumulada (m ³)	3,678	45,408	3,176	0,1265
Volume em 24 dias (m ³)	3,678	15,136	1,059	0,0313

Como já esperado, o presente estudo ainda apresentou valores inferiores aos dos demais estudos, confirmando mais uma vez a ação prejudicial da inoculação de lodo de esgoto. Entretanto, comparando o valor apresentado na Tabela 16 (0,0112 m³/ 24 dias) onde são contabilizados os períodos que correspondem a momentos de vazamento, e o valor da Tabela 18 (0,0313 m³/ 24 dias), onde os períodos de vazamento são descartados, nota-se com clareza que o baixo valor final de produção de biogás obtido neste trabalho foi resultado também de considerável perda de biogás.

Assim, o resultado final de produção de biogás alcançado neste trabalho foi inferior a estudos anteriores utilizando o mesmo aparato experimental em função da combinação de dois fatores: ação prejudicial do inóculo e ocorrência expressiva de vazamentos.

O gráfico da Figura 19 apresenta uma comparação do volume de biogás acumulado ao longo do período de estudo, para os trabalhos anteriores utilizando o mesmo aparato experimental, já mencionados anteriormente. No gráfico fica evidente a diferença de produção de biogás deste trabalho para os outros, especialmente considerando que além da quantidade total de biogás produzida ter sido menor, o tempo de estudo foi maior.

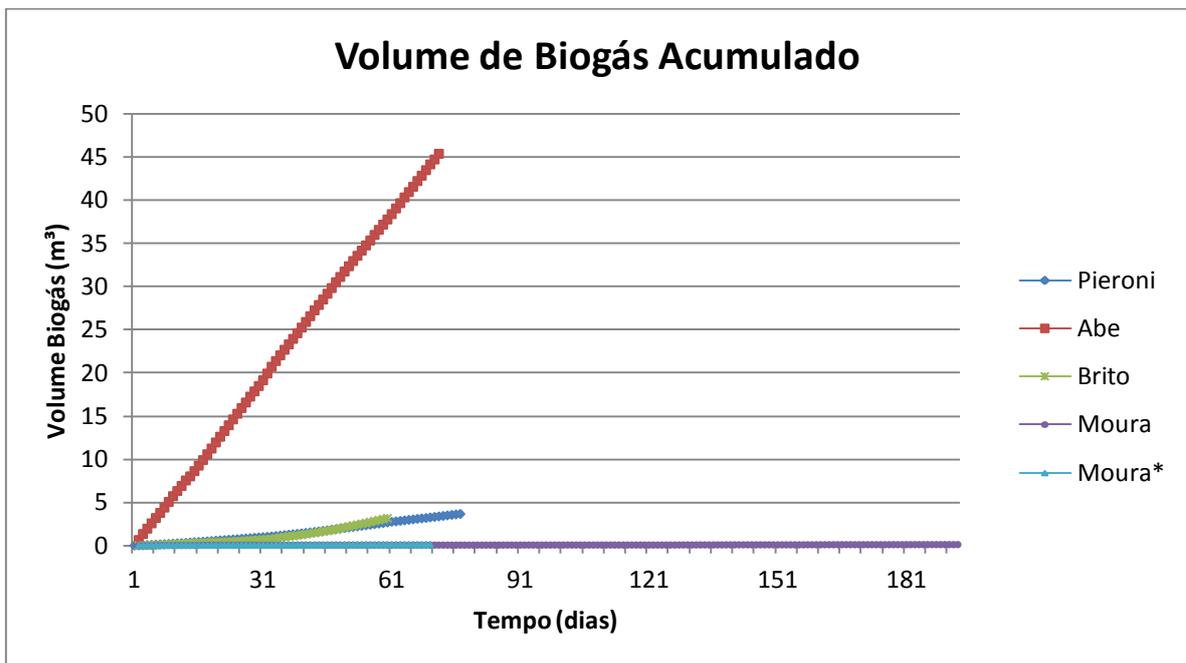


Figura 19: Comparação da produção acumulada de biogás

Por fim, foram calculados índices de produção de biogás por unidade de massa de substrato e por unidade de tempo; tais índices também foram calculados para os trabalhos anteriores que utilizaram o mesmo aparato experimental (mencionados no item 3.7) e os valores obtidos estão apresentados na Tabela 19.

Tabela 19: Índice de produtividade de biogás e comparação com trabalhos anteriores

	Pieroni (2007)	Abe (2012)	Brito (2012)	Moura (2014)	Moura (2014)*⁶
Tempo de estudo (dias)	24	72	72	272	97
Massa de substrato (kg)	101,60	101,60	101,60	186,15	186,15
Volume de biogás (m ³)	3,678	45,408	3,176	0,1265	0,1265
Índice por unidade de massa (m ³ /kg)	0,036	0,447	0,031	0,00068	0,00068
Índice por unidade de tempo (m ³ /dia)	0,153	0,631	0,044	0,00046	0,0013

⁶ Refere-se ao trabalho desconsiderando os períodos de produção nula, atribuídos a vazamentos.

Observa-se que o presente trabalho apresentou o menor índice em comparação com os trabalhos anteriores, o que mais uma vez reforça o já explanado anteriormente, a respeito da adição de lodo de esgoto ter sido prejudicial a produção de biogás, uma vez que esta era essencialmente a principal diferença entre este trabalho e os demais. Mesmo assim, o cálculo dos referidos índices representam um acréscimo de conhecimento, especialmente por ser a primeira vez em que se fez uso de um inóculo utilizando o aparato experimental referido neste trabalho.

6. Conclusões

Este estudo teve por objetivo avaliar a influência da utilização de lodo de esgoto como inóculo na produção de biogás a partir de RSU, bem como obter índices experimentais de produção de biogás. A parte experimental foi desenvolvida utilizando-se um aparato com a função de simular uma célula de aterro, aparato este já usado em trabalhos anteriores, cujos resultados foram comparados com os obtidos no presente trabalho. Buscou-se nesse trabalho avaliar um maior período de tempo, e em consorciamento com lodo de ETE.

O projeto desenvolvido permitiu determinar experimentalmente que a inoculação de lodo de esgoto teve efeito inverso ao esperado, prejudicando a produção de biogás, uma vez que a quantidade gerada foi menor do que nos estudos onde não se utilizou inóculo. Provavelmente a adição do lodo contribuiu para a criação de um ambiente pouco favorável à ocorrência dos processos microbiológicos responsáveis pela geração de biogás, seja pelas características (composição) do lodo de esgoto utilizado, seja pela quantidade de lodo inoculada.

Trata-se de uma situação incomum, mas que já foi observada em alguns casos de trabalhos utilizando o mesmo inóculo.

Concluiu-se também que a medição do volume de biogás foi prejudicada por problemas no aparato experimental, fundamentalmente vazamentos. Tal situação, em conjunto com a ação prejudicial do lodo de esgoto, foi determinante para explicar o pequeno volume de biogás produzido em comparação com trabalhos anteriores.

O cálculo de índices de produtividade em termos de massa de substrato e por unidade de tempo permitiu obter um valor regional, contribuindo para a ampliação de conhecimento no que se refere à degradação anaeróbia de RSU e produção de biogás. Tais índices também foram calculados em relação aos trabalhos anteriormente desenvolvidos no mesmo equipamento experimental, a título de comparação. Assim como a comparação em termos de volume total produzido, os índices obtidos no presente trabalho foram inferiores aos estudos anteriores, o que corrobora a ação prejudicial da inoculação do lodo de esgoto.

A temperatura no interior da célula experimental ficou abaixo da faixa considerada ótima para os microrganismos que atuam no processo, provavelmente tendo contribuído para a pequena produção de biogás ($0,00068 \text{ m}^3/\text{kg}$ e $0,00046 \text{ m}^3/\text{dia}$). Embora o processo de degradação anaeróbia ocorra em uma ampla faixa de temperatura, há um intervalo onde as atividades microbiológicas são maiores, intervalo este não atingido pela célula experimental deste projeto.

A análise inicial e final do substrato mostrou que houve boa degradação, principalmente dos componentes mais facilmente degradáveis, conforme esperado. Isto foi demonstrado pela considerável redução nos teores de DBO (65,2%) e DQO (55,6%) e pela menor degradação nos teores de ST (24,6%) e STV (19,7%). Observou-se também os valores 0,049 m³ CH₄/kg SV e 0,057 m³CH₄/kg DQO removida.

A análise do lixiviado apontou que os parâmetros estão dentro dos valores encontrados na literatura e em outros trabalhos. Tal análise foi importante para se determinar se a adição de lodo de esgoto não resultaria em um lixiviado com características diferentes, que apresentasse maior dificuldade de tratamento final. Isto não ocorreu, uma vez que os parâmetros avaliados (DQO 4.231 mg/l e DBO 1.807,1 mg/l) estão em conformidade com as características típicas do lixiviados produzidos nos aterros sanitários do país, levando-se em conta a idade do aterro e, conseqüentemente, a fase em que ele se encontra.

6.1. Sugestões para trabalhos futuros

Recomenda-se que trabalhos futuros sejam desenvolvidos no intuito de aprimorar e complementar os resultados obtidos no presente trabalho. Assim, sugere-se:

- Utilizar diferentes teores de inóculo de lodo esgoto, a fim de verificar o resultado de adições de quantidades maiores ou menores do que o utilizado neste trabalho.
- Realizar uma análise prévia do lodo a ser inoculado, com o objetivo de verificar uma eventual presença de componentes tóxicos aos microrganismos envolvidos no processo ou inibidores de suas atividades.
- Avaliar a composição do biogás produzido (análise cromatográfica) a fim de quantificar o teor de metano.
- Testar a utilização do lixiviado como inóculo, promovendo sua recirculação.
- Quantificar a produção de biogás utilizando apenas matéria orgânica, bem como a combinação da matéria orgânica com lodo de esgoto, utilizando um biometanizador.

Tais estudos vão de encontro ao proposto pela PNRS, no sentido de destinar aos aterros sanitários apenas rejeitos, ou seja, apenas material cujo todas as possibilidades de tratamento e recuperação (reutilização ou reciclagem) tenham sido esgotadas. Assim, é extremamente relevante conduzir estudos sobre a reciclagem da matéria orgânica, seja pela digestão anaeróbia ou pela compostagem, uma vez que tal material não deve mais ser destinado a aterros sanitários.

7. Referências Bibliográficas

ABE, H.S.S. **Avaliação experimental da geração de biogás em célula experimental de aterro sanitário e a correlação com o Índice de Desenvolvimento Humano**. 2013. 30f. Pesquisa de Iniciação Científica – Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2013.

ABUSHAMMALA, M.F.M. *et al.* Estimation of Methane Emission from Landfills in Malaysia using the IPCC 2006 FOD Model. **Journal of Applied Sciences**, v.10 (15), p.1603-1609, mai.2010.

AGDAG, O.N.; SPONZA, D.T. Co-digestion of mixed industrial sludge with municipal solid wastes in anaerobic simulated landfilling bioreactors. **Journal of Hazardous Materials**, v.140 (1-2), p. 75-85, fev.2007.

ALVES, I.R.F.S. **Análise experimental do potencial de geração de biogás em resíduos sólidos urbanos**. 2008. 118f. Dissertação (mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2008.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20^a ed. Washington: 1998.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS (ABRELPE). **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2013**. 11^a ed. São Paulo: 2014. 112p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 8419: Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos**. 1^a ed. Rio de Janeiro: 1992. 7p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 13896: Aterros de resíduos não perigosos – Critérios para projeto, implantação e operação**. 1^a ed. Rio de Janeiro: 1997. 12p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 10004: Resíduos sólidos – classificação**. 2^a ed. Rio de Janeiro: 2004. 71p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 10006: Procedimento para a obtenção de extrato solubilizado de resíduos sólidos**. 1^a ed. Rio de Janeiro: 2004. 3p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 10007: Amostragem de resíduos sólidos**. 1ª ed. Rio de Janeiro: 2004. 21p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 15849: Resíduos sólidos urbanos – Aterros Sanitários de Pequeno Porte – Diretrizes para localização, projeto, implantação, operação e encerramento**. 1ª ed. Rio de Janeiro: 2010. 24p.

BARCELOS, B.R. **Avaliação de diferentes inóculos na digestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos domésticos**. 2009. 75f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia ambiental e recursos hídricos) – Faculdade de Tecnologia da Universidade de Brasília, Brasília, 2009.

BASSANI, F. **Monitoramento do lixiviado do aterro controlado de Maringá, Paraná, e avaliação de tratabilidade com coagulantes naturais, radiação ultravioleta (UV) e ozônio**. 2010. 127f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana) – Universidade Estadual de Maringá. Maringá, 2010.

BARROS, R.M. **Tratado sobre resíduos sólidos: gestão, uso e sustentabilidade**. Rio de Janeiro: Interciência; Minas Gerais: Acta, 2012. 374p.

BIDONE, F.R. A; POVINELLI, J. **Conceitos básicos de resíduos sólidos**. São Carlos: EESC/USP, 1999. 120 p.

BILA, D.M.; DEZOTTI, M. Fármacos no meio ambiente. **Química Nova**, Rio de Janeiro, v.26 (4), p.523-530, jul/ago.2003.

BOUALLAGUI, H. *et al.* Mesophilic biogas production from fruit and vegetable waste in a tubular digester. **Bioresourse Technology**, v.86, p.85-89, 2003.

BOUALLAGUI, H. *et al.* Effect of temperature on the performance of an anaerobic tubular reactor treating fruit and vegetable waste. **Process Biochemistry**, v.39, p.2143-2148, 2004a.

BOUALLAGUI, H. *et al.* Two phases anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes: bioreactors performance. **Biochemical Engineering Journal**, v.21, p. 193-197, 2004b.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. **Diário Oficial da União**. Brasília, DF, 03 ago. 2010. Seção 1, p.3.

BRITO, L.M. **Potencial de aproveitamento energético de biogás de aterro sanitário em Itajubá – MG no contexto MDL**. 2013. 51f. Trabalho final de graduação (Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2013.

CAINE, M.; CAMPBELL, D.; VAN SANTEN, A. The landfill gas timeline: the Brogborough test cells. **Waste Management and Research**, v.17, p.430-442, 1999.

CARNEIRO, P.H. **Efeito da adição de lodo ao inóculo de reator anaeróbio híbrido sólido – líquido tratando fração orgânica de resíduos sólidos urbanos**. 2005. 115f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil – Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005.

CASTILHOS JR., A.B. (Coord.). **Resíduos Sólidos Urbanos: Aterro sustentável para municípios de pequeno porte**. Rio de Janeiro: ABES, 2003. 294p.

CASTILHOS JR., A.B. (Coord.). **Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários**. Rio de Janeiro: ABES, 2006. 494p.

CHERNICHARO, C.A.L. **Reatores Anaeróbios**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (Desa), 1997. 246p.

COMPARIN, I. **Estudo do comportamento de resíduos sólidos urbanos em lisímetros de caráter experimental**. 2011.101f. Trabalho de conclusão de curso (Engenharia Ambiental) – Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo, 2011.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução n° 1, de 23 de janeiro de 1986. Dispõe sobre os critérios básicos e diretrizes gerais para a avaliação de impacto ambiental.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução n° 358, de 29 de abril de 2005. Dispõe sobre o tratamento e a disposição final dos resíduos dos serviços de saúde e dá outras providências.

DEL BORGHI, A. *et al.* Hydrolysis and thermophilic anaerobic digestion of sewage sludge and organic fraction of municipal solid waste. **Bioprocess Engineering**, v.20, p. 553-560, 1999.

DONHA, M.S. **Conhecimento e participação da comunidade no sistema de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos: o caso de Marechal Cândido Rondon**. 2002.

116f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2002.

ENSINAS, A.V. **Estudo da geração de biogás no aterro sanitário Delta em Campinas – SP**. 2003.129f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2003.

GARCEZ, L.R. **Estudo dos componentes tóxicos em um biorreator de resíduos sólidos urbanos da cidade de Campina Grande – PB**. 2009.113f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2009.

GONÇALVES, A.T.T. **Potencialidade energética dos resíduos sólidos domiciliares e comerciais do município de Itajubá-MG**. 2007. 177 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Energia) – Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2007.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). **Glossary of terms used in the IPCC third assessment report**. 2001. Disponível em <http://www.ipcc.ch>

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**. v. 5 – cap. 3. Estocolmo: 2006. 40p.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). **Glossary of terms used in the IPCC fourth assessment report**. 2007. Disponível em <http://www.ipcc.ch>

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008**. Rio de Janeiro: 2010.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Censo 2010**. Rio de Janeiro: 2012.

ITAJUBÁ. Lei municipal nº1795, de 02 de maio de 1991. Institui o Código Municipal de Posturas de Itajubá e dá outras providências. **Diário Oficial do Município de Itajubá**. Itajubá, MG, 03 mai. 1991.

KARAPIDAKIS, E.S. *et al.* Energy efficiency and environmental impact of biogas utilization in landfills. **Journal of Environmental Science and Technology**, v.7 (3), p. 599-608, jun.2010.

- KIM, M.; ANH, YOUNG-HO; SPEECE, R.E. Comparative process stability and efficiency of anaerobic digestion: mesophilic vs thermophilic. **Water Research**, v.36 (17), p. 4369-4385, out.2002.
- KUMAR, S. *et al.* Estimation method for national methane emission from solid waste landfills. **Atmospheric Environmental**, v.38, p. 3481-3487, 2004.
- LAMBORN, J. Observations from using models to fit the gas production of varying volume test cells and landfills. **Waste Management**, v.32, p. 2353-2363, 2012.
- LEITE, V.D.; POVINELLI, J.; VAZQUEZ, V.R.C. (1997). Modelos de bioconversão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos inoculados com lodo de esgoto sanitário. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19º, 1997. Foz do Iguaçu. *Anais...* Foz do Iguaçu, ABES.
- LEITE, V.D. *et al.* (2002). Comportamento dos sólidos totais em reator anaeróbio tratando resíduos sólidos orgânicos. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL, XXVIII, 2002, Cancun. *Anais...* Cancun, AIDIS.
- LI, Y.; PARK, S.Y.; ZHU, J. Solid-state anaerobic digestion for methane production from organic waste. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v.15, p. 821-826, 2011.
- MACIEL, F.J. **Geração de biogás e energia em aterro experimental de resíduos sólidos urbanos**. 2009. 333f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2009.
- MANGKOEDIHARDJO, S. Revaluation of maturity and stability indices for compost. **Journal of Applied Sciences and Environmental Management**, v.10 (3), p.83-85, set.2006.
- MATA-ALVAREZ, J. Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives. **Bioresource Technology**, v.74, p.3-16, 2000.
- MC BEAN, E.A.; FARQUHAR, G.J. An examination of temporal/spatial variations in landfill generated methane gas. **Water, Air and Soil Pollution**, v.13, p.157-172, 1980.
- MENDES, L.G.G. **Proposta de um sistema para aproveitamento energético de um aterro sanitário regional na cidade de Guaratinguetá**. 2005. 161f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica) – Universidade Estadual Paulista, Guaratinguetá, 2005.
- MENDES, L.G.G; SOBRINHO, P.M. Comparação entre métodos de estimativa de geração de biogás em aterro sanitário. **Revista Ciências Exatas**, Taubaté, v.11(2), p.71-76. jul/dez. 2007.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). **Plano Nacional de Resíduos Sólidos. Brasília, 2012. 102p.**

MOR, S. *et al.* Municipal solid waste characterization and its assessment for potential methane generation: A case study. **Science of the Total Environment**, v.371, p. 1-10, jul.2006.

MOURA, J.S. **Avaliação do processo de compostagem de resíduos urbanos: o caso dos resíduos do restaurante e de poda do campus da Unifei.** 2007. 42 f. Trabalho final de graduação (Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Itajubá, Itajubá. 2007.

PAIVA, L.S.R, **Análise da conversão energética do resíduo sólido urbano: uma abordagem técnica e econômica.** 2014. 77f. Qualificação Dissertação (Mestrado em Engenharia de Energia) – Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2014.

PAIVA, L.S.R. **Publicação eletrônica** [mensagem pessoal]. Mensagem recebida por <jsm.juliana@yahoo.com.br> em 27 fev.2014.

PASQUALI, L. **Composição gravimétrica de resíduos sólidos recicláveis domiciliares no meio rural de Chopinzinho – PR.** 2012. 64 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Regional) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Pato Branco, 2012.

PETRESCU, M.; BATRINESCU, G.; STANESCU, B. Evaluation of gaseous emissions from the Radauti Municipal Landfill. **International Journal of Conservation Science**, v.2, ed.1, p. 45-54, jan-mar.2011.

PIERONI, M.F. **Avaliação do potencial de geração de metano para resíduos sólidos urbanos. Estudo de caso: aterro sanitário Itajubá – MG.** 2010. 43 f. Trabalho final de graduação (Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2010.

POHLAND, F.G.; HARPER, S.R. **Critical review and summary of leachate and gas production from landfills.** Georgia: School of Civil Engineering, 1985, 165p.

RADU, A.L.; SCRIECIU M.A.; CARACOTA, D.M. Carbon footprint analysis: towards a project evaluation model for promoting sustainable development. **Procedia Economics and Finance**, v.6, p.353-363, 2013.

RAFIZUL, I.M.; ALAMGIR, M. Characterization and tropical seasonal variation of leachate: results from landfill lysimeter studied. **Waste Management**, v.32, p.2080-2095, 2012.

REGIONAL INFORMATIONS SERVICE CENTER FOR SOUTH EAST ASIA ON APPROPRIATE TECHNOLOGY (RISE-AT). **Review of current status of Anaerobic Digestion Technology for treatment of MSW**. Chiang Mai: 1998. 30p.

SANCHEZ, R. *et al.* Computer simulation of gas generation and transport in landfills II: dynamic conditions. **Chemical Engineering Science**, v.61, p. 4750-4761, 2006.

SANTOS, M.T.L. **Contribuição para o estudo da digestão anaeróbia de resíduos orgânicos**. 2010. 177f. Tese (Doutorado em Engenharia Sanitária) – Universidade Nova de Lisboa, Lisboa, 2010a.

SANTOS, V.C. **Projeto, construção e instrumentação de um lisímetro em escala de laboratório para estudos em resíduos sólidos**. 2010. 105f. Trabalho de conclusão de curso (Engenharia Ambiental) – Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo, 2010b.

SATO, C.E. **Viabilidade de projetos de MDL para a geração de energia em aterros sanitários – Estudo de caso no município de Itajubá – MG**. 2009. 139 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Energia) – Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2009.

SHALINI, S.S.; KARTHIKEYAN, O.P.; JOSEPH, K. Biological stability of municipal solid waste from simulated under tropical environment. **Bioresource Technology**, v.101, p. 845-852, 2010.

SILVA, T.N.; FREITAS, F.S.N.; CANDIANI, G. Avaliação das emissões superficiais do gás de aterros sanitários de grande porte. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.18 (2), p. 95-104, abr/jun 2013.

SOSNOWSKI, P.; WIECZOREK, S.L. Anaerobic co-digestion of sewage sludge and organic fraction of municipal solid wastes. **Advances in Environmental Research**, v.7, p. 609-616, 2003.

SOUTO, G.A.B. **Efeito da variação gradual na taxa de recirculação do lixiviado em reatores anaeróbios híbridos na digestão da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos**. 2005. 91f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil – Hidráulica e Saneamento) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005.

SOUTO, G.A.B. **Lixiviado de aterros sanitários brasileiros – estudo do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar (“stripping”)**. 2009. 371f. Tese (Doutorado em Engenharia – Hidráulica e Saneamento). – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2009.

TALYAN, V. *et al.* Quantification of methane emission from municipal solid waste disposal in Delhi. **Resources, Conservation and Recycling**, Nova Delhi, v.50, p. 240-259, 2006.

TCHOBANOGLIOUS, G. Solid Waste Management. In: TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. **Integrated solid waste management engineering principles and management issues**. Nova York: McGrall-Hill, 1993. Capítulo 5 (755-888).

THEMELIS, N.J.; ULLOA, P.A. Methane generation in landfills. **Renewable Energy**, Nova York, v.32, p.1243-1257, ago.2006

TOLMASQUIM, M.T. (Org.). **Fontes Renováveis de Energia no Brasil**. Rio de Janeiro: Interciência, 2003. 515p.

UNITED STATES ARMY CORPS OF ENGINEERS (USACE). **Landfill off-gas collection and treatment systems**. 1995. Disponível em:

http://www.publications.usace.army.mil/Portals/76/Publications/EngineerManuals/EM_1110-1-4016.pdf

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Turning a liability into an asset: a landfill gas to energy project development handbook**. 1996. Disponível em: www.epa.gov/lmop/res/pdf/handbook.pdf

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **AP 42 - Compilation of Air Pollutant Emission Factors**, 5ª edição, v. 1 – cap 2, 2.4. Municipal Solid Waste Landfills (Draft Section). 2008.

Disponível em: <http://www.epa.gov/ttn/chief/ap42/ch02/index.html>

VAN ELK, G.H.P. **Redução de emissões na disposição final**. Rio de Janeiro: IBAM, 2007. 39p. (Série mecanismo de desenvolvimento limpo aplicado a resíduos sólidos, 3).

VEEKEN, A. *et al.* Effect of pH and VFA on hydrolysis on organic solid waste. **Journal of Environmental Engineering**, v.126 (12), p. 1076-1081, dez. 2000.

VERMA, S. **Anaerobic digestion of biodegradable organic in municipal solid wastes**. 2002. 50 f. Dissertação (Mestrado em Earth Resources Engineering) – Columbia University, Columbia, 2002.

VILHENA, A. (Coord.) **Lixo Municipal: manual de gerenciamento integrado**. 3ª Edição. São Paulo: CEMPRE, 2010. 350 p.

WANG, Y. *et al.* Collaborative emission reduction of greenhouse gas emissions and municipal solid waste (MSW) management - case study of Tianjin. **Procedia Environmental Sciences**, v.16, p. 75-84, 2012.

WHITING, A.; AZAPAGIC, A. Life cycle environmental impacts of generating electricity and heat from biogas produced by anaerobic digestion. **Energy**, v.70, p. 181-193, 2014.

XU, H.L.; WANG, J.Y; TAY, J.H. A hybrid anaerobic solid-liquid bioreactor for food waste digestion. **Biotechnology Letters**, v.24, p.757-761, 2002.