

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

**LODO DE LEITO DE SECAGEM (LLS):
CARACTERIZAÇÃO, APROVEITAMENTO
ENERGÉTICO E AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA**

MSc. Ana Paula Moni Silva

**Itajubá
2016**

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

MSc. Ana Paula Moni Silva

**LODO DE LEITO DE SECAGEM (LLS):
CARACTERIZAÇÃO, APROVEITAMENTO
ENERGÉTICO E AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA**

**Tese submetida ao Programa de Pós-Graduação
em Engenharia Mecânica como parte dos
requisitos para obtenção do Título de Doutora
em Engenharia Mecânica**

Área: Térmica, Fluidos e Máquinas de Fluxo

**Orientador: Prof. Dr. Electo Eduardo Silva Lora
Co-Orientadora: Prof.^a Dr.^a Regina Mambeli
Barros**

**Itajubá
2016**

Dedico ao meu filho Augusto, ao meu marido André e
à minha mãe, Lazara, pelo apoio incondicional, incentivo e carinho.
A todos que, como eu, buscam alternativas para um mundo melhor.

Agradecimentos

Agradeço à DEUS, por tudo que sou.

À minha família, por permanecer ao meu lado nesta etapa da minha vida.

Ao Professor Electo Eduardo Silva Lora, que em um momento de tristeza me indicou um caminho a seguir.

À Professora Regina Mambeli Barros, amiga e colega de trabalho, que com muito entusiasmo me despertou para a área desta pesquisa.

Aos amigos Eruin, Ivan, Alexandre Germano, Alexandre Barbosa, João Victor, Josivaldo, Paulo, Tania, Mateus, Aline, Lidiane, Paulo, Marcio, Diego e Leticia pela ajuda.

Ao Instituto de Recursos Naturais (IRN) pelo apoio técnico.

Ao professor Afonso Henrique pela disponibilização do GEM5000.

À COPASA e seus técnicos que forneceram as amostras para serem testadas.

Ao professor Carlos Augusto Chernicharo e ao MSc. Carlos Diaz que possibilitaram a realização de testes experimentais nos laboratórios de Saneamento da UFMG.

Agradeço ao projeto PROBIOGÁS, de cooperação técnica entre o Governo Brasileiro, por meio do Ministério das Cidades, e o Governo Alemão, por meio da Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH, pelo apoio a estruturação da Rede de Avaliação de Substratos (RAS) e disponibilização do equipamento AMPTS II para realização de testes de potencial biometanogênico de lodo de esgoto para a presente pesquisa.

A todos que de alguma maneira contribuíram para o desenvolvimento desta tese.

RESUMO

MONI SILVA, A.P. **Lodo de Leito de Secagem (LLS): Caracterização, Aproveitamento Energético e Avaliação do Ciclo de Vida.** 183 p. Tese Doutorado – Instituto de Engenharia Mecânica, Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2016.

O lodo de esgoto após ser tratado apresenta alta umidade e deve ser submetido a um processo para diminuição da quantidade de água para ser disposto em aterro. O objetivo desta tese foi caracterizar o lodo digerido em reatores UASB durante o processo de deságue em leitos de secagem (Lodo de Leito de Secagem - LLS); aplicar a metodologia de Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) para diferentes cenários de disposição para o LLS; verificar a possibilidade da recuperação energética desse resíduo e a viabilidade econômica, quando submetido à Digestão Anaeróbia (DA) e incinerado. A metodologia adotada para o desenvolvimento do trabalho abrangeu as seguintes etapas: determinação de dados para a caracterização do potencial de geração de metano do LLS; para três diferentes cenários foram estimadas as emissões gasosas, o potencial de recuperação energética e a análise econômica. As análises laboratoriais foram realizadas com amostras coletadas na ETE Sapucaí - Itajubá/MG, sendo medido o poder calorífico, a quantidade de cinzas geradas pelo processo de queima e estimada a produção de metano por meio de dois experimentos para avaliação quali-quantitativa da geração de biogás. Para tanto, foi construída uma célula experimental para simular a DA do Lodo de Leito de Secagem (LLS) e utilizado o *Automatic Methane Potential Test System* (AMTPS). Foram analisados três diferentes cenários: disposição do LLS em aterro/vala; biodigestão e a incineração do LLS. O programa SimaPro® e o CML 2 *baseline* 2000 são utilizados como ferramentas metodológicas na ACV. O rendimento de metano gerado pelo LLS resultou em valor menor se comparado ao produzido pelo lodo de descarte do reator UASB, mas deve ser considerado nos estudos de impactos ambientais. A análise econômica do aproveitamento energético, por meio de DA e queima, foi realizada para uma população de 300.000 habitantes (270 toneladas de LLS por mês), sendo considerada inviável

economicamente, caso seja a única forma de exploração na ETE. A partir dos resultados gerados pela ACV e pelo balanço energético, pode-se verificar que para todos os cenários a categoria de impacto referente ao aquecimento global é influenciada, praticamente na sua totalidade, pelas emissões de biogás do resíduo no leito de secagem. O processo de incineração apresenta os menores impactos entre as categorias analisadas, exceto pelos altos índices de toxicidade humana, vale ressaltar que trata-se do aproveitamento energético de maior custo.

Palavras-Chave: lodo de leito de secagem, ACV, conversão energética, biogás.

ABSTRACT

MONI SILVA, A.P. (2016). **Dewatered Sewage Sludge (DSS): Characterization, Energy Recovery and Life Cycle Assessment**. 183 p. PhD Thesis (PhD in Thermal, Fluids and Flow Machines) - Institute of Mechanical Engineering, Federal University of Itajubá.

The sewage sludge, after treatment, turns in high humidity and must be submitted to a process to reduce the amount of water to be disposed in landfill. This study aims the sludge digested characterization in UASB reactors during the drying process in drying beds (Dewatered Sewage Sludge (DSS); Life Cycle Assessment (LCA) methodology application for different DSS disposal scenarios; residue energy recovery possibility; economic viability when submitted to Anaerobic Digestion (AD) and incinerated. The research methodology was developed by following the potential data characterization of DSS methane generation. Besides, it was estimated three different gaseous emissions scenarios (DSS disposal in landfill/ditch; biodigestion and incineration), energy recovery potential and economic viability. The laboratory analyzes were carried out with samples collected at the Sapucaí Wastewater Treatment Plant (WTP), in Itajubá/MG, measuring calorific value, amount of ashes generated by burning process and estimated methane production through two experiments for qualitative and quantitative evaluation of biogas generation. In order to develop the study, an experimental cell was built to simulate AD of DSS and applied Automatic Methane Potential Test System (AMTPS). SimaPro® program and CML 2 baseline 2000 were used as methodological tools in LCA. The methane yield generated by the DSS resulted in a smaller value when compared to that produced by the UASB reactor waste sludge; however, it needs to be considered the environmental impact studies. The energy usage economic analysis was conducted in a population of 300,000 (270 tons of DSS per month) and it was considered economically unviable if this is the only usage at WTP. The study was based on AD and burning. From the data obtained by LCA and energy balance it was possible to verify, to all scenarios, the impact category relating to global warming is influenced almost entirely by biogas emissions residue in the drying bed. The incineration

process has the lowest impact among the categories analyzed, except for the high levels for human toxicity. However, it is important highlight this option presents the highest cost.

Keywords: dewatered sewage sludge, energy conversion, LCA, biogas.

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1	- Esquema da transformação sofrida pela matéria orgânica na digestão anaeróbia.	35
Figura 2.2	- Perfil de Avaliação Metanogênica Específica, utilizando variados substratos e como inóculo lodo biológico proveniente do tratamento de efluentes de curtume.	38
Figura 2.3a	- Teste do Potencial Bioquímico de Metano.	40
Figura 2.3b	- Esquema do teste do Potencial Bioquímico de Metano.	40
Figura 2.4	- Tratamento e disposição de lodo – Fluxogramas usuais.	45
Figura 2.5	- Rotas de conversão energética para lodo gerado em ETEs.	49
Figura 2.6	- DA como tecnologia integrada para tratamento de esgoto e recuperação de subprodutos.	50
Figura 2.7	- Tipos de tratamento do esgoto no Brasil.	52
Figura 2.8	- Tipos de usos diretos de efluentes de esgotos adotados em municípios brasileiros.	53
Figura 2.9	- Destino do lodo gerado pelo processo de tratamento do esgoto.	53
Figura 2.10	- Usinas Termelétricas em operação no Brasil, cujo combustível é biogás gerado a partir de resíduos sólidos.	54
Figura 2.11	- Processo de Conversão Energética de Biogás, gerado a partir da DA de resíduos.	56
Figura 2.12	- Processo de coleta, purificação e produção de energia por gases de aterros sanitários.	59
Figura 2.13	- Representação esquemática de possível arranjo para aproveitamento energético de biogás e lodo em reatores UASB tratando esgoto doméstico (pequeno porte).	63
Figura 2.14	- Fases da ACV.	67
Figura 2.15	- Entradas e saídas em um sistema.	68
Figura 3.1	- Fluxo do estudo da tese.	75
Figura 3.2	- Fluxograma do Cenário A.	76
Figura 3.3	- Fluxograma do Cenário B.	77
Figura 3.4	- Fluxograma do Cenário C.	78

Figura 3.5	- Fluxograma do sistema de disposição do lodo de secagem através de três diferentes processos (cenários), a fronteira do sistema é delimitada pela linha tracejada.	82
Figura 3.6	- Rendimento do ciclo ORC.	89
Figura 4.1a	- Medição do poder calorífico da amostra de lodo: Pesagem da amostra.	95
Figura 4.1b	- Medição do poder calorífico da amostra de lodo: Montagem do vaso hermético.	95
Figura 4.1c	- Medição do poder calorífico da amostra de lodo: Início do funcionamento do calorímetro.	95
Figura 4.1d	- Medição do poder calorífico da amostra de lodo: Resultado fornecido pelo calorímetro.	95
Figura 4.2	- Teste das amostras de lodo no TGA.	99
Figura 4.3	- Comportamento da massa da amostra de LLS com relação à variação de temperatura durante o teste no TGA.	101
Figura 4.4	- Coleta do lodo no leito de secagem na ETE Sapucaí.	102
Figura 4.5	- Leito de secagem na ETE Sapucaí.	102
Figura 4.6a	- Esquema da célula experimental (gasômetro + biodigestor).	103
Figura 4.6b	- Célula experimental (gasômetro + biodigestor).	103
Figura 4.7a	- Início do enchimento.	104
Figura 4.7b	- Fim do enchimento.	104
Figura 4.8	- Esquema do biodigestor.	105
Figura 4.9a	- Leitura do dia 14/05/2015 utilizando GEM 5000 (4ª leitura).	106
Figura 4.9b	- GEM 5000.	106
Figura 4.10	- Geração de metano pelo biodigestor.	112
Figura 4.11	- Geração acumulada de metano pelo biodigestor.	112
Figura 4.12	- AMPTS II: <i>Automatic Methane Potential Test System</i> .	114
Figura 4.13a	- Aplicação de nitrogênio no frasco com lodo UASB.	115
Figura 4.13b	- Montagem dos agitadores dos frascos da Unidade A.	115
Figura 4.14	- Produção acumulada de metano para o Teste 2: Lodo Leito 5%.	122
Figura 4.15	- Produção acumulada de metano para o Teste 3: Lodo Leito 20%.	122
Figura 4.16	- Produção acumulada de metano para o Teste 4: LLS in natura.	123
Figura 4.17	- Produção acumulada de metano para os Testes 1 e 5.	124
Figura 4.18	- Comportamento da geração de metano (por SV) ao longo do ensaio no AMTPS.	126
Figura 5.1	- Esquema do biodigestor.	1322

Figura 5.2	- Esquema de um biodigestor para LLS.	134
Figura 5.3	- Esquema do processo de combustão e recuperação energética de biogás.	134
Figura 5.4	- Modelo do sistema de secagem de lodo e geração de eletricidade.	137
Figura 6.1a	- Resultado comparativo entre os cenários com relação aos impactos ambientais – Gráfico de colunas.	141
Figura 6.1b	- Resultado comparativo entre os cenários com relação aos impactos ambientais – Gráfico tipo radar.	141
Figura 6.2a	- Árvores do Cenário A Potencial de Depleção Abiótica (combustíveis fósseis).	143
Figura 6.2b	- Árvores do Cenário A Potencial de Aquecimento Global.	143
Figura 6.2c	- Árvores do Cenário A Potencial de Toxicidade Humana.	143
Figura 6.2d	- Árvores do Cenário A Potencial de Acidificação.	143
Figura 6.2e	- Árvores do Cenário A Potencial de eutrofização.	143
Figura 6.3a	- Árvores do Cenário B Potencial de Depleção Abiótica (combustíveis fósseis).	145
Figura 6.3b	- Árvores do Cenário B Potencial de Aquecimento Global.	145
Figura 6.3c	- Árvores do Cenário B Potencial de Toxicidade Humana.	145
Figura 6.3d	- Árvores do Cenário B Potencial de Acidificação.	145
Figura 6.3e	- Árvores do Cenário B Potencial de eutrofização.	145
Figura 6.4a	- Árvores do Cenário B Potencial de Depleção Abiótica (combustíveis fósseis).	146
Figura 6.4b	- Árvores do Cenário B Potencial de Aquecimento Global.	146
Figura 6.4c	- Árvores do Cenário B Potencial de Toxicidade Humana.	146
Figura 6.4d	- Árvores do Cenário B Potencial de Acidificação.	146
Figura 6.4e	- Árvores do Cenário B Potencial de eutrofização.	146
Figura 6.5	- Potencial de depleção abiótica (combustíveis fósseis) do Cenário A (energia em MJ).	150
Figura 6.6	- Potencial de depleção abiótica (combustíveis fósseis) do Cenário B (energia em MJ).	150
Figura 6.7	- Potencial de depleção abiótica (combustíveis fósseis) do Cenário C (energia em MJ).	151
Figura 7.1	- Esquema simplificado de usina para aproveitamento energético de biogás.	153
Figura 7.2	- Fluxo de caixa líquido para 270 toneladas de LLS, submetidos à DA.	157
Figura 7.3	- Fluxo de caixa líquido para 270 toneladas de LLS, submetidos à incineração.	158

LISTA DE QUADROS

Quadro 2.1 -	Vantagens e desvantagens das alternativas de disposição de lodo.	46
Quadro 2.2 -	Principais possibilidades e benefícios da utilização do lodo gerado em ETEs com fins energéticos.	48
Quadro 2.3 -	Principais alternativas para o gerenciamento do biogás.	65
Quadro 4.1 -	Resumo de atividades desenvolvidas para a atividade de campo.	105
Quadro 4.2 -	Características gerais do GEM 5000.	107
Quadro 4.3 -	Caracterização das misturas testadas no AMPTS.	117
Quadro B.1 -	Dados de entrada do Cenário A – SimaPro.	179
Quadro B.2 -	Dados de entrada do Cenário B – SimaPro.	179
Quadro B.3 -	Dados de entrada do Cenário C – SimaPro.	179
Quadro B.4 -	Dados de entrada do LLS – SimaPro. Fonte: Testes laboratoriais.	179
Quadro B.5 -	Dados de entrada do Vala/Aterro – SimaPro.	180
Quadro B.6 -	Dados de entrada do Vala/Aterro Cinzas – SimaPro.	180
Quadro B.7 -	Dados de entrada do Serviço de espalhamento, compactação e cobertura da vala – SimaPro.	180
Quadro B.8 -	Dados de entrada do Flare – SimaPro.	181
Quadro B.9 -	Dados de entrada da Secagem e Incineração – SimaPro.	181
Quadro B.10 -	Dados de entrada do Biodigestor – SimaPro.	182
Quadro B.11 -	Substâncias usadas no SimaPro.	182

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 -	Características gerais de lodo a ser tratado e a ser disposto utilizando reatores UASB.	42
Tabela 2.2 -	Caracterização dos sistemas de esgoto analisadas pelo SNIS para 2014.	51
Tabela 2.3 -	Níveis de tratamento de esgoto.	51
Tabela 2.4 -	Perfil dos principais tipos de tratamento adotados pela ETEs no Brasil	55
Tabela 2.5 -	Características gerais do biogás	55
Tabela 2.6 -	Caracterização de biogás de lodo de esgoto e de aterro sanitário.	57
Tabela 2.7 -	Principais impurezas presentes no biogás	58
Tabela 2.8 -	Potencial de geração de eletricidade a partir de resíduos orgânicos no Brasil, em 2005.	61
Tabela 2.9 -	Valores usados no cálculo dos custos de projetos para instalação de plantas termelétricas que utilizam gás de aterro sanitário	64
Tabela 2.10 -	Indicadores LCEE e FER.	73
Tabela 3.1 -	Rendimento do ciclo ORC relacionado com a pressão e a potência.	90
Tabela 4.1 -	Umidade das amostras de LLS.	94
Tabela 4.2 -	Análises físico-químicas Grupo α ($G\alpha$).	96
Tabela 4.3 -	Análises físico-químicas Grupo β ($G\beta$).	97
Tabela 4.4 -	Análises físico-químicas Grupo ω ($G\omega$).	98
Tabela 4.5 -	Análise imediata de amostras de lodo, utilizando um TGA701, considerando a umidade presente nas amostras.	99
Tabela 4.6 -	Análise imediata de amostras de lodo, utilizando um TGA701, considerando as amostras isenta de umidade.	100
Tabela 4.7 -	Materiais depositados no biodigestor	103
Tabela 4.8 -	Resumo das medições.	108
Tabela 4.9 -	Volume de CH_4 gerado pela célula experimental.	111
Tabela 4.10 -	Características das amostras de lodo da ETE Sapucaí.	116
Tabela 4.11 -	Resumo da montagem dos testes.	117
Tabela 4.12 -	Produção acumulada de metano.	119
Tabela 4.13 -	Vazão diária de metano.	120
Tabela 4.14 -	Testes de Estabilidade.	124
Tabela 4.15 -	Potencial de produção de metano do substrato.	125

Tabela 5.1 -	Emissões gasosas para a atmosfera geradas por 1.000 kg LLS, com 20,1 % SV.	128
Tabela 5.2 -	Emissões gasosas da vala/aterro durante processo de enchimento.	130
Tabela 5.3 -	Fatores de emissão para combustão de biogás de aterros usando <i>flares</i> .	131
Tabela 5.4 -	Fatores de emissão média para combustão de biogás de aterros para produção combinada de calor e energia.	135
Tabela 5.5 -	Parâmetros utilizados na análise do ciclo ORC.	138
Tabela 5.6 -	Fatores de emissão de poluentes para incineração de lodo de leiteo.	139
Tabela 5.7 -	Categorias de impactos.	139
Tabela 6.1 -	Contribuição total de cada categoria para a UF (1 t).	140
Tabela 6.2 -	Contribuição de cada processo no Cenário A, para UF (1 t).	147
Tabela 6.3 -	Contribuição de cada processo no Cenário B, para UF (1 t)	148
Tabela 6.4 -	Contribuição de cada processo no Cenário C, para UF (1 t).	148
Tabela 6.5 -	Indicadores LCEE e FER.	152
Tabela 7.1 -	Aspectos técnicos.	154
Tabela 7.2 -	Aspectos econômicos.	154
Tabela 7.3 -	Fluxo de caixa para 270 toneladas de LLS, submetidos à DA.	156
Tabela 7.4 -	Aspectos técnicos e econômicos para 270 toneladas de lodo de leiteo.	158
Tabela 7.5 -	Fluxo de caixa para 270 toneladas de LLS, submetidos à incineração.	159
Tabela A.1 -	Concentrações tóxicas ou inibidoras de diferentes metais em solução no reator.	177
Tabela A.2 -	Requisitos ambientais.	178

LISTA DE ABREVIATURAS e SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ACV	Avaliação do Ciclo de Vida
AGVs	Ácidos Graxos Voláteis.
AME	Atividade Metanogênica Específica
AMTPS	<i>Automatic Methane Potential Test System</i>
ANA	Agência Nacional de Águas
APHA	<i>American Public Health Association</i>
AVE	Avaliação de Viabilidade Econômica
BEN	Balanco Energético Nacional
BH	Belo Horizonte
BMP	Potencial de Produção de Metano
BRS	Bactérias Redutoras de Sulfato
CEMIG	Companhia Energética de Minas Gerais
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CNTP	Condições Normais de Temperatura e Pressão
COPASA	Companhia de Saneamento do Estado de Minas Gerais
COVNM	Compostos Orgânicos Voláteis não Metanogênicos
DA	Digestão Anaeróbia
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química De Oxigênio
ETEs	Estações de Tratamento de Esgoto
FCM	Fator de correção do metano
FER	<i>Fossil Energy Ratio</i>
FET	Fração do esgoto tratado
GEE	Gases de Efeito Estufa
GN	Gás Natural
I	Inóculo

IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IEA	<i>International Energy Agency</i> - Agência Internacional de Energia
LAG	Laboratório de Análises de Gases
LCEE	<i>Life Cycle Energy Efficiency</i>
LCOE	<i>Levelized Cost of Electricity</i>
LS	Lodo Seco
LLS	Lodo de Leito de Secagem
MDL	Mecanismo De Desenvolvimento Limpo
MFEM	Máximo fator de emissão de metano
MG	Minas Gerais
NBR	Norma da Associação Brasileira de Normas Técnicas
NEST	Núcleo e de Excelência e Geração Distribuída
ONU	Organização das Nações Unidas
ORC	Ciclo Rankine Orgânico
PAG	Potencial de Aquecimento Global
PAHs	Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos
PBM	Potencial Bioquímico do Metano
PC	Poder calorífico
PCI	Poder Calorífico Inferior
PCS	Poder Calorífico Superior
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
ppm	partes por milhão
PVC	<i>Polyvinyl chloride</i> – policloroeteno
R	Quantidade de metano recuperado
RAFA	Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente
RALF	Reator Anaeróbio de Leito Fluidizado
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
RSV	Redução dos Sólidos Voláteis
S	Substrato
SABESP	Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
STF	Sólidos Totais Fixos
ST	Sólidos Totais

SV	Sólidos Voláteis
SS	Sólidos Secos
TGA	Analisador Termo Gravimétrico
TRH	Tempo de Retenção Hidráulica
TAN	<i>Total Ammonia Nitrogen</i> - Nitrogênio Amonical Total
UASB	<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i>
UE	União Europeia
UF	Unidade Funcional
UNFCCC	<i>United Nations Framework Convention on Climate Change</i>
USEPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>
UTE	Usina Termelétrica de Energia
VPL	Valor Presente Líquido

LISTA DE SÍMBOLOS

A	Área superficial do terreno (m ²)
% b.u.	Umidade base úmida em porcentagem
% b.s.	Umidade base seca em porcentagem
% _{H₂O}	Porcentagem em massa de água no combustível
°C	Graus celsius
C/N	Razão entre Carbono/Nitrogênio
Com	Custo de operação e manutenção
C _n	Custo a cada ano
E _{entrada}	Energia total de entrada
E _{Csaída}	Energia combustível de saída
E _{Fentrada}	Energia fóssil de entrada
E _{saída}	Energia total de saída
E _m	Eficiência motor (adimensional)
E _C	Eficiência de coleta (adimensional)
E	Energia (kWh/ano)
FC	Fator de capacidade
H _{VH₂O}	Calor latente de vaporização da água, 2.256 kJ/kg
i	Taxa de desconto
I	Custo de capital
K	Coefficiente em função do grau de compactação de resíduos
n	Ano
Nm ³	Normal metro cúbico. Representa o volume de gás equivalente a 1 m ³ em CNTP (0°C e 1 atm)
m _{LLS}	Massa de lodo de leiteo
m _{SVLLS}	Massa de sólidos voláteis
P ₀	Pressão corrigida do biogás para 1 atm = 101.325 Pa
P ₁	Pressão do biogás no momento da leitura

p	Precipitação média anual (mm)
Pot	Potência (kW)
P_{CH_4}	Produção de metano de uma ETE, em t/ano
Q	Vazão média de chorume ou lixiviado (l/s)
QT	Vazão de águas residuárias tratadas, em m ³ /ano
Q_{CH_4}	Vazão de metano a cada ano (m ³ /ano)
S_0	Concentração da demanda química de oxigênio total das águas residuárias, em t/m ³ .
t	Tonelada
t_{eq}	Tempo em segundos equivalente a 1 ano (31.536.000 seg/ano)
T_0	Temperatura corrigida do biogás para 20° C = 293,15 K;
T_1	Temperatura do biogás no gasômetro no momento da leitura, em Kelvin
Tar	Tarifa de venda de energia
V_0	Volume corrigido (m ³);
V_1	Volume do biogás no gasômetro
$V_{m_{LLS}}$	Volume médio de LLS produzido pela ETE
V_B	Volume do biodigestor
$v_{útil}$	Vida útil do empreendimento
®	Marca registrada
ρ	Massa específica, kg/m ³
η_{REM}	Eficiência de remoção da DQO das águas residuárias

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	22
1.1 Objetivo	26
1.2 Contribuição e hipótese da tese	26
1.3 Estrutura do trabalho	28
2. REVISÃO DA LITERATURA	30
2.1 Considerações iniciais	30
2.2 Digestão Anaeróbia (DA)	31
2.2.1 Considerações Gerais	31
2.2.2 Parâmetros do processo de DA	35
2.2.3 Testes de potencial de geração de metano	37
2.3 Lodo	41
2.3.1 Classificação do lodo	42
2.3.2 Formas de destinação do lodo	43
2.3.3 Panorama brasileiro sobre ETE's e lodo	50
2.4 Biogás	55
2.5 Conversão de energia	59
2.6 Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) do Lodo	66
3. METODOLOGIA	74
3.1 Fluxograma do estudo	74
3.2 Cenários Analisados	76
3.3 Planejamento do Experimento	78
3.4 Estudo do LLS em escala laboratorial	79
3.5 ACV do Lodo de Leito de Secagem	79
3.5.1 Objetivo e Escopo	80
3.5.2 Análise do Inventário do Ciclo de Vida	84
3.5.3 Categorias de Impactos Analisadas	86
3.6 Balanço Energético	87
3.6.1 Balanço energético do sistema de biodigestão do LLS	87
3.6.2 Balanço energético do sistema de incineração do LLS	89

3.7	Análise dos Resultados do Balanço Energético x ACV	90
3.8	Análise de Viabilidade Econômica	91
4.	ESTUDOS DE LLS EM ESCALA LABORATORIAL	92
4.1	Considerações Iniciais	92
4.2	ETE Sapucaí	92
4.3	Análise de Amostras de Lodo Digerido e do Leito de Secagem	93
4.3.1	Poder calorífico	94
4.3.2	Análises Físico-Químicas	96
4.3.3	Análise imediata	98
4.4	Célula Experimental	101
4.4.1	Coleta de dados	106
4.4.2	Análise e quantificação do Biogás	109
4.4.3	Resultados	110
4.5	Teste com AMTPS	113
4.5.1	Procedimento de ensaio	113
4.5.2	Resultados	118
5.	CARACTERIZAÇÃO DOS CENÁRIOS: EMISSÕES, APROVEITAMENTO E BALANÇO ENERGÉTICO	127
5.1	Leito de secagem e as emissões	127
5.2	Vala/Aterro e as emissões:	128
5.3	Flare e as emissões	130
5.4	Aproveitamento do biogás gerado por DA do LLS e as emissões	131
5.4.1	Dimensionamento do biodigestor	131
5.4.2	As emissões do Sistema de Aproveitamento do biogás	134
5.5	Aproveitamento da energia do processo de incineração do LLS e as emissões	136
5.5.1	Dimensionamento do ciclo	136
5.5.2	As emissões do Sistema de Secagem e Incineração	138
5.6	Avaliação de impacto	139
6.	RESULTADOS	140
6.1	Resultados da Avaliação dos Impactos no Ciclo de Vida	140
6.2	Balanço energético dos cenários no SimaPro	149
6.3	Eficiência Energética do Ciclo de Vida	151
7.	ANÁLISE DA VIABILIDADE ECONÔMICA (AVE)	153

7.1 AVE Biodigestor (Cenário B)	153
7.2 AVE Secagem e Incineração do LLS (Cenário C)	157
8. CONCLUSÕES	160
8.1 Considerações finais	160
8.2 Recomendações para trabalhos futuros	162
REFERÊNCIAS	164
ANEXOS	177
Anexo A	177
Anexo B	179

1. INTRODUÇÃO

De acordo com Salomon e Lora (2009), a crise ambiental, a ratificação do Protocolo de Quioto, o rápido desenvolvimento econômico dos últimos anos, além do aumento do preço dos combustíveis convencionais propiciam o aumento do número de pesquisas e de investimentos na produção de energia em fontes de energia renováveis e economicamente atraentes, o que pode ajudar a preservar os recursos naturais esgotáveis.

Conforme Deublein e Steinhauser (2008), até o século XIX a madeira era a principal fonte de energia primária, de 1860 a 1930 foi o carvão, a partir de 1950 tem-se o forte uso do petróleo e gás, seguido pelo uso da energia nuclear. Nas últimas décadas o uso das energias renováveis, apesar de pouco expressiva, apresenta uma ligeira tendência ascendente. Entre os produtos derivados das fontes renováveis, o biogás e os gases provenientes de aterros sanitários são opções promissoras em países que possuem legislação ambiental eficiente e, incentivam as práticas que diminuem o lançamento de gases que potencializam o efeito estufa.

O biogás é gerado a partir da decomposição de materiais orgânicos sob condições anaeróbias. As tecnologias de aproveitamento energético de biogás são bem conhecidas, mas relativamente nova em algumas regiões do mundo, podendo ser usada como uma potente ferramenta para mitigar a poluição do ar, desmatamento e mudanças climáticas (ARTHUR et al., 2011).

O uso histórico do biogás na Europa, apresentado Deublein e Steinhauser (2008) com enfoque na Alemanha, pode ser dividido em três períodos, ou estágios, de tentativa de utilização do biogás:

- Final do século XVIII até 1950, com as primeiras descobertas e pesquisas, entre elas, em 1906, foi instalado o tanque *Imhoff*, em Ruhr, na Alemanha. Até 1955 foram implantadas diversas plantas de biogás mas que perderam importância com o aumento da produção de óleo a preços baixos.

- Período entre 1954 e 1999: em 1970 ocorreu um aumento significativo da demanda por biogás, em função da crise do petróleo, somado à implantação da legislação e gestão da reciclagem de resíduos, que elevou, na década de 90, os custos para eliminação dos resíduos sólidos. Em 1997 eram 108 plantas na Europa.
- Em 2000, com a Lei de “Energias Renováveis”, com regras de subsídios e concessões à energia fornecida a partir de instalações de biogás tornaram-se eficazes, o que levou a um significativo aumento do número de plantas, tanto na Alemanha (1500 unidades) como na própria Europa.

O uso da biomassa como energia primária representa, em média: 3% nos países ricos industrializados e 38% nos mercados emergentes, sendo que em alguns países pobres atingem mais de 90% (Deublein e Steinhauser, 2008).

No Brasil, a produção de energia a partir de biomassa ganhou destaque a partir da crise energética de 1970. De acordo com dados fornecidos pela Agência Nacional de Energia Elétrica (BRASIL, 2015b) existem 510 usinas termelétricas movidas à biomassa¹ no Brasil, representando 9,57% da produção nacional, sendo que, somente, 12 unidades tem como fonte de energia Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), com uma potência instalada de 78.231kW, representando 0,057% da matriz energética elétrica. Destaque para as Usina São João Biogás, em São Paulo (24.640 kW), e Usina Salvador, na Bahia (19.730 kW). Em fase de construção estão duas plantas com uma potência outorgada de 49.547 kW: Usina Barueri-Barueri/SP (20.000 kW) e Usina Termoverde-Caieiras/SP (29.547 kW).

Santos (2015) propôs um método para determinação da potência teórica e do número de geradores, em usinas termelétricas orientadas ao aproveitamento energético do biogás proveniente do aterro sanitário. Rosa (2013) avaliou o aproveitamento dos subprodutos de reatores *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* (UASB), biogás e lodo, como fonte de energia renovável a partir do estudo de diversas Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs), na Europa e no Brasil e, através de modelagem numérica.

¹ Fonte de Biomassa nível 1: Agroindustriais, biocombustíveis líquidos, floresta, resíduos animais, resíduos sólidos urbanos.

De acordo com a NBR 10004/2004 (ABNT, 2004) a definição de Resíduos Sólidos (RS) refere-se a resíduos nos estados sólidos e semissólido, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição, incluindo também os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água. Ademais a Lei nº 12.305/2010 (BRASIL, 2010b), que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), no seu Art. 3º, Inciso XVI, define RS como material, substância, objeto ou bem descartado, provenientes das atividades humanas em sociedade nos estados sólido e semissólido contido em recipientes e líquidos, que são inviáveis de serem lançados na rede pública de esgoto ou curso d'água. No mesmo artigo, no Inciso XV é apresentada a definição de rejeito, como sendo os RS, que após as possibilidades de tratamento e recuperação por processos tecnológicos disponíveis e economicamente viáveis se esgotarem, não possuem alternativas, a não ser a disposição final ambientalmente adequada. Nesse contexto tem-se como problema a destinação dos resíduos gerados pelas ETE's, que após processo de secagem, é chamado de lodo seco.

O lodo de esgoto é composto, principalmente, de matéria orgânica e pode ser usado como fonte energética. A recuperação de energia a partir desta biomassa por meio de processos termoquímicos apresenta grande potencial. Os produtos desses processos podem ser usados como biocombustíveis, com pequenos impactos (Manara e Zabaniotou, 2012).

Diversas são as pesquisas envolvendo o lodo gerado por ETEs, que apresentam uma alta quantidade de água e biogás, dependendo do processo de tratamento adotado (reatores UASB, lodo ativado, por exemplo): Rodriguez (2011), De Baere (2000), Stillwell et al. (2010), entre outros. Porém, durante o processo de desague, enquanto permanecem no leito de secagem e, ao serem depositados em aterros (com umidade menor que 40%), não foram encontrados estudos/pesquisas (testes laboratoriais) que quantificassem a produção de metano.

Considerando um crescimento do número de ETEs no Brasil e o conseqüente aumento da produção de lodo; a crise energética e a adoção do uso de energias renováveis, por alguns setores da sociedade, tem-se a possibilidade do crescimento do uso do lodo para geração de energia, assim como, deve-se considerar o aumento da geração de lodo seco a ser corretamente disposto, principalmente nos grandes centros urbanos.

O uso de leito de secagem para retirar parte da água do lodo de esgoto, é um dos processos mais usados, por ser simples, apresentar um baixo consumo de energia e ser barato. Porém durante o tempo que o lodo permanece nos leitos ocorre a liberação de gases para o ambiente. Tais emissões são, em inúmeros estudos, desconsideradas, além disso, o resíduo proveniente deste processo, Lodo de Leito de Secagem (LLS), mesmo quando disposto em aterro sanitário continua produzindo biogás. Este por sua vez por ser coletado e contribuir para a recuperação energética de ETEs.

A DA é considerada como tecnologia simplificada, neste sistema não há fornecimento de oxigênio (sem aeração), o que permite uma maior simplicidade operacional. Durante o processo de DA de biomassa, esta perde água e sólidos voláteis, diminuindo a quantidade de resíduo, com menor custo de operação e manutenção, pouca dependência de equipamento e menor consumo energético, além de recolher o biogás gerado.

De acordo com Seghezze et al. (1998) e von Sperling e Chernicharo (2005) algumas das desvantagens do tratamento anaeróbio são, em geral:

- baixa remoção de patógenos e de nutrientes, com exceção de ovos de helmintos (capturados no leito do lodo), requer pós-tratamento;
- arranque demorado, devido a baixa taxa de crescimento de microrganismos metanogênicos, se comparado com processos aeróbios;
- possível geração de maus odores, tem-se geração de sulfeto de hidrogênio quando são altas as concentrações de sulfato no afluente (o tratamento adequado das emissões gasosas pode evitar o mau cheiro).

Na Europa a destinação dos resíduos das ETEs é considerada como parte integrante do sistema de tratamento de águas residuais, existindo uma variedade de maneiras de exploração da sua energia ou conteúdo químico, através de processos térmicos. (Fytili e Zabaniotou, 2008).

Para Murray et al. (2008) a gestão do lodo de esgoto gera desafios políticos, econômicos e ambientais e sugere como critérios para a tomada de decisões sustentáveis a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). Os autores estudaram diversos cenários para a disposição de lodo de

esgoto, com enfoque na aplicação no solo e no uso como matéria prima para a produção de cimento, além da disposição em aterros e na queima.

1.1 Objetivo

O objetivo desta tese foi estudar o comportamento do lodo de esgoto após ser submetido ao desague, em leito de secagem, no que se refere às possibilidades de conversão energética, através de DA e incineração, verificando a viabilidade econômica destes dois processos e realizando uma Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) de cenários considerando ainda a disposição do resíduo em aterros ou valas.

Os objetivos específicos são:

- i. Avaliar o ciclo de vida do LLS, considerando os impactos ambientais da conversão energética, através da DA e da incineração, e comparar com a disposição do LLS em aterro, através do programa SimaPro® ;
- ii. Avaliar a viabilidade econômica para geração de energia elétrica, a partir do LLS, para uma população de 300.000 habitantes, através de dois processos: DA do LLS, a partir da queima de biogás e incineração do LLS.

Como os investimentos necessários para a implantação de um sistema de incineração são elevados, foi adotado na avaliação de econômica e energética, assim como na ACV, o LLS gerado por uma cidade de médio porte ou micro-região, ou seja 300.000 habitantes.

1.2 Contribuição e hipótese da tese

A hipótese do presente trabalho é que o LLS também possa ser usado para gerar energia, através de processos que diminuam a matéria orgânica através da DA ou a massa por meio da incineração, apresentando uma disposição mais adequada do ponto de vista ambiental.

A contribuição desta tese é quantificação da produção de biogás a partir do LLS, através de testes laboratoriais, para analisar a possibilidade de recuperação energética através do DA do lodo seco e, comparar com a energia gerada pelo processo de incineração do LLS. Além disso, verificar e comparar os impactos ambientais gerados por estes dois processos e da disposição direta em aterro através da ACV, de acordo com a norma ISO 14.040 (ABNT, 2014)² utilizando o programa SimaPro® (PRÉ SUSTAINABILITY, 2014), utilizando os dados da ETE Sapucaí – Itajubá, Minas Gerais (MG).

As principais questões a serem respondidas são:

- 1) O lodo de esgoto, após ser submetido ao reator UASB, ao ser colocado no leito de secagem, para deságue gera biogás?
- 2) Este biogás pode ser usado para gerar energia?
- 3) O LLS apresenta uma quantidade de matéria orgânica suficiente capaz de produzir biogás para uma viável conversão energética?
- 4) Qual o potencial de geração de metano do LLS?
- 5) Quais as vantagens do processo de incineração de LLS?
- 6) Quais os impactos gerados pelos processos analisados?

O aproveitamento do biogás gerado por processos de tratamento de esgoto ainda é limitado no Brasil, apesar de viável técnica e economicamente em determinadas escalas de ETE's. O estudo de Santos (2013) indica a viabilidade econômica para o aproveitamento do biogás gerado por ETEs que atendem uma população acima de 100.000 habitantes. Nestas plantas, como já existe um sistema de aproveitamento do biogás, poder-se-ia acrescentar o biogás produzido pelo LLS, através da DA, ou dependendo do porte da ETE, implantar um sistema de incineração do LLS.

Os resultados esperados para esta tese são:

- O rendimento do biogás gerado pelo LLS, o potencial energético do LLS (biogás gerado por DA e energia térmica gerada pela incineração);

² Esta norma especifica a estrutura geral, princípios e requisitos para conduzir e relatar estudos de avaliação do ciclo de vida, não incluindo as técnicas de avaliação do ciclo de vida em detalhes, que são apresentadas por outras normas. A ACV ajuda a selecionar produtos e processos de forma a causar o menor impacto ao meio ambiente.

- A avaliação do potencial de poluição do ambiente, considerando a conversão energética e a disposição direta em aterro;
- A análise da viabilidade econômica da implantação de sistemas de conversão de energia.

1.3 Estrutura do trabalho

O Capítulo 1 apresenta a Introdução do trabalho, objetivos (geral e específico), contribuição e hipóteses da tese e a estruturação geral do trabalho. O Capítulo 2 apresenta uma revisão da literatura com os principais tópicos relacionados a DA, lodo de esgoto, biogás, conversão energética e ACV.

O Capítulo 3 apresenta a metodologia adotada neste trabalho, mostrando um fluxograma do desenvolvimento da tese, citando os principais tópicos abordados. Nesta fase foram definidos três cenários para serem analisados:

- Cenário A: o lodo do reator UASB é submetido ao desague, utilizando leito de secagem, e encaminhado ao aterro;
- Cenário B: o lodo de leito é encaminhado a um biodigestor (no qual o biogás é coletado e usado para geração de eletricidade) e após o período de digestão é encaminhado para o aterro;
- Cenário C: o lodo de leito é submetido a um processo de secagem e incineração, cuja simulação foi realizada por modelos desenvolvidos no Núcleo e de Excelência e Geração Distribuída (NEST), o calor gerado é usado para o processo de secagem e para geração de eletricidade. As cinzas são depositadas no aterro.

O Capítulo 4 expõe a execução da parte experimental dessa pesquisa, caracterizando a área de estudo, os procedimentos de coleta de amostras e os testes laboratoriais, além de apresentar os resultados obtidos através dos ensaios.

O Capítulo 5 contém a caracterização dos cenários avaliados nesta tese, apresentando o inventário das emissões geradas e o dimensionamento dos sistemas analisados. Os resultados

da avaliação dos impactos (gerado pelo programa SimaPro® (PRÉ SUSTAINABILITY, 2014), além do balanço energético e da eficiência do ciclo ORC são apresentados no Capítulo 6.

No Capítulo 7 é apresentada a análise de viabilidade econômica para os cenários B e C. As conclusões, considerações finais e propostas para trabalhos futuros são elencadas no Capítulo 8.

2. REVISÃO DA LITERATURA

2.1 Considerações iniciais

O esgoto sanitário é composto, aproximadamente por 99% de água e apenas cerca de 1% de material sólido, sendo objetivo das ETEs retirar essas substâncias e retornar a água (a melhor qualidade possível) para os cursos d'água. Os processos de tratamento de esgoto são formados por uma série de operações unitárias, com eficiências distintas, que são empregadas para remoção de substâncias indesejáveis ou para transformação destas substâncias em outras de forma aceitável (BRASIL, 2009).

De acordo com von Sperling (2014) o tratamento do esgoto pode ser classificado em níveis de eficiência como: preliminar (remoção dos sólidos grosseiros); primário (remoção de sólidos sedimentáveis e parte da matéria orgânica), sendo que ambos predominam mecanismos físicos; secundário (mecanismos biológicos, com remoção de matéria orgânica e nutrientes) e terciário (remoção de poluentes específicos). Ao longo do processo de tratamento tem-se a fase líquida, que é o fluxo do líquido na estação, e o subproduto sólido gerado no tratamento, que pode ser considerado como fase sólida (o lodo) apesar do elevado teor de umidade. Os principais sistemas de tratamento de esgoto no nível secundário são: lagoas de estabilização, disposição no solo, sistemas alagados construídos (*Wetlands*), sistemas anaeróbios e sistemas aeróbios.

Dentre os sistemas anaeróbios, destacam-se o filtro anaeróbio e o reator anaeróbio de fluxo ascendente. Este também conhecido por Reator Anaeróbio de Manta de Lodo (UASB - *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*), o Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente (RAFA) e o Reator Anaeróbio de Leito Fluidizado (RALF). Nos reatores anaeróbios tem-se como subprodutos gás (composto principalmente por metano e dióxido de carbono) e lodo

(SEGHEZZO et al., 1998; QUASIM, 1999; VON SPERLING e CHERNICHARO, 2005; CHERNICHARO, 2007).

Emissões de biogás de origem antropogênica são uma ameaça para a composição gasosa da atmosfera e contribui para o efeito estufa. Explorações pecuárias, produção de arroz, aterros sanitários e ETEs são importantes fontes de metano. Na maioria das ETE's que utilizam o tratamento anaeróbio, o biogás é liberado para o ambiente, transferindo assim a poluição da água para a atmosfera. Os processos biológicos anaeróbios que podem remover parte do metano antes de ser liberado para o ambiente são considerados tecnologias simples de serem implementadas (NOYOLA, 2006).

O gás gerado por uma ETE pode ser queimado, através do uso de *flares*, ou pode ser recolhido, e após devidamente tratado e utilizado para geração de energia. O lodo resultante do tratamento, após ser submetido a algum tipo de processo de desidratação, pode ter diversos destinos, como, por exemplo, aplicado em áreas agrícolas ou depositado em aterros sanitários.

Stillwell et al. (2010) utilizou dados da Agência Americana de Proteção Ambiental (USEPA) para analisar o potencial de recuperação de energia a partir de estações de tratamento de esgoto por meio da DA com a utilização de biogás e incineração de biossólido. Os autores estimaram uma possível redução do consumo de eletricidade em ETE's. Considerando a conversão energética do biogás gerado somente por DA do tratamento nos EUA a redução de eletricidade variou de 2,6 a 27%. Para o Texas, incorporando a incineração de biossólido, a redução do consumo nas ETE's foi de 4,7 a 83%. As amplas faixas de intervalos apresentadas são devidas a variação no fluxo de esgoto de cada planta, sendo que o limite inferior refere-se a recuperação da energia existente e o limite superior ao uso combinado do biogás mais queima de biossólido.

2.2 Digestão Anaeróbia (DA)

2.2.1 Considerações Gerais

A DA é um processo biológico, no qual um consórcio de diferentes tipos de microrganismos, na ausência de oxigênio molecular (O_2), convertem compostos orgânicos complexos (carboidratos, proteínas e lipídios) em produtos mais simples, tais como, metano e gás carbônico. Outros produtos gerados são água, gás sulfídrico e amônia, além de novas células bacterianas (CHERNICHARO, 1997; CAMPOS, 1999). A DA não atenua algumas características indesejáveis do esgoto, como por exemplo, a presença de organismos patogênicos (COSTA et al., 2014).

Basicamente, a DA da matéria orgânica ocorre por oxidação ou fermentação. Em um ambiente anaeróbio, na oxidação, são dois os aceptores de elétrons: dióxido de carbono (CO_2) e o sulfato (SO_4^{2-}). Na fermentação, há formação do precursor do metano, o acetato ($C_2H_3O_2^-$), por essa razão, é denominada metagênese acetotrófica. Ambos os caminhos resultam na formação do metano e dióxido de carbono em proporções diferentes. Em função das Bactérias Redutoras de Sulfato (BRS), ocorre a formação de gás sulfídrico, cuja proporção será dada em função da relação da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)³ e do sulfato do substrato (BARROS, 2012).

O processo de DA envolve diferentes estágios da interação entre os substratos e as bactérias e pode ser dividido em cinco etapas: hidrólise, acidogênese, acetogênese, metanogênese e sulfetogênese, descritas a seguir:

A) Hidrólise

Nesta etapa, de acordo com Campos (1999), o material particulado é convertido em compostos dissolvidos de menor peso molecular. As exo-enzimas são excretadas pelas bactérias fermentativas, as proteínas são degradadas por meio de (poli)peptídeos para formar aminoácidos. Os carboidratos se transformam em açúcares solúveis e os lipídeos são convertidos em ácidos graxos de longas cadeias de carbono e glicerina.

³ DBO é definida como a quantidade de oxigênio utilizado por uma população mista de microrganismos, sob condições aeróbias, para estabilizar a matéria orgânica (QASIM, 1999). Na $DBO_{5,20}$ o índice 5 indica o dia da análise e o índice 20 refere-se a temperatura na qual o teste foi efetuado. Tem-se dessa forma a DBO padrão ou simplesmente DBO (neste texto ela é equivalente a $DBO_{5,20}$) (VON SPERLING, 2014).

A velocidade de conversão do material orgânico complexo para biogás é limitada pela velocidade da hidrólise, na etapa convencional da digestão da biomassa (CAMPOS, 1999; DONOSO-BRAVO et al., 2009; ZHANG et al., 2014).

Alguns fatores que podem influenciar a taxa e o grau de hidrólise são: temperatura do reator, o tempo de residência, a composição do substrato, o tamanho das partículas e o pH do meio (CHERNICHARO, 1997).

Os resultados das pesquisas desenvolvidas por Donoso-Bravo et al. (2009) mostram que a DA de esgoto é governada pela metanogênese como a etapa limitadora de velocidade.

B) Acidogênese

Os compostos dissolvidos, gerados na hidrólise, são metabolizados nas células das bactérias fermentativas, e após a acidogênese, são excretadas substâncias orgânicas simples, como ácidos graxos voláteis de cadeia curta, álcoois, ácidos orgânicos, cetonas, dióxido de carbono e hidrogênio (DEUBLEIN e STEINHAUSER, 2008).

Na fermentação acidogênica as bactérias são na maioria anaeróbias, porém algumas espécies são facultativas e podem metabolizar material orgânico por via oxidativa, sendo oportuno, pois o oxigênio dissolvido, eventualmente presente, poderia se tornar uma substância tóxica para as arqueas metanogênicas, caso não fosse removido (CAMPOS, 1999).

C) Acetogênese

Nesta etapa os produtos da acidogênese são convertidos em compostos que formam o substrato para a próxima etapa (metanogênese), como acetato, hidrogênio e dióxido de carbono. Aproximadamente 70% da Demanda Química de Oxigênio (DQO) digerida é convertida em ácido acético e o restante é concentrado na formação do hidrogênio (CAMPOS, 1999).

Para Chernicharo (2007) o hidrogênio é consumido através de duas maneiras:

- através das arqueias metanogênicas, que utilizam hidrogênio e dióxido de carbono para produzir metano;

- por meio da formação de ácidos orgânicos, tais como, propiônico e butírico, ácidos estes formados pela reação do hidrogênio com dióxido de carbono, com formação do ácido acético.

D) Metanogênese

De acordo com Chernicharo (1997), Qasim (1999), (Costa et al. (2014) a conversão do acetato e do hidrogênio, gerados pelas duas etapas anteriores, em metano e dióxido de carbono, é realizado por um grupo de microrganismos chamados de arqueas metanogênicas.

As arqueas hidrogenotróficas, que geram metano a partir do hidrogênio, crescem mais rápido do que aquelas que usam o acetato (arqueas acetotróficas ou acetoclásticas), limitando a velocidade do processo de transformação do material orgânico (CAMPOS, 1999).

E) Sulfetogênese

Para Cord-Ruwisch et al. (1987)) outros subprodutos podem ser gerados em ambientes anaeróbios além do biogás. Caso existam oxidantes alternativos, como nitrato e sulfato, pode ocorrer o desenvolvimento de bactérias que usam o catabolismo oxidativo⁴. Em esgotos sanitários o teor de nitrato é baixo, porém o sulfato pode ser elevado. As BRS usam sulfato, sulfito e outros sulfurados disponíveis para gerar sulfeto de hidrogênio.

Campos (1999) cita algumas consequências da ação das BSR: o sulfato oxida material orgânico, que deixa de ser transformado em metano e gera gás sulfídrico, o qual é corrosivo e confere odor desagradável à fase líquida e ao biogás, além de ser tóxico para a metanogênese.

A Figura 2.1 apresenta as principais reações na DA para a geração de metano e gás carbônico.

De acordo com Leitão et al. (2006), os reatores anaeróbios são afetados por mudanças em fatores externos, a amplitude dos efeitos dependem do tipo, magnitude, duração e frequência das alterações. Pode ocorrer diminuição no desempenho e mudanças na produção e composição do biogás. Para temperaturas inferiores a 16°C ocorre uma queda na atividade metanogênica, acumulação de Ácidos Graxos Voláteis (AGV), queda no pH, diminuição da hidrólise e acúmulo de sólidos inertes em suspensão no reator. Um aumento na temperatura

⁴ O nitrato pode ser usado como oxidante, sendo reduzido para nitrogênio molecular, através do processo de desnitrificação (CAMPOS, 1999).

pode aumentar a taxa de decomposição das arqueas metanogênicas para valores superiores a sua taxa de crescimento, deteriorando o desempenho do reator.

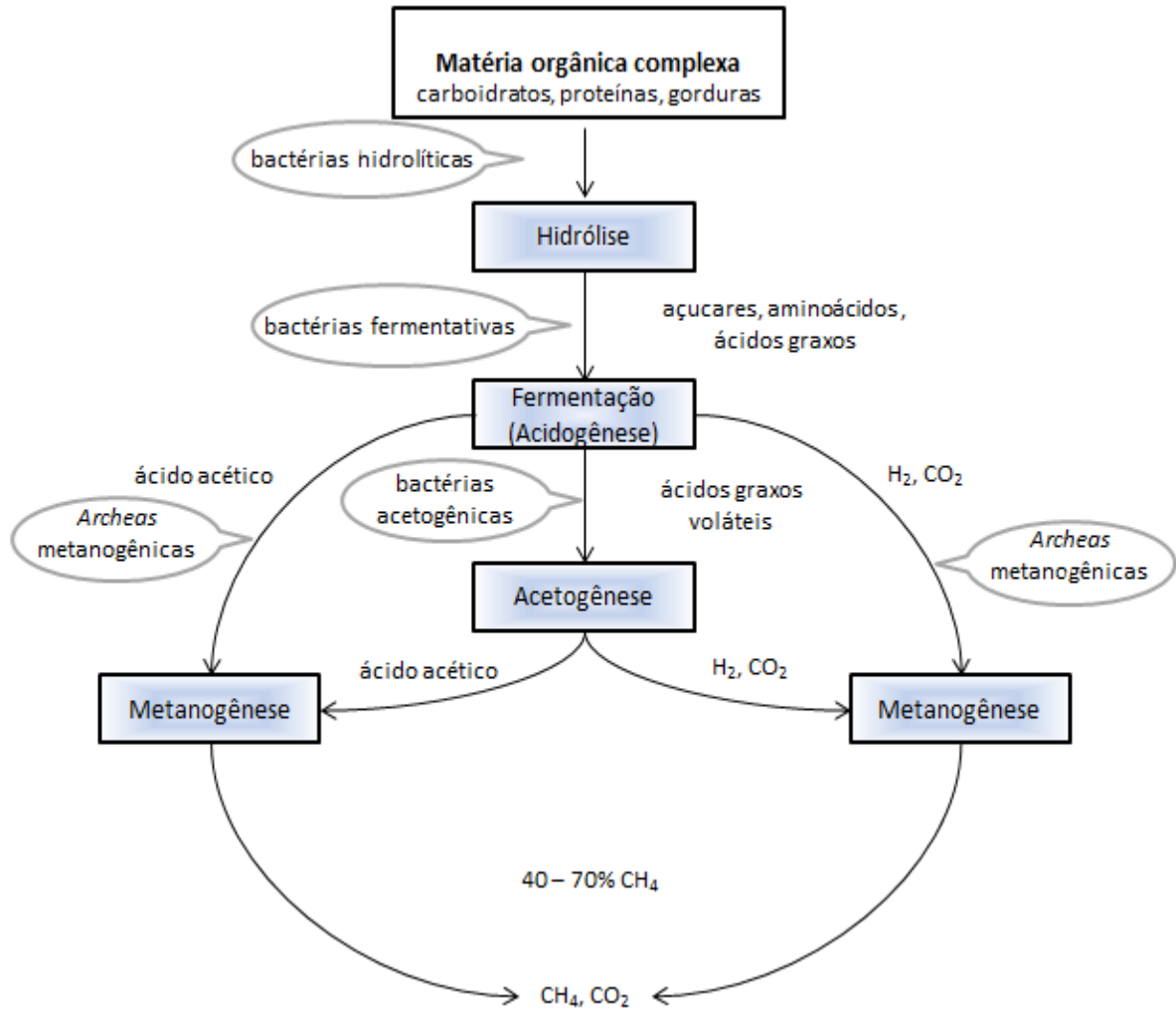


Figura 2.1 - Esquema da transformação sofrida pela matéria orgânica na digestão anaeróbia (LI et al., 2011; BARROS, 2012).

2.2.2 Parâmetros do processo de DA

O tempo de retenção depende do tipo de reator e do tipo de substrato, pode ser tempo de retenção hidráulica (tempo médio que o líquido reside dentro do digestor) e tempo de retenção sólida (tempo médio que a matéria sólida, ou biomassa, reside dentro do digestor). A fração da matéria orgânica degradada aumenta com a elevação do tempo de retenção, entretanto, a produção de metano irá decrescer depois de atingir o ponto ótimo. O processo de digestão

precisa das arqueas metanogênicas que são reproduzidas lentamente. Se a taxa de bactérias que deixam o digestor com o efluente excede a taxa de crescimento, a população dentro do digestor irá ser levada para fora do sistema (RODRIGUEZ, 2011).

Segundo Chernicharo (1997), as pesquisas sobre DA permitiram desenvolver “sistemas de alta taxa de rendimento”, em que mesmo com altas cargas hidráulicas é possível manter um elevado tempo de retenção de sólidos e um baixo tempo de retenção hidráulica.

A DA como todo processo biológico tem sua produtividade dependente de vários fatores, como: temperatura, pH, razão entre água e sólidos e a razão carbono/nitrogênio, tamanho da partícula sendo digerida, composição do material digerido, tempo de retenção, dentre outros. Tais parâmetros são relevantes de ser monitorados em ambientes para os quais se deseja aproveitar o biogás, visando a um melhor rendimento em sua produção, maximização, ou maior geração percentual de metano e menor produção de gases, como vapor de água, por exemplo, (BARROS, 2012). Alguns desses parâmetros merecem ser apresentados:

- Temperatura: É um dos fatores mais importantes. As bactérias anaeróbias e arqueas metanogênicas sobrevivam em temperaturas extremas e a formação microbiana do metano pode ocorrer entre 0° a 97°C. Porém, os intervalos considerados ótimos são de 30 a 35°C (faixa mesófila) e de 50 a 55°C (faixa termófila) (CHERNICHARO, 1997). As reações do processo termofílico são mais rápidas que do mesofílico, porém necessitam de mais energia para serem mantidas, além de um cuidado ainda maior com as condições ambientais (CEMIG, 2012).
- Valores de pH: A faixa de pH ótimo para o crescimento de microrganismos produtores de metano está compreendida entre 6,6 e 7,4, para Chernicharo (1997) e 6,7 e 7,5 para Deublein e Steinhauser (2008). Pode-se conseguir estabilidade na formação de metano em uma faixa mais ampla: 6,0 a 8,0, sendo que valores abaixo de 6,0 e acima de 8,3 podem inibir por completo os microrganismos formadores de metano (CHERNICHARO, 1997).
- Proporção Carbono/Nitrogênio (C/N): Li et al. (2011) recomendam a operação do reator com uma proporção de C/N no intervalo de 20/1 a 30/1, com uma relação ótima de 25/1 para o crescimento de bactérias anaeróbias. De acordo com Yen e Chi (2007) altas concentrações de Nitrogênio Amonical Total (TAN) e Ácidos Graxos Voláteis (AGV), presentes em função de uma inadequada relação C/N, irão diminuir a

atividade metanogênica, podendo levar ao insucesso da DA. Substratos com uma proporção de C/N muito baixo resultam em maior produção de amônia e inibição da produção de metano (DEUBLEIN e STEINHAUSER, 2008).

- Metais pesados: De acordo com Deublein e Steinhauser (2008) os metais pesados, que atuam como traços, em concentrações baixas, estimulando a atividade das bactérias, podem ter efeitos tóxicos em concentrações mais elevadas. As Tabelas A.1 e A.2 (no Anexo A) apresentam parâmetros para alguns elementos, sendo que a inibição depende se os metais estão presentes como íons ou como carbonatos.

De acordo com Chernicharo (1997) elementos e compostos tóxicos, como cromo, cromatos, níquel, cobre, arsênio e cianeto, dentre outros, são classificados como toxinas inorgânicas altamente tóxicas. Em particular cobre, zinco e níquel em estado solúvel, mesmo em baixas concentrações, são tóxicos ao tratamento anaeróbio.

2.2.3 Testes de potencial de geração de metano

Chernicharo (1997) indica que para a biomassa possa ser preservada e monitorada, nos processos anaeróbios de alta taxa, faz-se necessário o desenvolvimento de técnicas de avaliação de atividade microbiana de reatores anaeróbios (arqueas metanogênicas).

De acordo com Aquino et al. (2007) e Chernicharo (1997) para avaliar esta atividade microbiana anaeróbia foram propostos diversos métodos, a partir da caracterização da Atividade Metanogênica Específica (AME), que pode ser definida como a capacidade máxima de produção de metano por um consórcio de microrganismos anaeróbios, em condições controladas, ou seja, identifica a máxima conversão de substratos orgânicos a metano (como o metano é insolúvel em água, ele escapa facilmente da fase líquida).

Chernicharo (1997) apresenta que de uma maneira geral, apesar de várias pesquisas nessa área, existindo métodos mais sofisticados (utilização de cromatógrafos a gás e/ou respirômetros interfaciados com microcomputadores) e mais simples (purificação do metano do biogás, seguido da determinação do volume). Como não existe uma padronização, os resultados obtidos servem como base relativa de comparação. Aquino et al. (2007)

apresentam uma revisão sobre os diferentes protocolos para a determinação da AME de lodos anaeróbios.

A AME do lodo pode ser feita a partir da inclinação do trecho da curva de produção de metano (trecho de inclinação máxima). Esta inclinação fornece a taxa de produção de metano (em ml CH₄/dia) que dividida pela quantidade inicial de biomassa presente no frasco de reação (em g SV) resulta no valor da AME (CHERNICHARO, 1997). A Figura 2.2 apresenta um exemplo de determinação da AME.

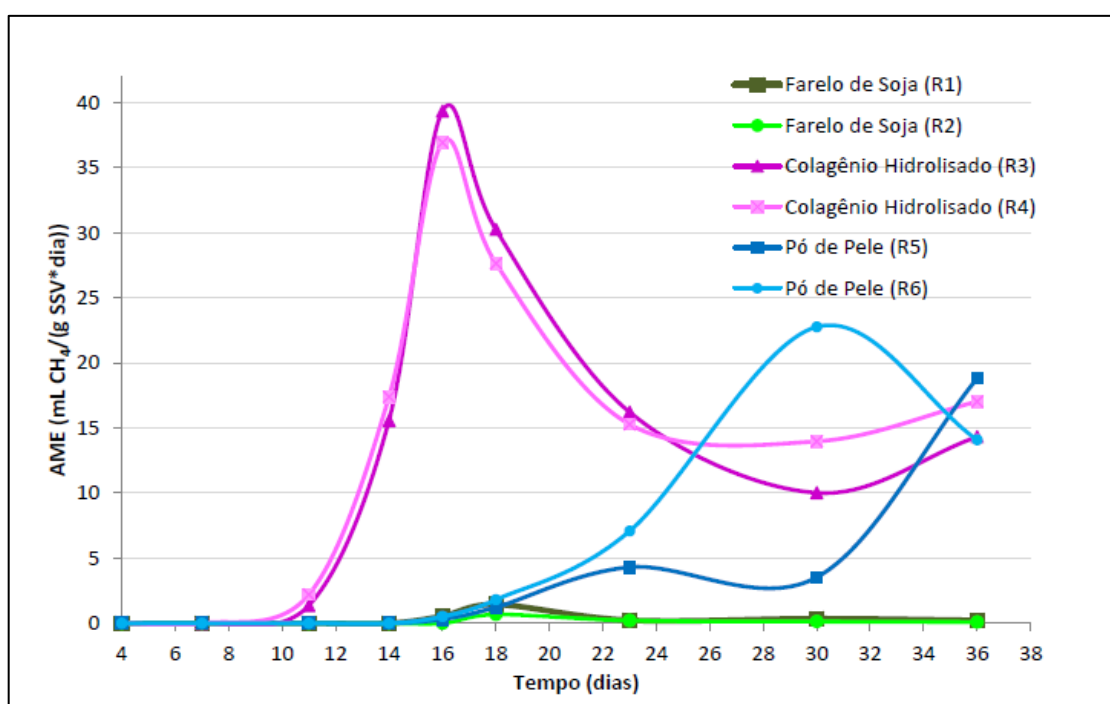


Figura 2.2 - Perfil de AME, utilizando variados substratos e como inóculo lodo biológico proveniente do tratamento de efluentes de curtume (BRACK, 2012).

Brack (2012) executou o teste AME utilizando os seguintes substratos: farelo de soja, colagênio hidrolisado⁵ e pó de pele⁶ e, como inóculo, lodo biológico proveniente do tratamento de efluentes de curtume. O gráfico da Figura 2.2 apresenta os resultados dos testes obtidos. A metanogênese nos reatores com colagênio teve seu início em menor tempo e com maior intensidade, enquanto que nos reatores com pele, verifica-se um atraso para que a

⁵ O colagênio é a principal proteína que compõe a derme animal, sendo o couro um produto derivado do colagênio. (Brack, 2012)

⁶ O pó de pele foi obtido a partir de peles cruas de animais que foram intensamente lavadas, cortadas, descarnada e divididas, depois são lavadas com água destilada, curtidas ao cromo e moidas (Brack, 2012).

metanogênese começasse significativamente (devido à dificuldade dos microrganismos em atingirem as moléculas estabilizadas de proteínas).

O conhecimento da AME do lodo de determinado reator permite estabelecer a capacidade máxima de remoção de DQO da fase líquida, e por isso permite estimar a carga orgânica máxima que pode ser aplicada, com minimização do risco do desbalanceamento do processo anaeróbio (Chernicharo, 1997). A AME permite:

- avaliar o comportamento da biomassa sob o efeito de compostos inibidores;
- determinar a toxicidade relativa de compostos químicos presentes em efluentes líquidos e resíduos sólidos;
- estabelecer o grau de degradabilidade de diversos substratos;
- monitorar as mudanças de atividade do lodo, devido a uma possível acumulação de materiais inertes, após longos períodos de operação dos reatores;
- determinar a massa mínima de lodo anaeróbio a ser mantida no reator, para a remoção de determinada carga orgânica aplicada;
- para avaliar parâmetros cinéticos.

Rodriguez (2011) realizou testes para obter a biodegradabilidade anaeróbia de lodo de ETE visando a quantificação da capacidade máxima de produção de metano. A Figura 2.3(a) apresenta imagens do experimento e a Figura 2.3(b) apresenta o esquema utilizado, dividido em quatro unidades: na unidade “A” os reatores foram colocados em um banho-maria termostático, sendo que em cada reator havia uma pequena quantidade de substrato (lodo primário retirado de duas ETE’s: *Hammarby Sjöstadverket* e *Henriksdal*) e inóculo (lodo fresco coletado do reator de *Hammarby Sjöstadverket*), com temperatura controlada e com um agitador rotativo, responsável por um processo de mistura lenta. O biogás produzido em cada reator foi encaminhado para a próxima unidade. Na unidade “B”, o CO₂ e o H₂S foram removidos por reações químicas (os frascos continham uma solução de NaOH). Na unidade “C” mediu-se o volume de CH₄, através de um dispositivo de medida de fluxo de gás, o qual enviava um sinal para a unidade “D” que registrava os dados.

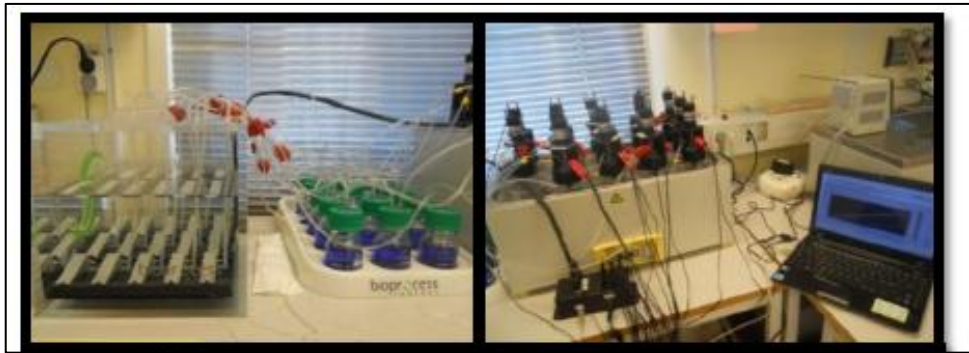


Figura 2.3(a): Teste do Potencial Bioquímico de Metano (RODRIGUEZ, 2011).

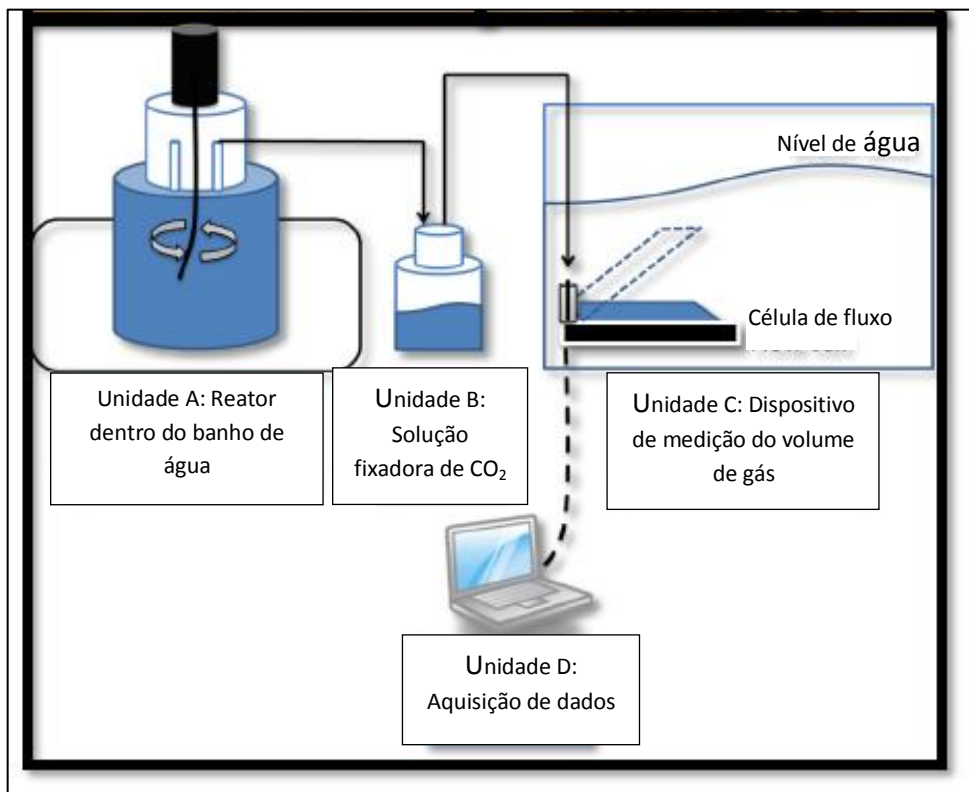


Figura 2.3(b): Esquema do teste do Potencial Bioquímico de Metano (RODRIGUEZ, 2011).

Para Robins (2012) e Rodriguez (2011), o grau de degradação biológica nos reatores anaeróbios pode ser medido com base na redução dos Sólidos Voláteis (SV) após o processo de digestão anaeróbia. A Redução dos Sólidos Voláteis (RSV) pode ser calculada pela equação do balanço da massa, apresentada e por Bhattacharya et al. (1996), Equação 2.1

$$RSV_t(\%) = \frac{SV_{entrada} - SV_{saída}}{SV_{entrada}} \times 100 \quad (2.1)$$

De acordo com Hidaka et al. (2013) a produção total de gás pode ser estimada a partir da porcentagem de RSV e a remoção de DQO pode ser utilizado para avaliar o desempenho da conversão em metano.

2.3 Lodo

De acordo com von Sperling (2014), o termo “lodo” tem sido usado para qualificar os subprodutos do tratamento de esgoto. Nos processos biológicos de tratamento, o lodo secundário, formado principalmente de sólidos biológicos, também é chamado de biossólido.

O Poder Calorífico (PC)⁷ do lodo foi calculado por Lee e Santos (2011) a partir das porcentagens de carbono e hidrogênios presentes em amostras de lodo seco (com 20% de umidade) das ETE's Jardim das Flores em Rio Claro e Barão Geraldo em Campinas. Os autores obtiveram como valor médio de PC equivalente a 16MJ/kg.

Nozela (2014) analisou o lodo de esgoto da ETE Araraquara (tratamento do esgoto através de lagoas de aeração seguida de lagoas de sedimentação), verificando que o biossólido, gerado pelo processo de desaguamento e secagem térmica do lodo, apresenta 48,7% de matéria orgânica e um PCS de 12,12 MJ/kg (teórico), além de possuir concentrações reduzidas de metais Cd, Cu, Cr, Fe, Mn, Ni e Zn, conforme especificado pela legislação vigente no país para uso agrícola de lodo.

Para caracterizar o lodo pode-se usar a relação entre o teor de sólidos e de umidade (Equação 2.2.), e a concentração de sólidos secos. De acordo com von Sperling (2014) a umidade influencia nas propriedades mecânicas do lodo (no manuseio e na disposição final). Os sólidos secos são equivalentes a Sólidos Totais (ST), no caso dos lodos, os quais são referentes às amostras que passaram pela estufa a 100° C. A concentração de sólidos secos exclui o peso da água presente no lodo.

$$Umidade (\%) = 100 - Sólidos Secos (\%) \quad (2.2)$$

⁷ O poder calorífico corresponde à energia liberada na forma de calor após a combustão completa de um material combustível. O Poder Calorífico Inferior (PCI) expressa a geração de energia, não se considerando o calor latente de condensação do vapor de água dos produtos da combustão, e o Poder Calorífico Superior (PCS), quando o calor latente é incluído. A determinação deste parâmetro pode ser teórica, através do conhecimento da análise elementar ou imediata do combustível ou por meio experimental, com o uso de bomba calorimétrica.

A Tabela 2.1 apresenta valores típicos para a produção de lodo líquido (a ser tratado) e lodo desidratado (a ser disposto em aterro ou reutilizado) provenientes de reatores UASB:

Tabela 2.1 – Características gerais de lodo a ser tratado e a ser disposto provenientes de reatores UASB (VON SPERLING e CHERNICHARO, 2005).

	Lodo líquido	Lodo desidratado
Porcentagem de sólidos secos (%)	3-6	20-45
Massa de lodo (gSS/hab.d)	12-18	12-18
Volume de lodo ⁸ (l/hab.d)	0,2-0,6	0,03 -0,09

2.3.1 Classificação do lodo

Segundo Rodriguez (2011); von Sperling (2014); El-Hadj (2006) e Santos (2003) os lodos são classificados em:

- Lodo primário: gerado após o tratamento primário, geralmente processo físico ou químico que retém as partículas em suspensão, grandes e ou densas (sólidos, gorduras e espuma). Esta etapa do tratamento remove 50-70 % de sólidos em suspensão com um baixo nível de teor de SV (de 55 a 60 %). Este tipo de lodo fermenta muito facilmente.
- Lodo secundário/lodo biológico/lodo excedente/biossólido/lodo ativado: é gerado a partir do tratamento biológico das águas residuais, ele contém uma mistura de microrganismos vivos, principalmente bactérias, que decompõe o material orgânico e contaminantes que permanecem após o tratamento primário.
- Lodo misto é uma combinação dos lodos primários e secundários que podem ser misturados antes do tratamento do lodo.
- Lodo digerido é lodo secundário ou misto, que passou por um processo de estabilização biológica, chamado digestão. Esta digestão pode ser feita sob diferentes temperaturas (mesófila ou termófila) e em condições aeróbias ou anaeróbias. Lodo

⁸ Onde o volume de lodo, em litros, por habitante dia, foi calculado em função da massa de lodo pela porcentagem de SS multiplicado por (100/1000), assumindo a densidade de 1000 kg/m³.

digerido apresenta odor, massa e quantidade de patógenos reduzidos e é mais facilmente desidratado.

- Lodo químico: contém em sua composição produtos químicos proveniente de sistemas de tratamento que incorporam uma etapa físico-química para melhorar o desempenho do decantador primário ou para dar um polimento ao efluente secundário.

2.3.2 Formas de destinação do lodo

Existem vários modos de disposição dos lodos citados pela literatura, os mais usados são: uso agrícola, aterro sanitário, incineração e disposição oceânica, (DEUBLEIN e STEINHAUSER, 2008; RODRIGUEZ, 2011; SANTOS, 2003; AWKO, 2008; NOZELA, 2014). Além destes, Fytli e Zabaniotou (2008) apresenta uma revisão das tendências usadas na Europa para tratamento dos lodos, com enfoque nos processos térmicos (pirólise, oxidação úmida, gaseificação) e na fabricação de cimento (como combustível). Na última década, outras opções de destinação dos lodos foram sugeridas por meio de pesquisas, como na produção de biodiesel (KWON et al. 2012; KWON, 2013) e misturado a cimento (CYR et al., 2007). Lundin et al. (2004) apresentam opções para reciclagem ou disposição dos lodos, além do uso agrícola e da incineração, a incineração combinada com a recuperação de fósforo e o fracionamento com recuperação de fósforo, sendo que estas duas últimas apresentaram potencial de conciliar os aspectos ambientais e econômicos.

Independentemente do tipo de lodo gerado faz-se necessário tratar e descartar o mesmo de modo ambientalmente correto de acordo com a Lei 12.305/10, que instituiu a PNRS no Brasil (BRASIL, 2010b) para minimizar os impactos.

Dependendo da etapa que é gerado o lodo têm-se diferentes teores de sólidos e teores de umidade do lodo, ressalta-se que o teor de umidade tem grande influência no volume a ser manuseado.

Von Sperling (2014) apresenta as etapas do gerenciamento dos lodos, preparando-o para a disposição final:

- adensamento ou espessamento: processo físico de concentração de sólidos, com redução da umidade e do volume;
- estabilização: processo biológico de remoção da matéria orgânica, com redução de SV e diminuição de odores;
- condicionamento: preparação do lodo, por meio da adição de produtos químicos (coagulantes ou polieletrólitos), para aumentar sua aptidão ao desaguamento e melhorar a captura de sólidos nos sistemas de desidratação do lodo;
- desaguamento ou desidratação: remoção de umidade e volume, pode ser realizada por métodos naturais ou mecânicos. Esta etapa tem impacto importante nos custos de transporte e destino final;
- higienização (inativação de organismos patogênicos): faz-se necessária quando o destino for à reciclagem agrícola, pois os processos de digestão aeróbia e DA, geralmente, não reduzem o nível de patógenos a patamares aceitáveis. No Brasil a Resolução CONAMA 375/2006 (CONAMA, 2006) define os critérios e os procedimentos para o uso do lodo em áreas agrícolas;
- disposição final: destinação final dos subprodutos.

De acordo com a ABNT NBR 10.004 (ABNT, 2004), que realiza uma classificação dos resíduos sólidos, os resíduos gerados nas ETE's domésticas, podem, em função da presença ou não de substâncias tóxicas, serem classificados como Resíduos Classe II A – Não inertes, este tipo de resíduo tem a propriedade de biodegradabilidade, combustibilidade ou solubilidade em água.

A Figura 2.4 apresenta esquemas dos processos, normalmente usados, de tratamento e disposição dos lodos, divididos entre as etapas de fase líquida, adensamento, digestão, desidratação, higienização e disposição final, para os tipos de tratamento mais comuns utilizados. Em von Sperling (2014) é apresentado mais informações de cada item.

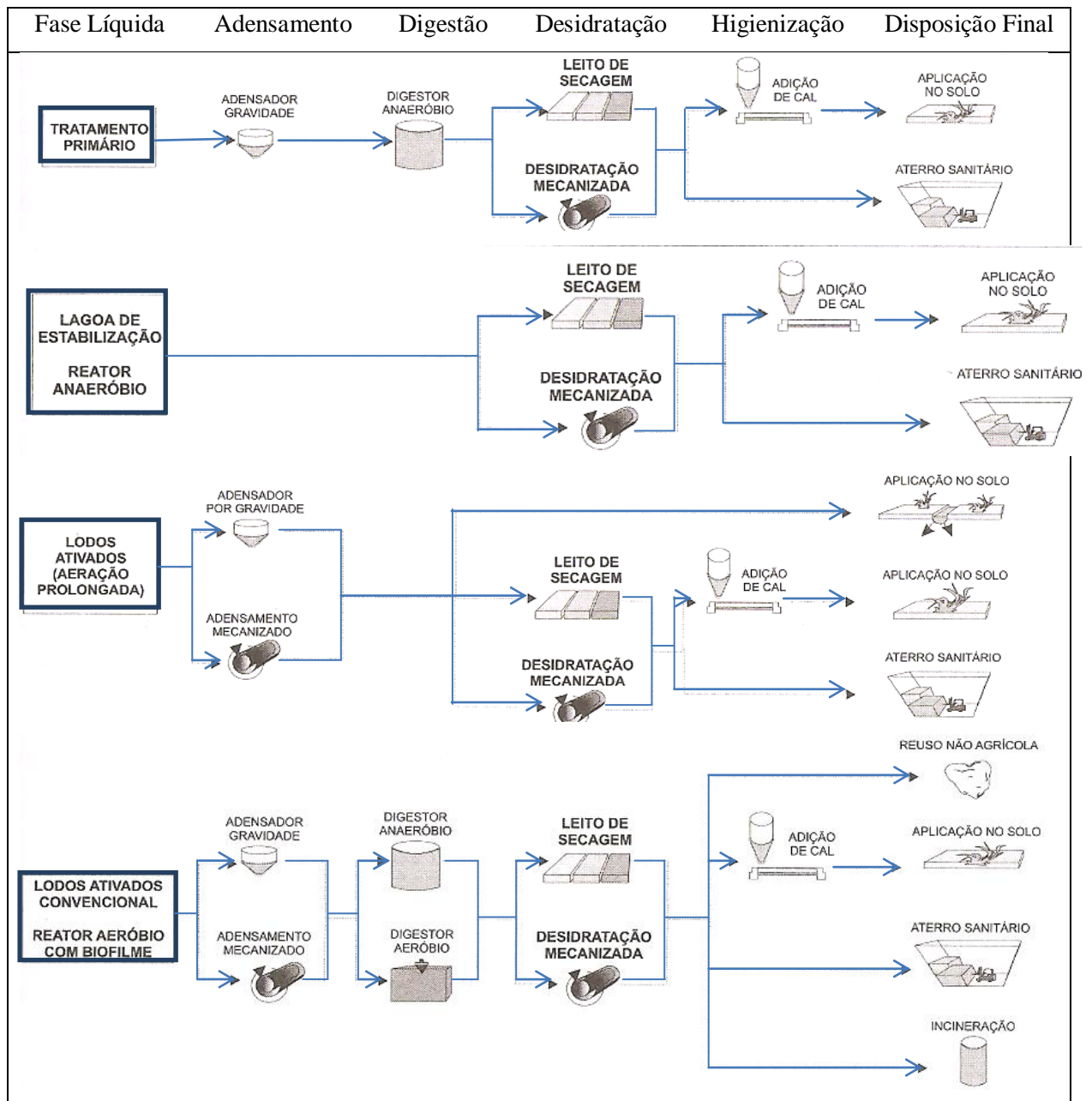


Figura 2.4 - Tratamento e disposição de lodo – Fluxogramas usuais (VON SPERLING, 2014).

As alternativas de disposição final do lodo mais comumente empregadas foram resumidas no Quadro 2.1:

Quadro 2.1 - Vantagens e desvantagens das alternativas de disposição de lodo (LARA et al., 2001⁹ apud VON SPERLING, 2014).

Alternativas de disposição	Vantagens	Desvantagens
Descarga oceânica	- Baixo custo	- Poluição das águas, flora e fauna oceânica
Incineração	- Redução drástica do volume - Esterilização	- Custos elevados - Disposição das cinzas - Poluição atmosférica
Aterro sanitário	- Baixo custo	- Necessidade de grandes áreas - Localização próxima a centros urbanos - Características especiais do solo - Isolamento ambiental - Produção de gases e percolado - Dificuldade de reintegração da área após desativação
“Landfarming” – disposição superficial no solo	- Degradação microbiana de baixo custo - Disposição de grandes volumes por unidade de área	- Acumulo de metais pesados e elementos de difícil decomposição no solo - Dificuldade de reintegração da área após a desativação
Recuperação de áreas degradadas	- Taxas elevadas de aplicação - Resultados positivos sobre a reconstituição do solo e flora	- Odores - Limitações de composição e uso - Contaminação do lençol freático, fauna e flora
Reciclagem agrícola	- Grande disposição de áreas - Efeitos positivos sobre o solo - Solução a longo prazo - Potencial como fertilizante - Resposta positiva das culturas ao uso	- Limitações referentes à composição e a taxas de aplicação - Contaminação do solo com metais - Contaminação de alimentos com elementos tóxicos e organismos patogênicos - Odores desagradáveis

No Brasil a Resolução CONAMA 375/2006 (CONAMA, 2006) estabelece os critérios e procedimentos para o uso, em áreas agrícolas, de lodos de esgoto gerado em estação de

⁹ LARA, A. I., ANDREOLI, C. V., PEGORINI, E. S. **Avaliação dos impactos ambientais e monitoramento da disposição final do lodo.** In ANDREOLI, C. V., VON SPERLING, C. V., FERNANDES, F. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. V. 6. Lodo de esgotos. Tratamento de disposição final. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG. Companhia de Saneamento do Paraná – SANEPAR. 484p. 2001.

tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, visando benefícios à agricultura e evitando riscos à saúde pública e ao ambiente. São apresentados os requisitos mínimos exigidos de qualidade dos lodos, as culturas nas quais os mesmos podem ser aplicadas e como se dá tal aplicação, além disso, estabelece como deve ser o realizado o monitoramento das áreas que recebem os lodos.

A disposição dos lodos em aterros sanitários tem sido a solução adotada por muitas ETE's. Nas pesquisas de Lo et al. (2003), os autores concluíram, por meio de resultados experimentais que amostras de lodo de esgoto desidratado coletadas da ETE de Stonecutters, Hong Kong, são caracterizadas pelo elevado teor em água, elevado conteúdo orgânico, e elevada compressibilidade¹⁰. Além disso, verificaram que se o lodo for depositado com outros resíduos sólidos, comumente encontrados em Hong Kong, a resistência ao cisalhamento do aterro é maior e a compressibilidade é menor no interior das células do aterro sanitário.

De acordo com Santos (2003) o aterro sanitário é operacionalizado pelo confinamento dos resíduos sólidos, na menor área possível, intercalando-os com camadas de terra como cobertura. Se não há interesse nos nutrientes do lodo, este é confinado em células, sofrendo o processo de biodegradação anaeróbia e gerando subprodutos como metano e chorume. Para aterros sanitários exclusivos de lodo, o teor de sólidos deve ser superior a 30% ou termicamente seco. Quando o lodo é misturado a resíduos sólidos, em aterros sanitários, o processo de biodegradação tende a se acelerar, porém, dependendo da quantidade de lodo a vida útil do aterro pode ser diminuída.

O Quadro 2.2 resume os principais benefícios da recuperação do lodo de ETE's. Deve-se destacar as vantagens indiretas, que são representados por: redução dos gastos no transporte do lodo até o destino final; redução das emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE), quando o resíduo não é disposto em aterros sanitários (principalmente quando o biogás gerado é queimado em *flare* ou emitido sem queima). Considerando a redução das emissões, as ETE's podem obter benefícios econômicos e climáticos .

¹⁰ O índice de vazios reduz significativamente durante a consolidação do aterro, o que resulta em elevada compressibilidade.

Quadro 2.2 - Principais possibilidades e benefícios da utilização do lodo gerado em ETE's com fins energéticos (ROSA, 2013).

Benefício direto	Benefício Indireto	Tipo de benefício
Redução do volume de material a ser enviado ao aterro sanitário.	- Redução dos gastos com transporte de lodo ao aterro.	Econômico
	- Redução da geração e emissão de GEE pelo não aterramento e degradação do lodo.	Ambiental/ Climático.
Fonte de energia térmica devido à sua queima	- Potencial de uso em processos de aquecimento e higienização.	Econômico/ Ambiental.
	- Redução do volume de resíduo final.	Econômico/ Ambiental.
Suprimento de eletricidade devido ao uso do vapor e gás de síntese gerado no processamento térmico do lodo	- Redução dos gastos com eletricidade na ETE ou em outras unidades.	Econômico.
	- Agregação de energia renovável na matriz energética brasileira.	Ambiental/ Climático.
Inertização do lodo após tratamento térmico	- Possibilidade do uso do lodo na agricultura, reduzindo a utilização de recursos naturais.	Ambiental/ Econômico.
	- Possibilidade de fomento da agricultura familiar.	Social

Santos (2003) elencou possíveis alternativas de reciclagem dos resíduos sólidos provenientes de ETE's da Região Metropolitana de São Paulo, que não fossem o depósito em aterro sanitário, são elas: a produção de agregado leve para a confecção de argamassa, matéria-prima e energia para a produção de cimento e matéria-prima para a produção de cerâmica.

Kwon et al. (2013) demonstraram que é possível produzir biodiesel usando lipídios extraídos de lodos de esgotos. As análises experimentais realizadas pelos autores usaram como matéria prima amostras de estações de tratamento de esgoto da Coréia do Sul.

A Figura 2.5 apresenta um esquema com os diversos processos de conversão energética para lodo gerado em ETE's, sendo que o principal objetivo das conversões energéticas é a redução da matéria orgânica a CO₂ e H₂O.

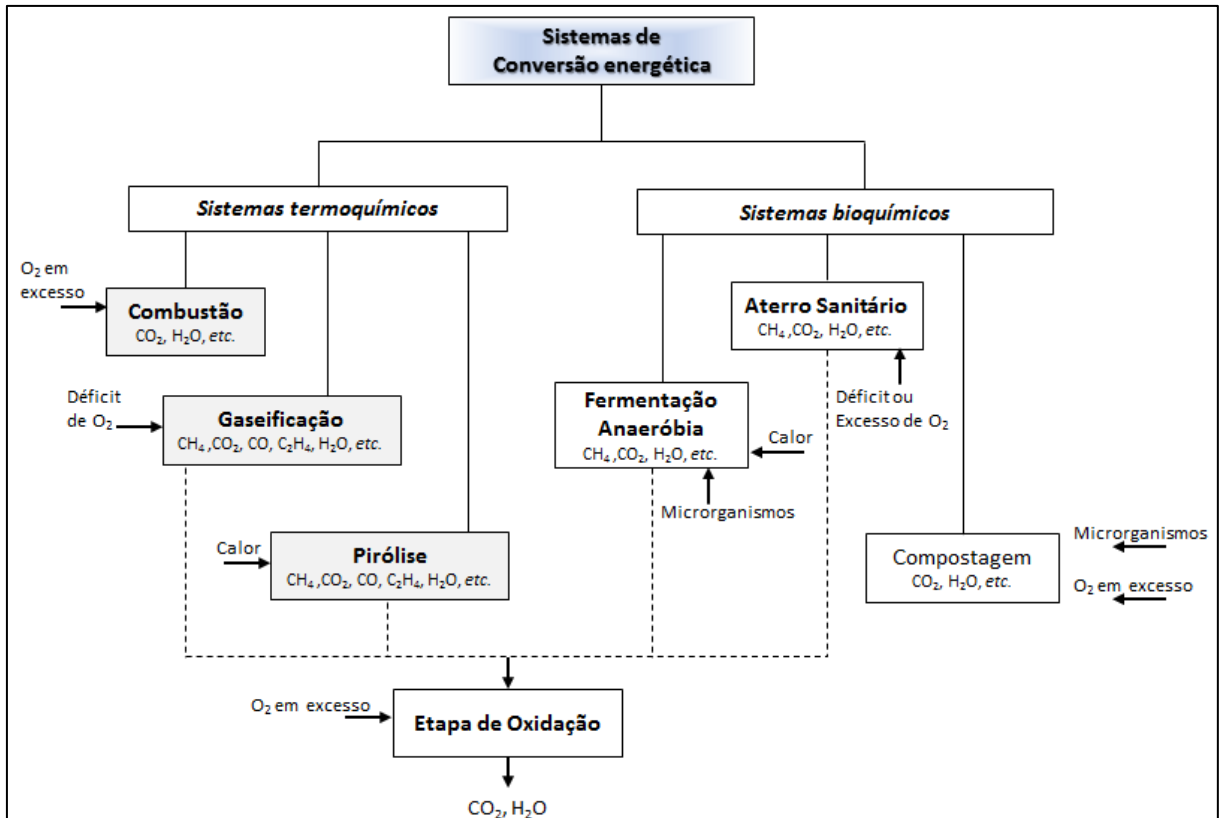


Figura 2.5: Rotas de conversão energética para lodo gerado em ETE's (ROSA, 2013, adaptado de ELIAS, 2009).

Hoffmann et al. (2010) compararam diferentes métodos de caracterização de lodo de esgoto, lodo digerido e cinzas (de lodo de esgoto), observando que a desidratação mecânica ou calcinação afeta o lodo gerado, e conseqüentemente as cinzas. No caso da calcinação verificou-se uma acumulação de fósforo.

Von Sperling e Chernicharo (2005) relataram a abordagem apresentada por Lettinga (1995)¹¹, sobre a necessidade de implementar sistemas de proteção ambiental integrados, que conciliem tratamento de esgoto e recuperação/reutilização dos produtos gerados, através da DA, para lodo de esgoto não digerido, efluentes domésticos e industriais. Considerando, em especial, uma oportunidade de países em desenvolvimento com graves problemas ambientais, falta de recursos e de energia e, com frequência, produção insuficiente de alimentos. O esquema (Figura 2.6) apresenta a sugestão apresentada por Lettinga (1995)¹¹

¹¹ Lettinga, G. (1995). **Anaerobic reactor technology: reactor and process design.** In **International Course on Anaerobic Treatment.** Wageningen Agricultural University/IHE Delft, Wageningen, 17-28 jul. 1995.

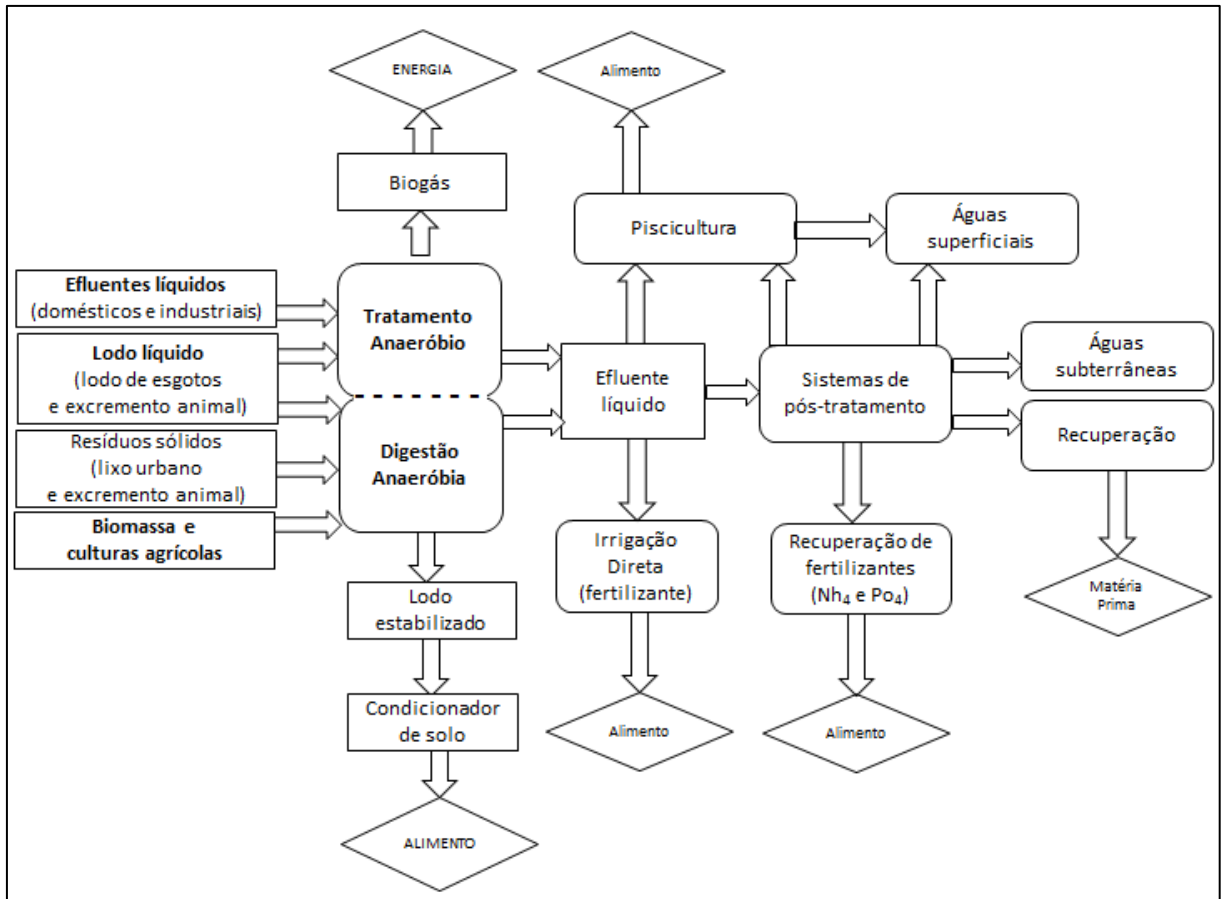


Figura 2.6: Digestão anaeróbia como tecnologia integrada para tratamento de esgoto e recuperação de subprodutos (LETTINGA, 1995¹¹ adaptado por VON SPERLING e CHERNICHARO, 2005).

2.3.3 Panorama brasileiro sobre ETE's e lodo

O Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) publicou em fevereiro de 2016 um relatório contendo o diagnóstico dos serviços de água e esgoto no Brasil para o ano de 2014 (BRASIL, 2016). Em 2014, o SNIS apurou informações sobre esgotamento sanitário referente a 4.030 municípios e uma população urbana de 158,5 milhões de habitantes, com representatividade de 72,4% em relação ao total de municípios e de 92,5% em relação à população urbana do Brasil. Quanto ao tratamento dos esgotos, observa-se que o índice médio do país chega a 40,8% para a estimativa dos esgotos gerados e 70,9% para os esgotos que são coletados. A Tabela 2.2 apresenta uma caracterização dos sistemas de esgoto no Brasil em 2014.

Tabela 2.2 - Caracterização dos sistemas de esgoto analisadas pelo SNIS para 2014 (BRASIL, 2016).

Informação	Valor
População total atendida com esgotamento sanitário (habitante)	98.006.500
Quantidade de ligações de esgoto (unidade)	27.628.416
Quantidade de economias residenciais ativas (unidade)	31.419.324
Extensão da rede de esgoto (km)	270.661
Volume de esgoto coletado (10³ km³)	5.357.051
Volume de esgoto tratado (10³ km³)	3.763.851

O Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) disponibilizou os resultados de uma pesquisa referente à 2008, sobre o sistema de tratamento de esgoto no Brasil, com informações sobre os 5.564 municípios brasileiros¹² (BRASIL, 2010a). A Tabela 2.3 elenca os níveis de tratamento do esgoto adotados e a Figura 2.7 mostra os sistemas de tratamento¹³ adotados pelas ETE's no Brasil.

Tabela 2.3 - Níveis de tratamento de esgoto¹⁴ (BRASIL, 2010a).

Níveis	Quantidades
Preliminar	334
Primário	451
Secundário	906
Terciário	148

¹² Considera-se o município em que pelo menos um distrito (mesmo que apenas parte dele) tem tratamento do esgoto coletado.

¹³ O município pode apresentar mais de um sistema de tratamento do esgoto coletado.

¹⁴ O município pode apresentar mais de um nível de tratamento do esgoto coletado.

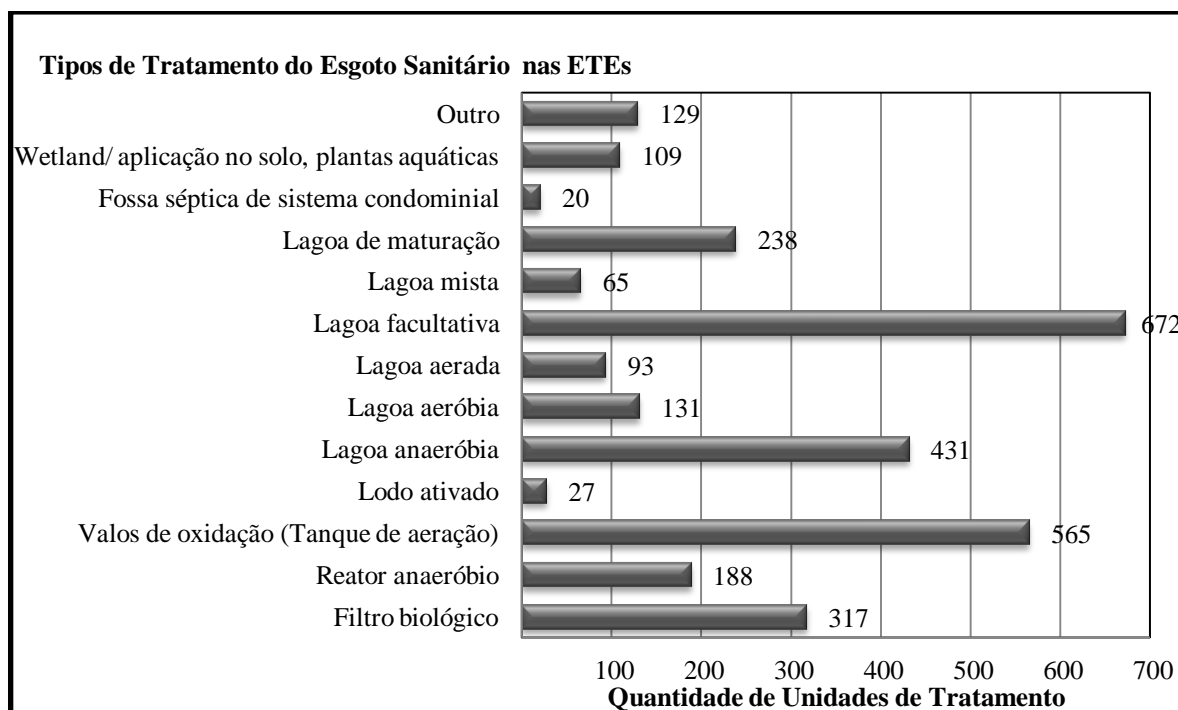


Figura 2.7 - Tipos de tratamento do esgoto no Brasil (BRASIL, 2010a).

Somente 125 municípios adotam o uso direto de efluente¹⁵. Na Figura 2.8 são exibidos os principais usos diretos dos lodos de esgoto pelos municípios brasileiros, sendo possível que cada município possa ter mais de um uso direto do efluente. Para os outros demais 1.388 municípios não existe uso direto do efluente.

A Figura 2.9 apresenta o destino dos lodos gerado pelas ETEs de 1.091 municípios, sendo que em alguns deles os lodos podem ter mais de um destino. Deve-se ressaltar que o reaproveitamento refere-se ao uso dos lodos para fabricação de tijolos, telhas e gesso, ou ainda na agricultura, como fertilizante ou como recompositor da camada superficial do solo.

¹⁵ Uso direto do efluente: Reuso ou reutilização do efluente que é encaminhado diretamente do ponto de descarga até o local do reuso, não sendo descarregado no meio ambiente. O uso direto do efluente classifica-se, quanto ao tipo, em: industrial (refrigeração, alimentação de caldeiras, água de processamento etc.); irrigação (irrigação paisagística de parques, cemitérios, campos de golfe, gramados residenciais etc.); agricultura (irrigação de campos para cultivo); serviços urbanos (lavagem de ruas de veículos, combate à incêndio etc.); aquicultura (utilização da água para criação de animais e plantas aquáticas) (BRASIL, 2010a).

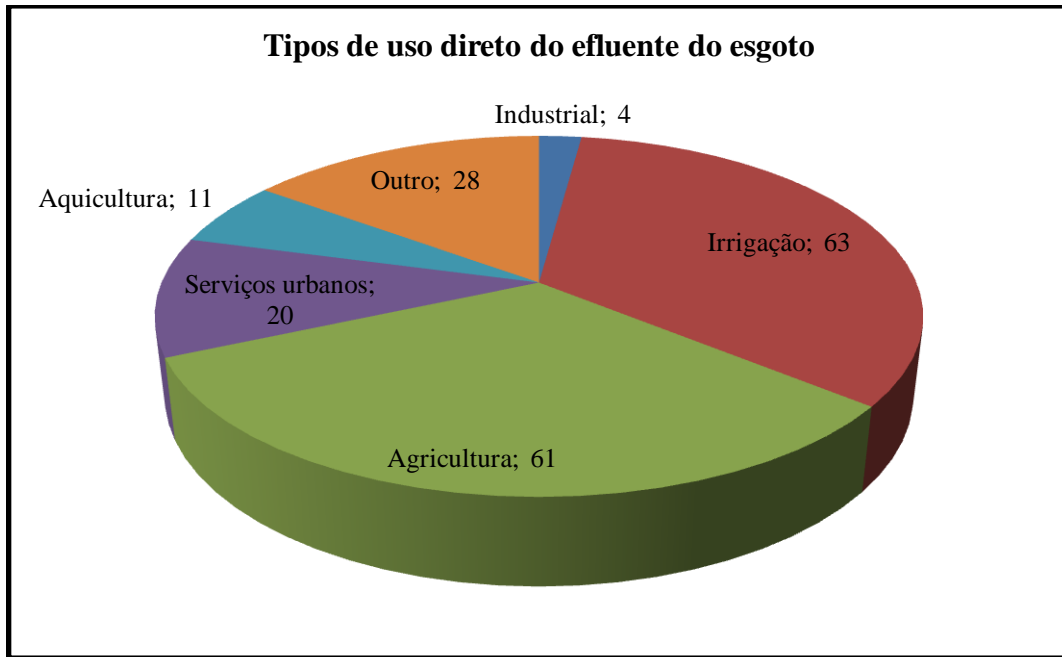


Figura 2.8 – Tipos de usos diretos de efluentes de esgotos adotados em municípios brasileiros (BRASIL, 2010a).

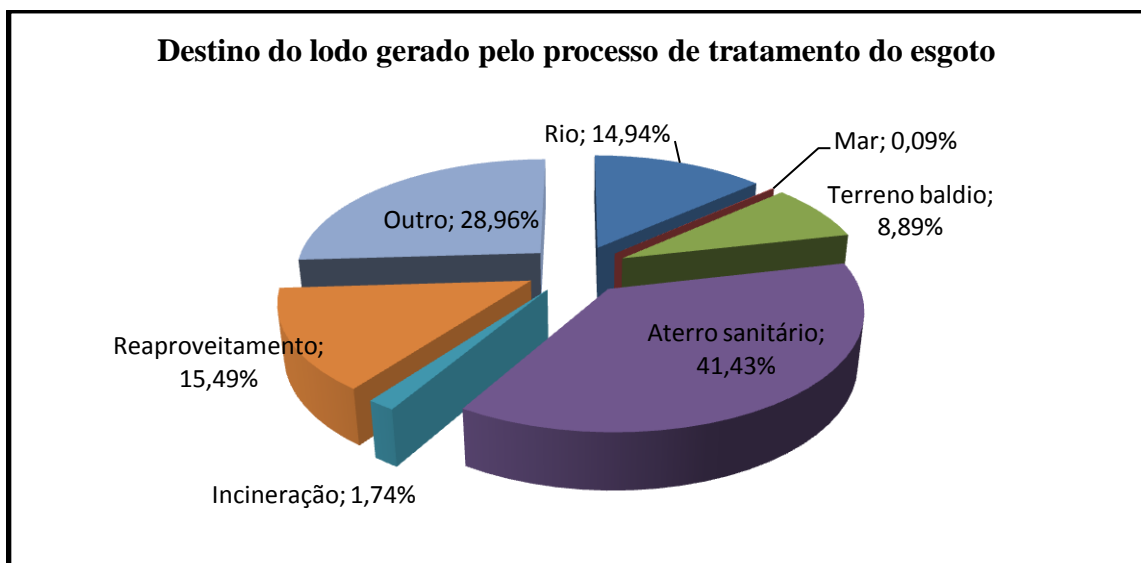


Figura 2.9: Destino do lodo gerado pelo processo de tratamento do esgoto (BRASIL, 2010a).

Nos gráficos anteriores o termo “outros” refere-se a sistemas e destinos não especificados nas pesquisas do IBGE.

As usinas termelétricas em operação, cuja fonte de energia é o biogás, são listadas na Figura 2.10, com as respectivas potências fiscalizadas (BRASIL, 2015b).

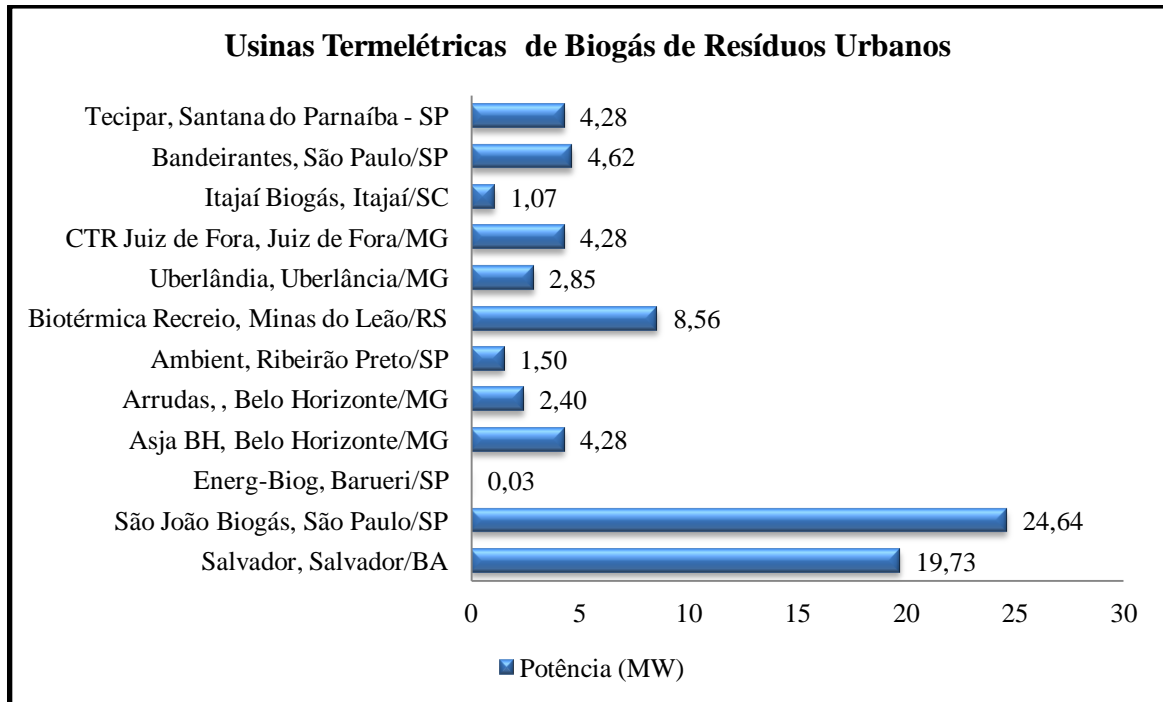


Figura 2.10 - Usinas Termelétricas em operação no Brasil, cujo combustível é biogás gerado a partir de resíduos sólidos (BRASIL, 2015b).

A Agência Nacional de Águas (ANA) está elaborando um atlas brasileiro sobre o tratamento de esgotos domésticos (BRASIL, 2015a), para tanto ETE's de todo o Brasil estão sendo visitadas pelos técnicos da ANA. Dentre as informações levantadas, destacam-se a população atendida, tipos de etapas de tratamento, eficiência do tratamento, vazão afluente à ETE, além do corpo receptor. Até novembro de 2015 foram visitadas 2.188 unidades, os dados referentes a estas unidades, de maneira geral, estão apresentados na Tabela 2.4. A coluna de tratamento refere-se ao principal tipo de tratamento adotado pela planta, podendo, além do citado, conter outros tipos de tratamento. A segunda coluna refere-se às quantidades de ETE's. Os termos Ef informada e Ef adotada referem-se, respectivamente, a média para cada tipo de tratamento, da eficiência do tratamento informada pelo prestador nas consultas (presencial ou por outra forma de contato direto) e Ef adotada é a eficiência, média para cada tipo de tratamento, (a partir de literatura) utilizada nas análises dos técnicos, por conta da falta da informação por parte do prestador e em alguns casos por preferência do próprio. A sigla Qaf é a vazão afluente à ETE, sendo estimada em função da parcela da população atendida com esgoto. (BRASIL, 2015a)

Tabela 2.4 – Perfil dos principais tipos de tratamento adotados pela ETE's no Brasil (BRASIL, 2015a).

Tratamento	Quantidade	Ef Informada	Ef Adotada	Qproj (L/s)	Qaf (L/s)	População Equivalente da ETE
Fossa séptica + Filtro	144	68%	80%	452	526	388.979
Lagoa aerada	113	83%	77%	9.235	6.836	3.653.918
Lagoa anaeróbia	496	79%	71%	17.268	15.351	7.867.759
Lagoa facultativa	281	81%	73%	4.101	4.221	2.495.671
Lodo ativado	241	85%	86%	117.046	41.214	16.788.478
Reator anaeróbio	897	79%	76%	56.082	32.739	18.518.670

2.4 Biogás

O biogás é composto principalmente por metano e dióxido de carbono, e traço de outros gases (H₂S, NH₃, H₂O, NO, O₂, etc.), quando o percentual de metano é maior que 45% é considerado inflamável. A Tabela 2.5 apresenta as principais características do biogás. A Figura 2.11 apresenta um esquema geral do processo de conversão do biogás em energia, obtido a partir da DA de resíduos.

Tabela 2.5: Características gerais do biogás (DEUBLEIN e STEINHAUSER, 2008).

Composição	55-70 % CH ₄ , 30-45% CO ₂ Traço de outros gases
Conteúdo energético	6,0-6,5 kWh/m ³
Combustível equivalente	0,60-0,65 l óleo/m ³ biogás
Temperatura de ignição	650-750 °C
Pressão crítica	75-89 bar
Temperatura crítica	-82,5 °C
Massa específica normal	1,2 kg/m ³
Odor	ovo podre
Massa molar	16,043 kg/mol

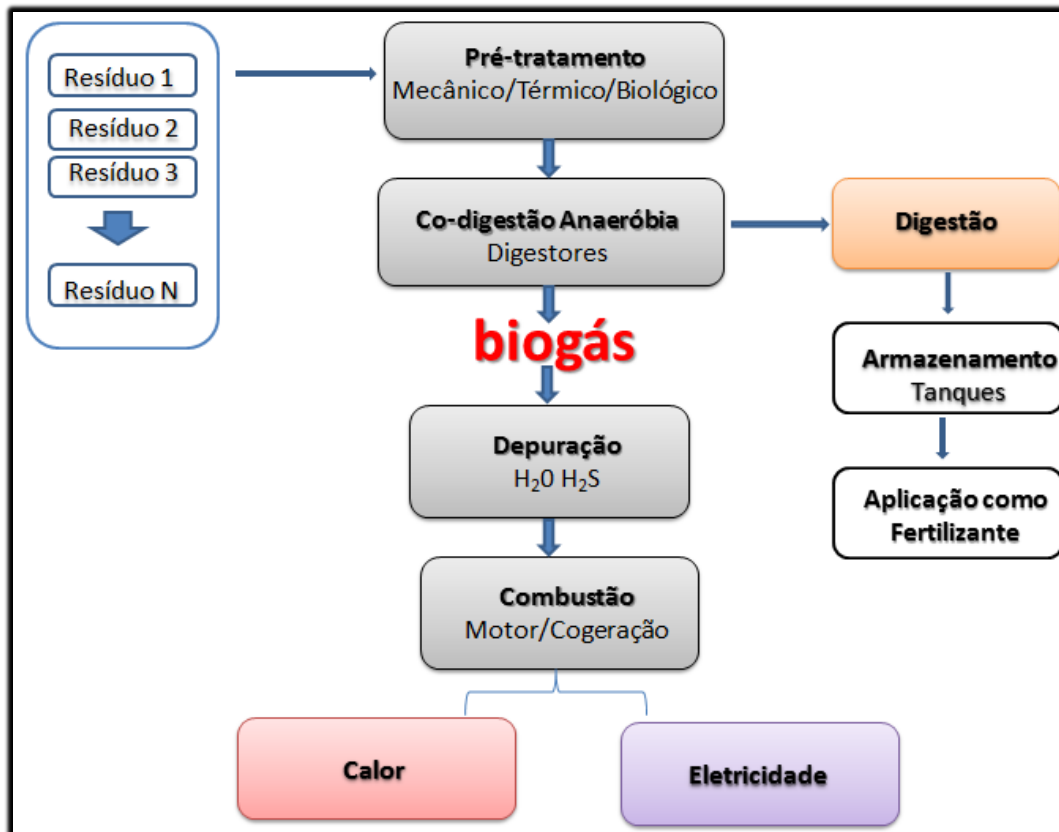


Figura 2.11 - Processo de Conversão Energética de Biogás, gerado a partir da DA de resíduos.

Outro gás que é composto principalmente de metano é o Gás Natural (GN), que difere do biogás principalmente, com relação a sua origem: o primeiro é um combustível fóssil. O GN é considerado uma fonte de energia não renovável, que contém uma porcentagem maior que 70% de metano e apresenta uma composição variável em função do local onde é extraído, processo de produção, condicionamento e transporte.

A Tabela 2.6 mostra a composição de alguns tipos de biogás obtido a partir de ETE's e de aterros. A Tabela 2.7 apresenta as principais impurezas contidas no biogás e seus efeitos.

Tabela 2.6 – Caracterização de biogás de lodo de esgoto e de aterro sanitário (DEUBLEIN e STEINHAUSER, 2008).

Características/composição gases	Fórmula	Unidade	Biogás	
			Gás de lodo de esgoto	Gás de aterro sanitário
Metano	CH ₄	% por volume	65-75	45-55
Dióxido de carbono	CO ₂	% por volume	20-35	25-30
Monóxido de carbono	CO	% por volume	<0,2	<0,2
Nitrogênio	N ₂	% por volume	3,4	10-25
Oxigênio	O	% por volume	0,5	1-5
Hidrogênio	H	% por volume	Traços	0,00
Sulfeto de hidrogênio	H ₂ S	mg/Nm ³	<8000	<8000
Enxofre mercaptano	S	mg/Nm ³	0	n.a.
Amônia	NH ₃	mg/Nm ³	Traço	Traço
Siloxanos	-	mg/Nm ³	<0,1-5,0	<0,1-5,0
Benzeno, tolueno, xileno	-	mg/Nm ³	<0,1-5,0	<0,1-5,0
CFC	-	mg/Nm ³	0	n.a.
Poder calorífico	-	kWh/Nm ³	6,6-8,2	5,0-6,1
Relação com a densidade relativa do ar	d	-	0,9	1,1
Temperatura	T	°C	35-60	0-25

O biogás é um gás agressivo em termos de corrosão, de modo que os equipamentos usados exigem cuidados especiais. Esta característica é em consequência da presença de vestígios de sulfeto de hidrogênio (SALOMON e LORA, 2009), mercaptanas, siloxanos e demais impurezas.

Em 2014, nos EUA, as emissões de metano a partir do tratamento de esgoto doméstico foram na ordem de 9,0 MMt CO₂ eq. (USEPA, 2014). Ao redor de todo mundo, ETE's aproveitam o biogás gerado pelo tratamento de esgoto para gerar energia. No Brasil, têm-se alguns exemplos, como a ETE Arrudas, em Belo Horizonte/MG.

Tabela 2.7: Principais impurezas presentes no biogás (DEUBLEIN e STEINHAUSER, 2008).

Componente	Conteúdo	Efeito
CO₂	25-50% por volume	- Reduz o poder calorífico - Aumenta as propriedades antidetonantes dos motores - Danos às células combustíveis alcalinas
H₂S	0,5% por volume	- Efeito corrosivo em equipamentos e sistemas de tubulações; muitos fabricantes de motores, por conseguinte, definem um limite superior de 0,05% em volume - Emissões de SO ₂ após queimadores ou emissão de H ₂ S com combustão imperfeita, limite superior de 0,1% por volume - Desativa catalisadores
NH₃	0-0,5% por volume	- Emissões de NOx - Aumenta a propriedade antidetonante dos motores
Vapor de água	1-5% por volume	- Causa a corrosão de equipamentos e sistemas de tubulação - Condensados danificam instrumentos e plantas
N₂	0-5% por volume	- Reduz o poder calorífico - Aumenta a propriedade antidetonante dos motores
Siloxanos	0-50 mg/m ³	- Atua como abrasivo e danifica motores

De acordo com Noyola (2006) o tratamento anaeróbico de esgoto municipal não deve ser considerado como um produtor de energia, a menos que um fluxo significativo de águas residuais seja tratado. O rendimento real do metano é menor que o valor teórico (0,35 Nm³/kg DQO removido), sendo que mais de 50% do metano produzido é dissolvido e perdido no efluente. Com uma DQO tão baixa a reutilização às vezes é economicamente inviável, porém o biogás produzido por reatores anaeróbios, se não for utilizado, deve ser queimado ou tratado, para evitar fugas para a atmosfera.

No caso dos aterros sanitários, o digestor é a própria massa de RSU enterrada. O biogás é coletado por tubulações e tratado. É economicamente viável produzir biogás em aterros em casos que o aterro recebe 200 toneladas de resíduo/dia. Uma vez recolhido, o biogás precisa ser limpo de impurezas, como o gás sulfídrico. O gás resultante, composto principalmente de metano, pode ser utilizado na produção de energia em turbinas a gás ou em motores de combustão interna, da mesma forma que o gás natural (CEMIG,2012). A Figura 2.12 apresenta um arranjo de captação de biogás em aterros.

Barros et al. (2014) investigaram o potencial de geração de eletricidade economicamente viável a partir da recuperação do biogás gerado pelos aterros sanitários no Brasil. As simulações realizadas mostraram ser atrativo financeiramente plantas térmicas de biogás para uma população maior que 200.000 habitantes. Para uma população menor, os autores sugerem que o poder público desenvolva políticas para incentivar o uso dessa fonte de energia.

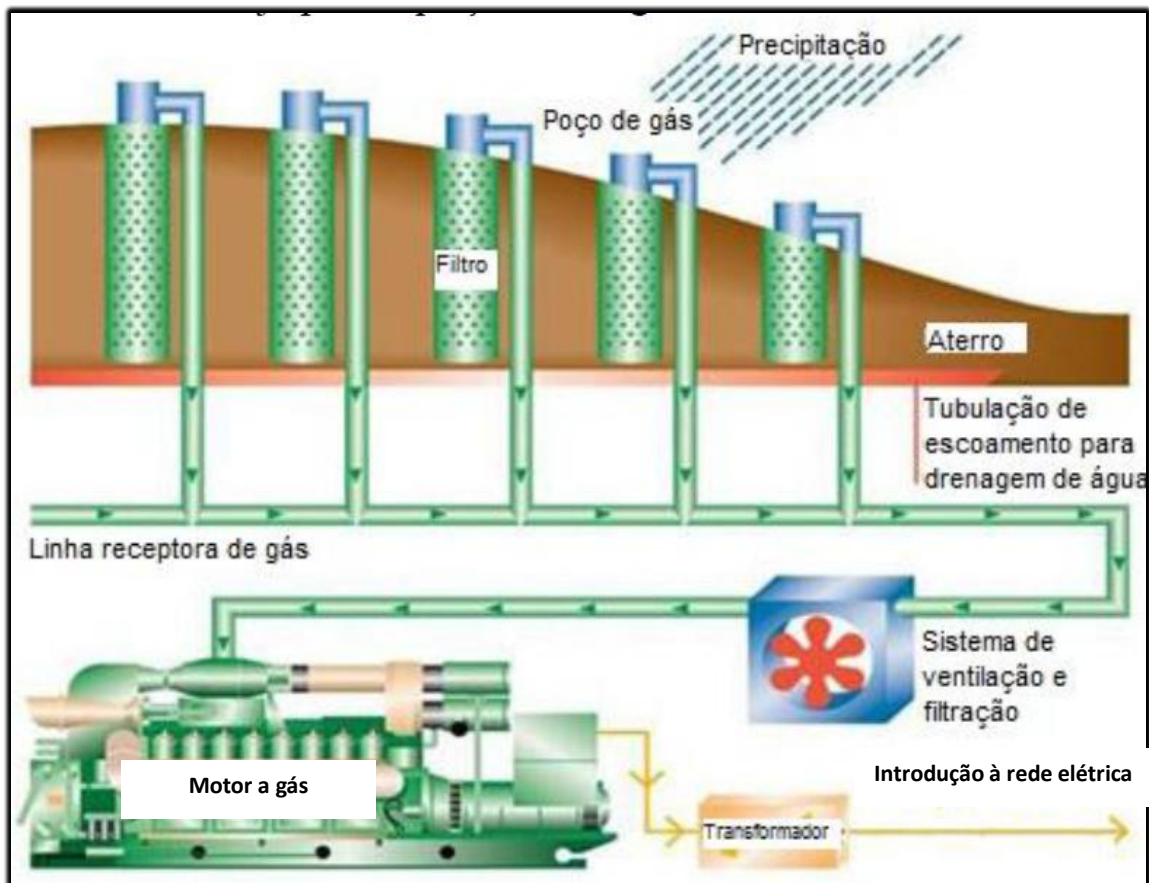


Figura 2.12 - Processo de coleta, purificação e produção de energia por gases de aterros sanitários (CEMIG, 2012).

2.5 Conversão de energia

Costa (2006) apresenta as principais tecnologias de conversão energética com o uso do biogás, no qual a energia química contida em suas moléculas é convertida em energia mecânica por um processo de combustão controlada (valores adequados das relações

ar/combustível), essa energia mecânica ativa um alternador que a converte em energia elétrica. O autor ainda menciona, a queima direta do biogás em caldeiras para cogeração ou geração de energia térmica e novas tecnologias, como a célula à combustível, porém as turbinas a gás e os motores de combustão interna do tipo “ciclo-Otto”, são as tecnologias mais empregadas para a utilização do biogás.

De acordo com Salomon e Lora (2009) a recuperação do biogás gerado por aterros sanitários e ETE's pode contribuir para o aumento da geração de energia e, ao mesmo tempo, possibilitar a redução do impacto ambiental e melhoria das condições da gestão dos resíduos urbanos e esgoto no país.

De acordo com Salomon e Lora (2009), algumas vantagens da produção de energia elétrica a partir do biogás são:

- a produção descentralizada de eletricidade pode ser realizada perto dos locais de consumo, podendo ser produzida a partir de uma fonte renovável que tenha sido tratada como resíduo;
- a possibilidade de renda extra a partir da energia gerada pelo biogás e vendida para as concessionárias de energia;
- a possibilidade de utilizar processos de cogeração;
- a redução nas emissões de metano para a atmosfera, dado que este é um importante gás causador do efeito estufa, gerando créditos de carbono e redução de odores, etc.

A metodologia adotada por Salomon e Lora (2009) para determinar a quantidade anual de energia elétrica possível de ser gerada por biogás compreende a avaliação do potencial energético dos diferentes resíduos orgânicos, com base na quantidade que cada um deles é gerado no Brasil. Para tanto, a quantidade anual de produção de biogás é multiplicada pelo seu poder calorífico e pela eficiência média do gerador.

Os mesmos autores ainda utilizaram a fórmula do IPCC para determinar o potencial de produção de metano oriundo da DA do esgoto doméstico, de acordo com a Equação 2.3.

$$PPM_{ETE's} (Gg CH_4 ano^{-1}) = Pop_{urb} \times DBO_5 \times FET \times FCM \times MFEM - R \quad (2.3)$$

Onde:

Pop_{urb}: população urbana do país (número de habitantes);

DBO₅: taxa de geração de DBO₅ (DBO₅/habitante.ano)

FET: fração do esgoto tratado (fator adimensional)

FCM: fator de correção do metano (fração adimensional)

MFEM: máximo fator de emissão de metano (fração adimensional)

R: Quantidade de metano recuperado (Gg CH₄/ano)

Os autores aplicaram a Equação 2.3 considerando que 10%¹⁶ do esgoto doméstico é tratado através de digestão anaeróbia, e chegaram ao valor de PPM_{ETE's} = 50,04 Gg CH₄/ano. A Tabela 2.8 apresenta um resumo do potencial de geração de eletricidade a partir de resíduos orgânicos no Brasil, em 2005.

Tabela 2.8: Potencial de geração de eletricidade a partir de resíduos orgânicos no Brasil, em 2005 (SALOMON e LORA, 2009).

Resíduos Orgânicos	Geração Anual de Eletricidade (MW) ¹⁷	
	Microturbina de 30 kW (η=27%)	Grupo Gerador de 80 kW (η=29%)
Vinhaça	819,27	879,96
Aterro sanitário	199,59	214,37
ETE	12,74	13,68
Esterco bovino	19,68	21,13
Esterco suíno (somente animais abatidos)	3,56	3,83
Total	1054,84	1132,97

Com os resultados obtidos, os autores concluíram que o potencial de geração de eletricidade de biogás corresponde de 1,16-1,24% do total de eletricidade gerada no país em 2005, que de acordo com o Balanço Energético Nacional (BEN) foi de 90,7 GW.

¹⁶ Levantamentos mais recentes apontam que 40% dos esgotos gerados no Brasil são tratados (VON SPERLING, 2016).

¹⁷ PCI= 20.096 kJ/m³

No BEN 2015 (BEN, 2015), ano base 2014, encontra-se somente os dados referentes a biogás (capacidade instalada de 70 MW), citado como energia primária que se obtém de recursos vegetais e animais, porém não é definida a origem do biogás.

De acordo com as simulações teóricas de Santos (2013), utilizando o programa BIOGÁS: Geração e Uso Energético desenvolvido pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), usinas para conversão energética do biogás obtido por meio de DA implantadas em ETE se torna interessante, para populações maiores que 100.000 habitantes, para empreendimentos que usem o motor de combustão interna do ciclo Otto.

Outra maneira de se estimar a produção de metano a partir da DA é a apresentada por Gervasoni e Cantão (2011), os autores aplicaram três métodos para estimar o potencial de metano e compararam com medições em duas ETE's, e indicaram o método UNFCCC (*United Nations Framework Convention on Climate Change*)¹⁸, considerando o metano dissolvido no efluente tratado como fator de correção. As Equações 2.6 e 2.7 são indicadas pelos autores para o cálculo da produção de metano, em t/ano:

$$P_{CH_4} = 0,02225 \cdot \eta_{REM} \cdot DQO_T \quad (2.6)$$

Onde

P_{CH_4} produção de metano de uma ETE, em t/ano

η_{REM} eficiência de remoção da DQO das águas residuárias, para determinado sistema

DQO_T DQO t/ano

$$DQO_T = Q \cdot S_0 \quad (2.7)$$

Onde

QT vazão de águas residuárias tratadas, em m³/ano

S_0 concentração da demanda química de oxigênio total das águas residuárias, em t/m³

Coelho et al. (2006) utilizaram o biogás gerado pela ETE da SABESP, Barueri/SP, para gerar eletricidade, com o objetivo de avaliar o uso de microturbina/motores a gás para geração em municípios de pequeno porte. Os autores concluíram que para grupos geradores disponíveis

¹⁸ Metodologia desenvolvida pela ONU para avaliação de emissão de CO₂ para projetos de recuperação e utilização do metano produzido pelo tratamento de esgoto, em acordo com o MDL.

no mercado (30 kW) é necessário o volume de biogás resultante do tratamento do esgoto de uma população de 88.000 habitantes.

Rosa (2013) propôs um fluxograma (Figura 2.13) para o aproveitamento do biogás e do lodo em ETE's de pequeno porte ou com baixo potencial energético dos subprodutos, para a realidade brasileira, indicando a secagem térmica do lodo pela queima direta do biogás.

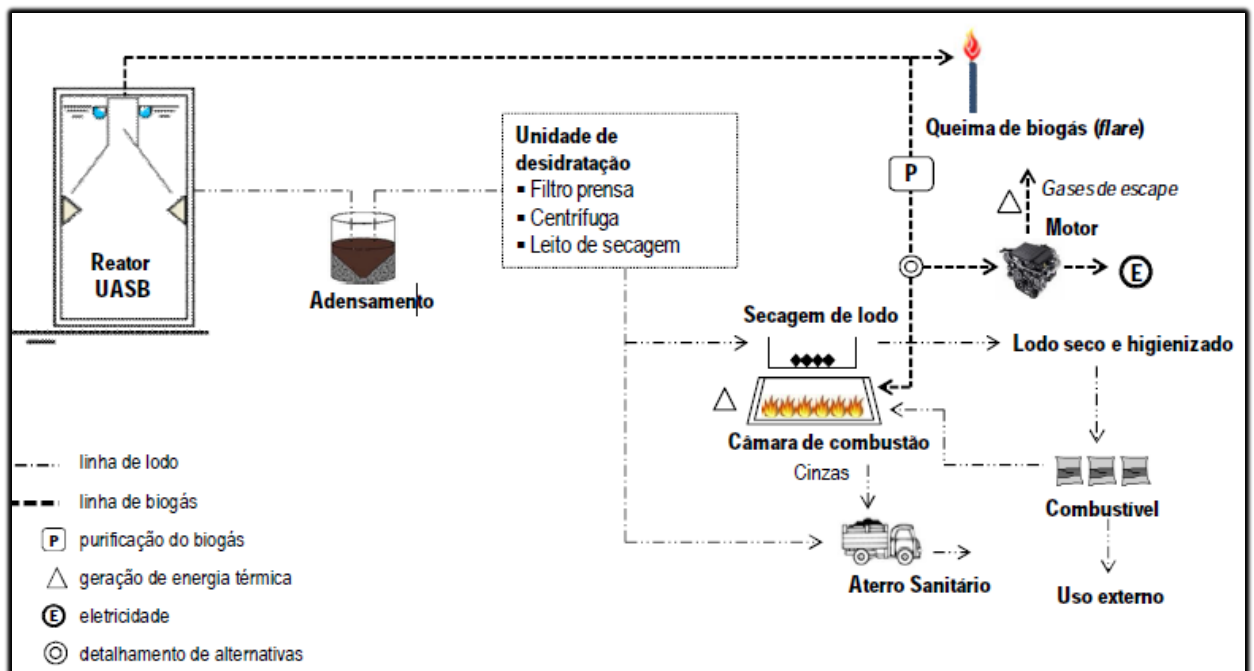


Figura 2.13: Representação esquemática de possível arranjo para aproveitamento energético de biogás e lodo em reatores UASB tratando esgoto doméstico (pequeno porte) (ROSA, 2013).

A energia liberada no processo de combustão normalmente é quantificada pelo poder calorífico do combustível, sendo possível o aproveitamento do calor residual (exaustão) do acionador primário (motor). Este é o princípio básico da cogeração: produção combinada de energia térmica e eletricidade. O calor excedente pode ser aproveitado, por exemplo, em um processo que necessite de baixa qualidade de calor, como ocorre na secagem do lodo, tendo-se assim o aumento no rendimento energético do sistema, para níveis próximos de 80% (CARVALHO e MCQUAY, 2007).

A Tabela 2.9, elaborada por Barros et al. (2014), apresenta valores usados nos cálculos dos custos para a instalação de plantas termoelétricas que usam gás de aterro sanitário.

Tabela 2.9: Valores usados no cálculo dos custos de projetos para instalação de plantas termelétricas que utilizam gás de aterro sanitário (BARROS et al., 2014).

	Estágio	Unidade	Custos *
	Equipamentos para geração de eletricidade – grupo gerador nacional Otto	R\$/kW	1421,62
	Incinerador	R\$/unidade	284.324,04
	Transporte	R\$/m	355,41
	Gasômetro	R\$/m ³	127,95
	Compressão	R\$/m ³ /h	710,81
Tratamento	Purificação, H ₂ S/siloxano	R\$/m ³	0,01
	Purificação, H ₂ O/resfriamento	R\$/m ³	0,01
	Purificação, CO ₂	R\$/m ³	0,01
Coleta	Dreno para coletar biogás no aterro	R\$/unidade	1421,62
	Tubo para transportar o biogás do aterro até a planta	R\$/m	355,41

*custos em reais (R\$) foram ajustados de com acordo com o índice geral de preços de mercado (IGP-M).

SANTOS (2013) destaca que as características de origem do lodo influenciam o comportamento da sua degradação térmica e cita o estudo comparativo realizado por Font et al. (2001)¹⁹ entre combustão e pirólise de lodo de ETE, onde foi observado que para o lodo anaeróbio, a presença de oxigênio (combustão) acelera a decomposição do lodo quando comparada com a pirólise.

Colmenar-Santos et al. (2016) sugere o aproveitamento do biogás de lodo primário e secundário de uma ETE, na qual o tratamento de esgoto é por lodo ativado, utilizando um ciclo combinado com combustão de biogás e recuperação de calor, utilizando um motor *Stirling*.

Rosa (2013) adaptou as principais alternativas para gerenciamento do biogás (considerando o aproveitamento energético do biogás com o lodo) citados pela Agência Internacional de Energia (IEA) (2000)²⁰ e Lobato (2011)²¹, apresentadas pelo Quadro 2.3.

¹⁹ FONT, R.; FULLANA, A.; CONESA, J. A.; LLAVADOR, F. **Analysis of the pyrolysis and combustion of different sewage sludges by TG.** *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis.* v. 58–59, p. 927–941, 2001.

²⁰ IEA. **Energy Statistics.** Disponível em <http://www.iea.org/Textbase/stats/index.asp>. Acesso em 29 mai. 2006.

Quadro 2.3: Principais alternativas para o gerenciamento do biogás (ROSA, 2013; IEA, 2000; LOBATO, 2011).

Alternativa	Tipos/ classificação	Descrição
Combustão direta, sem recuperação de energia.	Queimadores abertos	- O controle de gás é rudimentar, não existe isolamento térmico, a mistura é pobre, o que resulta na combustão incompleta do biogás e perda de calor na queima.
	Queimadores Fechados	- São instalações permanentes, não podendo ser transportadas para outro local. - A combustão ocorre sob condições controladas, garantindo a destruição quase completa do biogás. Os níveis de fumaça, chama e ruído são praticamente imperceptíveis.
Combustão direta, com recuperação de calor	Caldeiras	- Transferência de energia dos gases resultantes de um combustível para a água ou outro fluido de trabalho contido no interior de uma câmara fechada, e expansão do vapor gerado em uma turbina para a geração de trabalho útil.
	Secadores térmicos	- Processo de remoção da umidade. O biogás quando queimado pode ser fonte de energia térmica para o aquecimento de materiais como o lodo, permitindo a secagem térmica.
Geração combinada ou simples de eletricidade e calor	Motores de combustão interna	- Nos motores de combustão interna, a queima de combustível e ar no interior da câmara de combustão gera uma reação exotérmica, com a formação de gases à elevada temperatura e pressão.
	Turbinas (acima de 1000 kWe)	- Equipamento de fluxo contínuo que desenvolve chama estável durante a combustão. Este mecanismo permite a utilização de vários combustíveis e também proporciona uma combustão mais limpa.
	Microturbinas (de 1 a 1000 kWe)	- Os gases aquecidos em alta pressão são expandidos através das pás de uma turbina, fazendo com que esta gire em alta velocidade. O processo é responsável por fornecer a energia necessária para girar o compressor e o gerador elétrico.

²¹ LOBATO, L. C. S. **Aproveitamento energético de biogás gerado em reatores UASB tratando esgoto doméstico.** 173 p. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011.

2.6 Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) do Lodo

De acordo com Awko (2008), a legislação na União Europeia (UE) exige o tratamento do esgoto antes do mesmo ser lançado no corpo d'água, proíbe o descarte do lodo no mar (prática usual até 1998) e estabelece que este resíduo seja reutilizado sempre que possível com o mínimo de impacto ambiental. Os desafios enfrentados pela UE são manter métodos com custos eficazes e ambientalmente seguros para a disposição do substrato e aumentar a confiança do público pela opção escolhida.

O objetivo principal dos estudos de Awko (2008) foi avaliar a eficácia do sistema de gestão de resíduos para o tratamento de lodo na Dinamarca, no município de Aalborg, visando a determinação dos impactos ambientais, de maneira a se definir a melhor opção, e se o sistema pode ser otimizado para melhorar a eficiência. A proposta do autor foi de associar os impactos ambientais às tecnologias de tratamento escolhidas, que seriam analisadas (emissões de gases, de metais pesados e a utilização de recursos e energia), com foco no aquecimento global e nos recursos não-renováveis, acidificação e eutrofização. A ferramenta de cálculo utilizada foi o programa SimaPro® (PRÉ SUSTAINABILITY, 2014).

O SimaPro® (PRÉ SUSTAINABILITY, 2014), é um programa desenvolvido pela *PRé Consultants*, que oferece ferramentas que permitem coletar, analisar e monitorar dos dados de desempenho sustentável dos produtos e serviços de uma empresa, produto ou processo.

De acordo com a NBR ISO 14040 (ABNT, 2014) a ACV é uma metodologia para avaliar aspectos ambientais e impactos potenciais associados a um produto mediante:

- a compilação dos dados dos inventários de entradas e saídas pertinentes de um sistema de produto;
- a avaliação dos impactos ambientais potenciais associados a essas entradas e saídas;
- a interpretação dos resultados das fases de análise de inventário e de avaliação de impactos em relação aos objetivos dos estudos.

A ACV estuda os aspectos ambientais e os impactos potenciais ao longo da vida de um produto (isto é, do “berço ao túmulo”), desde a aquisição da matéria-prima, passando por produção, uso e disposição, ou uma parte da vida. As categorias gerais de impactos

ambientais que necessitam ser consideradas incluem o uso de recursos, a saúde humana e as consequências ecológicas.

As fases de ACV, de acordo com a NBR ISO 14040 (ABNT, 2014) são apresentadas pela Figura 2.14. A série de normas: ISO 14041, ISO 14042 e ISO 14043, foram elaboradas para detalhar os principais tópicos abordados pela ISO 14040.

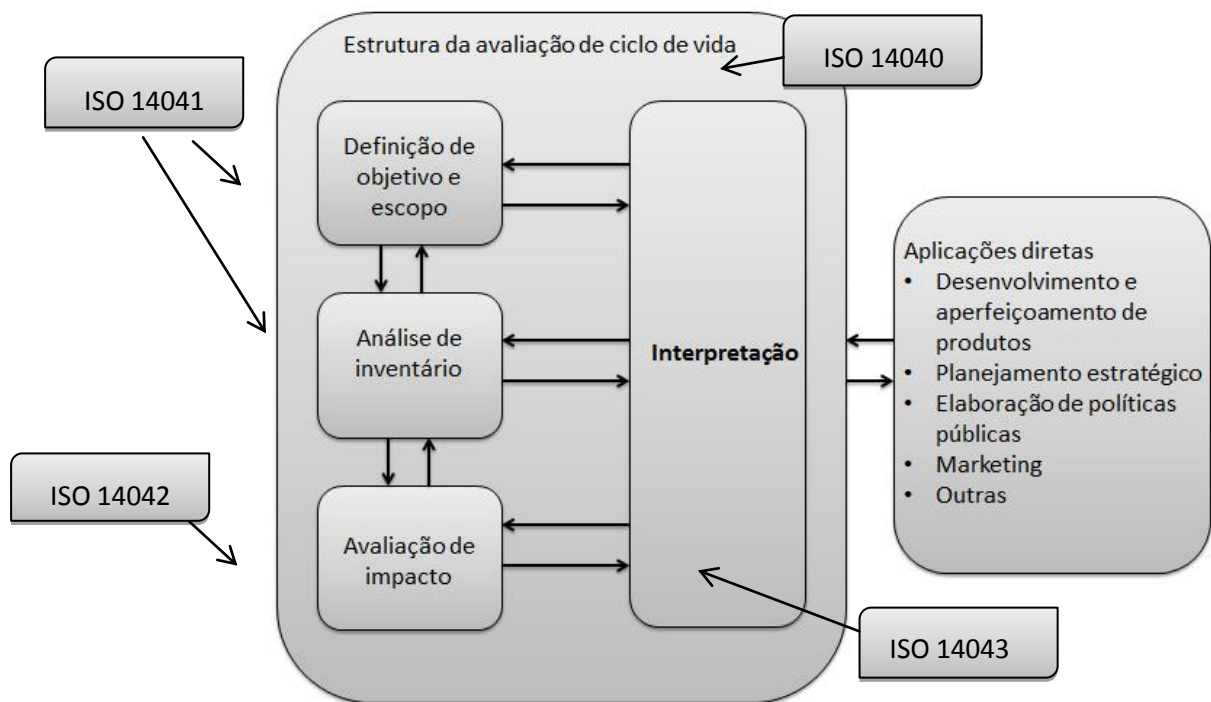


Figura 2.14: Fases da ACV (NBR 14040, 2009; BAUER, 2003).

A ACV apresenta uma metodologia estruturada partindo da (i) definição do objetivo e escopo do estudo, seguindo para uma (ii) análise do inventário de ciclo de vida das questões ambientais, com base nos balanços de massa e energia. A partir dessa análise, os problemas são classificadas e seus impactos ambientais (iii) avaliados. A quarta fase da metodologia é a (iv) interpretação (FRIEDRICH et al., 2009; ROUX et al., 2010; RODRIGUEZ-GARCIA et al., 2014; ABNT, 2014).

Na fase de definição do escopo e do objetivo (ABNT, 2014) deve-se coletar todos os dados possíveis e definir uma unidade funcional. Esta por sua vez, fornece uma referência para que todas as entradas (consumo de recursos e energia, por exemplo) e saídas (emissões, por exemplo) possam ser relacionadas. Tem-se ainda que definir as fronteiras do sistema, para

determinar quais unidades do processo devem ser incluídas (ROUX et al., 2010). O nível de detalhe e a amplitude da ACV podem diferir, consideravelmente, dependendo do objetivo estabelecido para a ACV (ISO 14040:2006).

O escopo refere-se à aplicabilidade geográfica, técnica e histórica do estudo: de onde virão os dados, como atualizar o estudo, como a informação será manipulada e onde os resultados serão aplicados (CHEHEBE, 1998).

Na definição dos objetivos devem ser incluídos os propósitos pretendidos e os aspectos relevantes para direcionar as ações que serão realizadas. Neste estágio é importante definir se o estudo envolve uma comparação de produtos ou somente um estabelecimento com um padrão (por exemplo, o selo verde – ISO 14020); se pretende promover uma melhoria ambiental de um produto existente ou projetar um produto totalmente novo; ou deseja-se apenas obter mais informações sobre o produto (CHEHEBE, 1998).

O sistema a ser estudado na ACV pode ser descrito por subsistemas, ligados entre si por fluxos de materiais ou de energia. Cada subsistema, por sua vez, irá receber energia e materiais e emitir poluentes para o ar e para a água, resíduos sólidos e outras descargas ambientais além dos produtos úteis, como apresentado pela Figura 2.15 (FERREIRA, 2004; CHEHEBE, 1998).

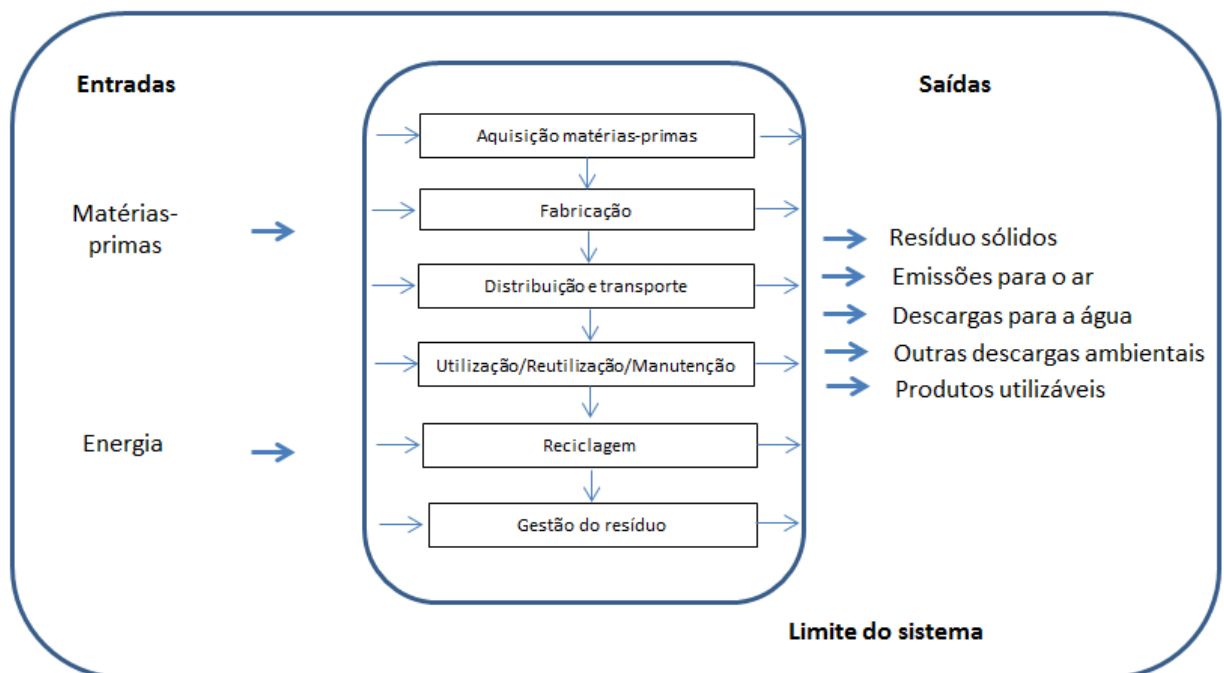


Figura 2.15 – Entradas e saídas em um sistema (FERREIRA, 2004).

A unidade funcional é uma medida quantitativa do desempenho das saídas funcionais do sistema de produto, que constitui a referência para a qual as entradas e as saídas são relacionadas. Esta referência é necessária para assegurar que a comparabilidade dos resultados da ACV seja feita numa base comum (FERREIRA, 2004). O objetivo do inventário do ciclo de vida é calcular as quantidades de diferentes recursos necessários, emissões e resíduos gerados por unidade funcional. O valor da unidade funcional não afeta as conclusões, desde que as emissões médias do sistema sejam escaladas linearmente com a unidade funcional (REBITZER et al. 2004). Gentil et al. (2010) sugerem que a unidade funcional para ACV de resíduos possa ser definida por toneladas de resíduos, e que a fronteira temporal possa ser admitida a partir do tempo de vida de um processo de gestão de resíduos, principalmente se os modelos adotados considerarem as emissões da construção, manutenção e decomposição.

As fronteiras do sistema determinam quais unidades de processo devem ser consideradas dentro da ACV. Os critérios adotados devem ser identificados e justificados no escopo, para assegurar o comprometimento dos resultados com os objetivos declarados (CHEHEBE, 1998).

Todd e Curran (1999) sugerem, para simplificação da aplicação da ACV, dividir em três estágios a análise berço-túmulo (*cradle-to-grave analysis*): Análise portão-portão (*gate-to-gate analysis*): Análise berço-portão (*cradle-to-gate analysis*): Análise portão-túmulo (*gate-to-grave analysis*).

De acordo com a norma da ABNT BR ISO 14040 (2009) e ISSO 140140 (2006) os dados para cada processo dentro da fronteira do sistema podem incluir: entradas de energia, entradas de matéria prima, produtos, resíduos, emissões atmosféricas, descargas para a água e solo além de outros aspectos ambientais.

A Avaliação de Impactos de Ciclo de Vida (AICV) aborda somente as questões ambientais definidas no objetivo e escopo, não sendo capaz de avaliar todas as questões do sistema a ser estudado (ISO 14040, 2006) , impondo limitações à ACV.

Na análise do inventário deve-se considerar o consumo de energia, entrada e recuperação/esgotamento de recursos, as emissões de poluentes para o ar e água, para todos os

cenários, podem ainda ser incluídas as emissões geradas durante a produção de materiais auxiliares, combustíveis e eletricidade (MENDES, 2004). Outros fatores que podem ser verificados são o potencial de aquecimento, acidificação, ecotoxicidade, eutrofização, degradação da paisagem (BALKEMA et al., 2002). Chehebe (1998) sugere as seguintes atividades na fase de análise de inventário: preparação para a coleta de dados, coleta de dados, refinamento dos limites do sistema e alocação. Com os dados do inventário pode-se realizar o balanço energético do ciclo de vida e o balanço de GEE.

Na fase de avaliação do ciclo de vida pretende-se compreender e avaliar a magnitude e a importância dos impactos ambientais potenciais de um sistema de produto ao longo do ciclo de vida do produto (ISO 14040:2006).

A interpretação que tem como objetivo analisar, avaliar criticamente e gerar conclusões fundamentadas nas informações da ACV. Faz-se necessário identificar as limitações que estão, inevitavelmente, associadas a este método de análise (PEREGRINA et al., 2006).

Bakelma et al. (2002) elenca alguns indicadores decisivos para avaliar a sustentabilidade de sistemas de tratamento de esgoto: matéria orgânica, nutrientes, custos, metais pesados e área de terreno. Os autores propõem uma metodologia parecida com ACV, porém estruturada em três fases: objetivo e definição do escopo, análise de inventário, e otimização.

Lundin et al. (2004) usaram ACV para avaliar as consequências ambientais de quatro opções de reciclagem dos lodos e concluíram duas opções de tratamento de lodo: incineração e aplicação direta ao solo agrícola, têm restrições, respectivamente, econômicas e ambientais. A recuperação de fósforo apresentou baixo custo com potencial de conciliar os aspectos ambientais e econômicos da sustentabilidade.

Friedrich et al. (2009) aplicaram ACV, utilizando o programa GaBi® (PE, 2011), para o sistema de tratamento, distribuição de água e coleta e disposição de esgoto (incluindo a reciclagem) em um contexto urbano, para uma região da África do Sul, considerando o sistema como um todo, o estudo mostrou que o consumo de energia e as perdas nos sistemas de distribuição de água são os fatores mais importantes que contribuem para os encargos ambientais.

Lei (2012) propôs um modelo comercial para a produção eco-eficiente de biogás a partir de lodo na China, baseado no modelo sueco o autor sugere cenários nos quais foram analisados a produção de biogás (através do lodo e resíduos alimentares) e o transporte de resíduos (usando bio-metano, gás natural comprimido e diesel). ACV e a análise de custo benefício são usadas pra estudar a performance econômica, energética e ambiental dos cenários, indicando a digestão do lodo e o uso de bio-metano no transporte de resíduos, como melhor opção para ETE's de grande (volume maior que $10 \times 10^4 \text{ m}^3$ esgoto/dia) e médio (volume entre 5×10^4 a $10 \times 10^4 \text{ m}^3$ esgoto/dia) porte.

Whiting e Azapagic (2014) apresentaram os impactos ambientais do ciclo de vida de um sistema de produção de biogás, a partir de resíduos agrícolas por DA, utilizado para cogeração (calor e eletricidade), utilizando o programa GaBi® (PE, 2011). Os resultados indicaram que esse processo pode levar a reduções significativas na maioria dos impactos em comparação com as alternativas de combustíveis fósseis. O potencial de aquecimento global pode ser reduzido até 50%, porém, os potenciais de acidificação e eutrofização, são 25 e 12 vezes maiores, respectivamente, do que o uso de combustíveis fósseis e gás natural. Os autores consideram como causas as emissões de amônia durante o armazenamento em digestores e na dispersão no solo. Algumas medidas podem ser tomadas, no entanto, são insuficientes para tornar o sistema de cogeração de DA de resíduos agrícolas uma melhor opção que o sistema de cogeração a partir do gás natural.

Xu (2014) elaborou um modelo genérico não-quantitativo para descrever o perfil e a estrutura de recuperação de lodo, usando a análise de fluxo de materiais e ACV, utilizando a UE como estudo de caso. Propondo três cenários: (A) compostagem e fertilizante; (B) DA, fertilizante e cogeração; e (C) DA, fertilizante e enriquecimento de biogás. Sendo o cenário B a melhor opção, com relação ao desempenho ambiental e a recuperação de energia.

A pesquisa de Heimersson (2014) aplicou a ACV para a recuperação dos lodos para, além das modalidades usuais, a produção de polímero. O autor sugere a inclusão dos riscos dos patógenos sobre a saúde humana na ACV, presentes no lodo usado na incineração e na agricultura, sem a necessidade introduzir fatores de ponderação subjetivos.

Yoshida et al. (2014) pesquisaram o efeito da aplicação de lodo de esgoto em solo agrícola, utilizando ACV. Foram avaliadas as consequências a longo prazo da aplicação tanto de lodo como de RSU com relação as emissões de poluentes. Os autores concluíram que os efeitos dos fertilizantes minerais cessam em curto período de tempo, os efeitos dos fertilizantes persistem por um tempo prolongado.

Gutierrez (2014) usou ACV na análise e gerenciamento de impactos ambientais de sistemas de tratamento de esgoto doméstico, usando a ETE Arrudas, localizada em Belo Horizonte/MG, como estudo de caso. Constatando que o uso do biogás gerado na estação de tratamento de esgoto para cogeração (energia e calor) diminui os potenciais de impactos ambientais da estação. Ao analisar o aterramento do lodo digerido citou a ausência de dados específicos sobre este processo, utilizando dados de aterros de resíduos sólidos, estimativas de produção de metano, ST e SV obtidos através do levantamento bibliográfico.

Para auxiliar na viabilidade técnico-econômica e ambiental na produção de energia a partir de biomassa num cenário geográfico e econômico específico pode-se utilizar indicadores de eficiência energética (BAKELMA, 2002; RENÓ, 2011; MATA et al., 2013). Entre os indicadores apresentados por Mata et al. (2013) estão o indicador de “eficiência energética do ciclo de vida” - Life Cycle Energy Efficiency (LCEE) e a “relação de energia fóssil” - Fossil Energy Ratio (FER).

O LCEE (Equação 2.8) é a razão entre a produção total de energia e a quantidade de energia gasta para obter o biocombustível. É considerado um indicador de eficiência, pois trata de uma medida da energia máxima obtida a partir de combustíveis e subprodutos por unidade utilizada para torná-lo disponível, através do seu ciclo de vida.

$$LCEE = \frac{E_{saída}}{E_{entrada}} \quad (2.8)$$

Onde

$E_{saída}$ Energia total de saída

$E_{entrada}$ Energia total de entrada

O FER (Equação 2.9) é a razão entre a quantidade de energia combustível final e a quantidade de energia fóssil de entrada (não renovável) necessária para o sistema. Apesar de ser parecido

com o LCEE, o FER considera a energia obtida a partir do combustível e não a partir dos subprodutos por unidade de energia não-renováveis utilizadas para produzi-lo.

$$FER = \frac{EC_{saída}}{EF_{entrada}} \quad (2.9)$$

Onde

$EC_{saída}$ Energia combustível de saída

$EF_{entrada}$ Energia fóssil de entrada

A Tabela 2.10 apresenta alguns valores obtidos por Mata et al. (2013).

Tabela 2.10 – Indicadores LCEE e FER (MATA et al., 2013).

Indicador	Gasolina	Etanol de Cana	Biodiesel de Soja	Etanol de Milho
LCEE	5,18	7,3	0,41	1,53
FER	5,18	7,3	0,41	1,84

3. METODOLOGIA

Para atingir os objetivos desta tese foram traçadas as seguintes metas a serem alcançadas, utilizando testes laboratoriais e simulações computacionais :

- Construção de aparato experimental para simular biodigestão do LLS;
- Execução de testes laboratoriais para avaliar o rendimento de metano a partir do LLS;
- Desenvolvimento de três cenários a serem submetidos à ACV utilizando LLS, sendo o primeiro a disposição desse resíduo em aterro, o segundo a geração de biogás através de DA e a disposição em aterro, e a terceira a incineração do LLS e a disposição das cinzas em aterro;
- Análise econômica dos dois processos de conversão de energia para uma população de 300.000 habitantes.

3.1 Fluxograma do estudo

Para apresentar como foi concebida e sequencia de atividades a serem desenvolvidas para o alcance dos objetivos propostos, foi elaborado um fluxograma com as fases desenvolvidas (Figura 3.1).

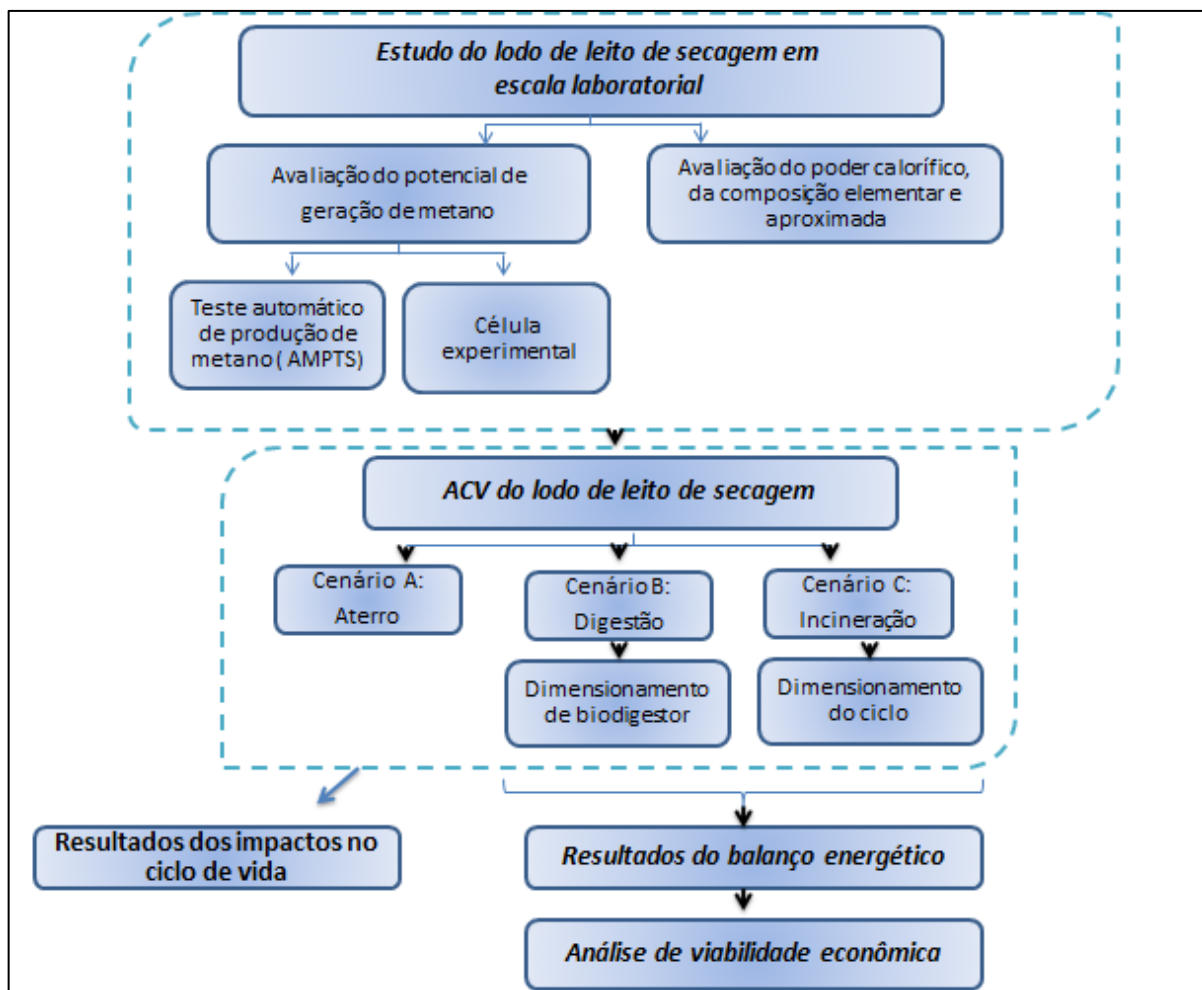


Figura 3.1 – Fluxo do estudo da tese.

A opção por iniciar os estudos pela construção de uma célula experimental contendo LLS, gerado por ETE, foi verificar o potencial de produção de biogás, submetendo este substrato novamente a DA, sem agitação e com umidade de 70% b.u. (base úmida)²². Como esperado, houve a geração de metano, e como uma das formas de disposição desse material é o aterro sanitário, juntamente com outros resíduos sólidos, vislumbrou-se aproveitar este resíduo para geração de eletricidade e/ou calor. Com relação à composição do biogás, a maioria dos estudos utiliza dados teóricos para quantificar as concentrações dos principais gases: metano e gás carbônico, na fase de deságue, o intuito dos testes, célula experimental e teste automático de produção de metano - *Automatic Methane Potential Test System* (AMPTS), foi medir a concentração do biogás (concentração de CH₄, CO₂, O₂, CO e H₂S) e a vazão de CH₄, respectivamente.

²² Umidade base úmida: $U = 100 \times \frac{m_{\text{água}}}{m_{\text{total}}}$ onde $m_{\text{água}}$ é massa de água da amostra e m_{total} é a massa total da amostra (massa seca + massa de água).

Baseado nessas medições e dados coletados, nos resultados das análises químicas, aplicou-se a metodologia da ACV para o LLS, considerando diferentes cenários, que além da disposição consideram a recuperação energética do metano (através da DA) e do biossólido (incineração). Para os cenários de recuperação energética executou-se o balanço energético e análise econômica.

A seguir será apresentada cada fase de execução do trabalho, descrevendo os cenários, o tipo de pesquisa adotada, a escolha das amostras, coleta e análise dos dados, inclusive os programas utilizados.

3.2 Cenários Analisados

A Figura 3.2 apresenta o fluxograma do Cenário A, este por sua vez retrata a situação que ocorre na prática na ETE Sapucaí. O lodo permanece no leito de secagem até atingir umidade de 60% b.u, depois é transportado, pelo técnico até a vala. Na vala o lodo é depositado em camadas alternadas de lodo de leito (50 cm) e terra, sendo que o material é espalhado e compactado com equipamentos de médio porte. O CO₂ emitido é neutro.

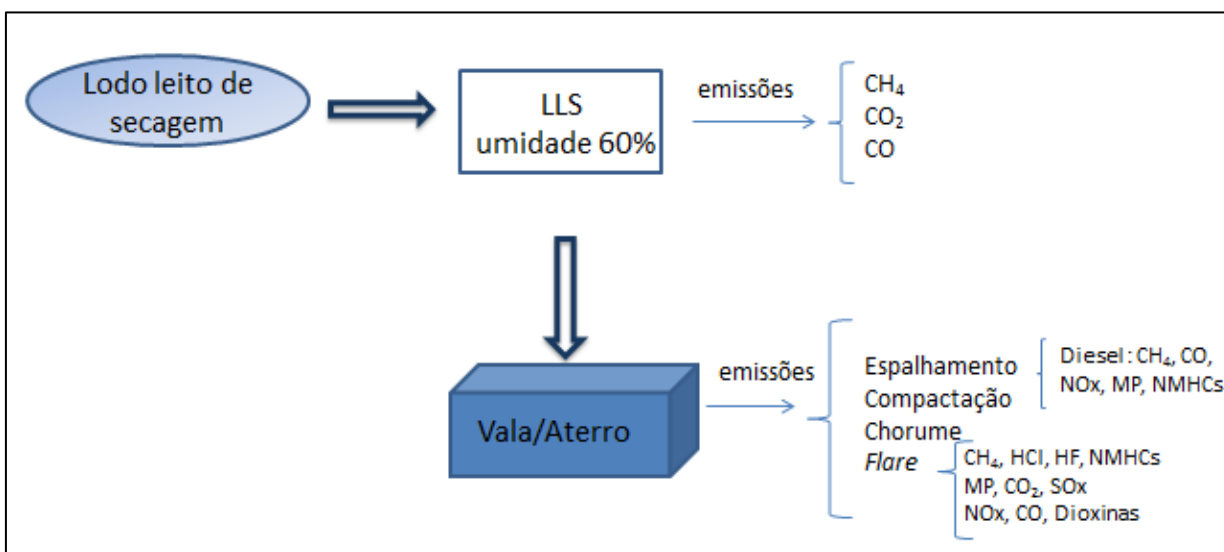


Figura 3.2 – Fluxograma do Cenário A.

A Figura 3.3 apresenta o fluxograma do Cenário B, no qual o lodo permanece no leito de secagem até atingir umidade de 60%, depois é transportado até o biodigestor. No biodigestor o lodo irá permanecer por 35 dias, e depois será levado até a vala/aterro, sendo que o material deve ser espalhado e compactado com equipamentos de médio porte. A diferença entre os Cenários A e B é a presença do biodigestor, o seu dimensionamento é apresentado no Capítulo 5.

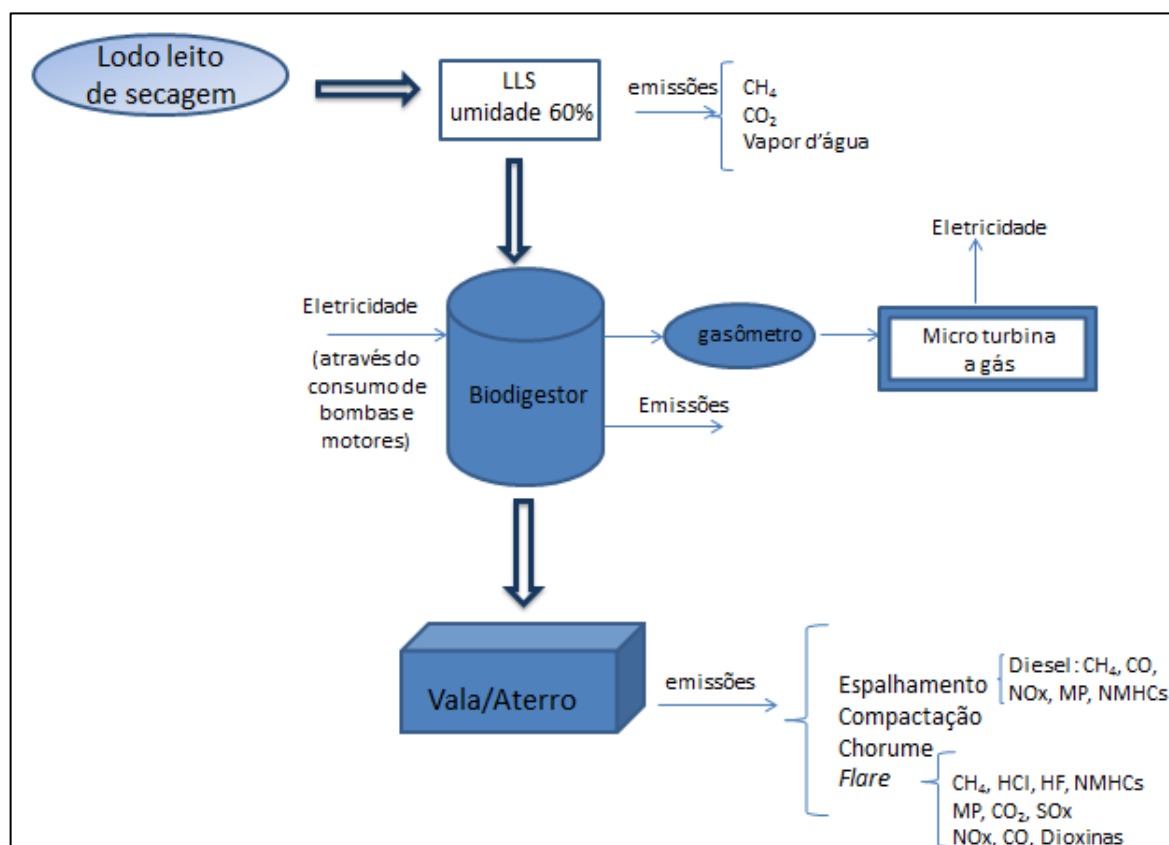


Figura 3.3 – Fluxograma do Cenário B.

A Figura 3.4 apresenta o fluxograma do Cenário C, no qual o lodo de leito é submetido a um processo de secagem e queima, gerando eletricidade e cinzas. A umidade do lodo no leito, dependendo da época do ano pode chegar com lodo de secagem a 15 %.

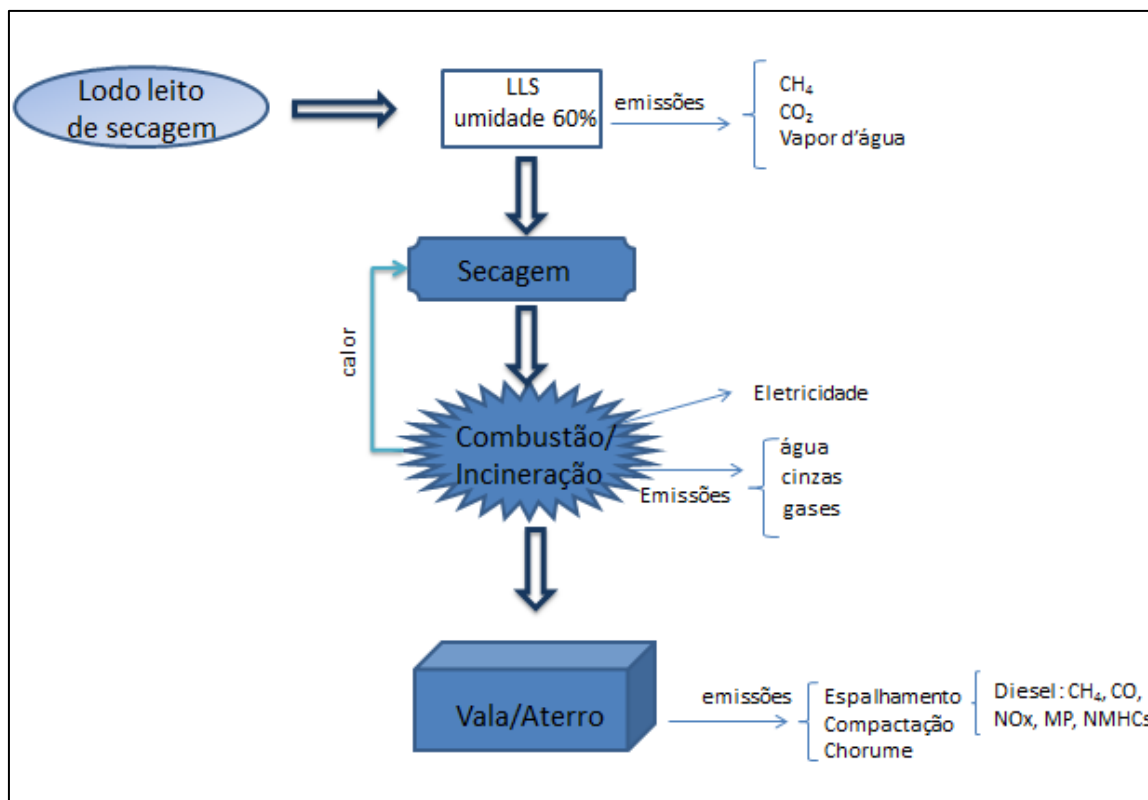


Figura 3.4 – Fluxograma do Cenário C.

3.3 Planejamento do Experimento

De acordo com Montgomery (2001) o planejamento de um experimento requer a definição e conhecimento do problema. Para a execução do experimento devem ser estabelecidos o fator ou os fatores (variáveis independentes) que afetam o desempenho ou a qualidade do processo. Para cada fator devem ser definidos os níveis ou categorias que possam ser importantes para a resolução do problema. Deve-se escolher uma variável resposta, aquela que possa fornecer informações e/ou comprovar as hipóteses do problema. Deve-se delinear o experimento, considerando as medições, disponibilidade de recursos, para que seja possível a sua execução e condução. Deve-se analisar estatisticamente os dados para elaborar conclusões e recomendações.

Para esta tese o problema considerado foi a determinação do potencial energético de LLS e os impactos gerados para a obtenção de energia e disposição final. Entre as condições que afetam o desempenho da recuperação energética, e que são medidas neste trabalho, tem-se: a

composição e produção do biogás, assim como o poder calorífico do LLS. Os experimentos realizados permitiram a obtenção da vazão de metano em relação a massa de SV e a energia disponível, quando submetido a queima.

3.4 Estudo do LLS em escala laboratorial

Após análise da literatura e verificação de ausência de experimento/estudo sobre as emissões de metano geradas pelo LLS, optou-se pela execução de testes em escala laboratorial de amostras de lodo de secagem de duas maneiras. Primeiramente foi construída uma célula experimental (biodigestor) na qual foi colocada LLS em condições ambientais, durante 12 meses, com medições periódicas do biogás produzido (quantidade e composição). No outro teste foram ensaiadas cinco amostras em triplicata no AMTPS, que analisou a produção de metano. Além disso, foram executadas diversas análises laboratoriais para caracterização do lodo de leite. As amostras foram coletadas na ETE Sapucaí, localizada no município de Itajubá/MG.

3.5 ACV do Lodo de Leite de Secagem

Após as análises laboratoriais verificou-se que a substância gerada pelo tratamento de esgoto, em reatores tipo UASB da ETE Sapucaí, o lodo UASB, ao ser depositado em leitos de secagem, para diminuição da umidade (de 99,71 %b.u. a 15 %b.u.), produz metano, que é liberado livremente para a atmosfera, até o momento em que é depositado em vala ou aterro sanitário, onde continua produzindo biogás que é queimado em flares e liberado, novamente, para a atmosfera, através das emissões fugitivas. Devido a esses resultados o objetivo deste capítulo é desenvolver de uma ACV para a análise do comportamento ambiental e energético para três cenários envolvendo o aproveitamento do LLS, considerando a recuperação de energia e sua disposição final.

Nesta etapa foram definidos dos os principais elementos da ACV, como, por exemplo, o objetivo e escopo, as fronteiras do sistema, a unidade funcional (tonelada de LLS), entre

outros, foram definidos nesta etapa. Os sistemas de biodigestão do LLS e o ciclo ORC foram dimensionados, possibilitando especificar as emissões envolvidas em cada cenário, utilizando além da literatura, os dados obtidos na fase de testes laboratoriais.

Para auxiliar a ACV foi usado o programa SimaPro® (PRÉ SUSTAINABILITY, 2014), utilizando o método CML 2000 (*mid-point*) para caracterizar os impactos, utilizando inventários, presentes em seu banco de dados. Tal método executa uma abordagem orientada ao problema, utilizando informações relacionadas às substâncias para estimar os impactos.

3.5.1 Objetivo e Escopo

A) Sistema de produto analisado

O sistema de produto a ser analisado consiste na recepção do LLS proveniente do lodo de esgoto gerado por reatores tipo UASB e que permanece no leito de secagem por um determinado tempo, perdendo água por evaporação e por percolação (através do piso drenante). Quando atinge uma determinada umidade, próxima de 60%, este material pode ser disposto em vala/aterro, sendo esta uma das três alternativas a serem analisadas por esta ACV. Além da disposição em vala, são analisados dois diferentes mecanismos para o aproveitamento energético do lodo.

O objetivo é verificar o impacto ambiental dessas alternativas, além da possibilidade de geração de eletricidade (recuperação de energia).

Em função do processo a ser avaliado nesta tese, adotou-se a abordagem sugerida por Todd e Curran (1999): “Análise do portão ao túmulo (*gate-to-grave analysis*)”, descartando os estágios iniciais da produção do lodo de leito, ou seja, a obtenção do lodo UASB, sendo a base da análise, a disposição final do lodo seco. Deve-se considerar que o LLS não é um produto, sendo considerado um resíduo que deve ser tratado de maneira adequada, evitando os impactos ambientais, decorrentes da disposição.

Vale ressaltar que os dados referentes à produção e rendimento de metano foram levantados em laboratório, além do poder calorífico; que o local onde foram coletadas as amostras, ETE

Sapucaí, atende uma população média de 100.000 habitantes e utiliza reatores anaeróbios. Os reatores UASB estão presentes em 820 ETEs, como único processo ou seguido de pós-tratamento, dentre 2187 ETEs no Brasil (BRASIL, 2015a; VON SPERLING, 2016); o período de análise desta ACV abrange um horizonte de 10 anos, desconsiderando a etapa de desativação da vala/aterro.

As emissões gasosas geradas por lodo de UASB no leito de secagem usadas nesta ACV foram obtidas a partir de testes laboratoriais de amostras fornecidas pela ETE Sapucaí (Itajubá/MG). As demais emissões, referentes ao flare, aterro e incineração foram obtidas através do levantamento de inventários, apresentados por teses e artigos (AUSTRALIA, 1990; BEYLOT, 2013; BRASIL, 2013; RODRIGUES, 2008).

As análises laboratoriais das amostras de lodo UASB e de leito permitiram estimar a produção e o rendimento de metano, em função da concentração de STV, enquanto o lodo permanece no leito de secagem. Esses dados serão utilizados na fase de inventário de dados. A ISO 14044 (2009) apresenta que na prática os dados usados em ACV podem ser medidos, calculados e estimados.

B) Função do sistema de produto

O lodo de leito não tem uma função definida, pois é proveniente do processo de tratamento de esgoto, como resíduo deve ser disposto da forma mais ambientalmente adequada. A função do sistema apresentado é verificar qual a melhor opção para uso/destinação do LLS .

C) Unidade funcional e fluxo do sistema

Como Unidade Funcional (UF) será adotada “1000 kg de LLS”. Como sugerido pela ABNT (2001), a UF adotada em análise de ACV deve assegurar a comparabilidade dos resultados, sendo assim, a massa de LLS representa de maneira mais genérica o montante de resíduo gerado pelas ETE's. Em função dos testes laboratoriais serem referentes à produção de metano relacionados à quantidade de SV, deve-se atentar ao fato de que o valor adotado foi de 20,1% de SV (valor determinado nos testes de LLS no qual foi determinado a produção de metano, usando o AMTPS). A UF será comum para todas as opções avaliadas, além de relacionar os aspectos ambientais de entrada e saída dos sistemas. A entrada no sistema será do lodo de leito, com fluxo unitário, pois não será considerado nenhum ciclo de vida anterior,

e como material que deixa o sistema (de acordo com cada cenário) tem-se: lodo de leito, energia e cinzas.

D) Fronteiras do sistema

Neste trabalho estabeleceu-se como fronteira do sistema desde a etapa de descarga do LLS, com umidade de 60 %b.u. até a sua disposição final, em vala ou aterro sanitário. Como fronteira geográfica adotou-se a região do Sul de Minas, especificamente Itajubá, para onde foram previstas as instalações hipotéticas de aproveitamento do biogás. Como fronteira tecnológica adotou-se as tecnologias convencionais de geração elétrica a partir de biogás e queima de biomassa.

Os três cenários propostos para análise de ACV são descritos a seguir e representados por um fluxograma na Figura 3.5.

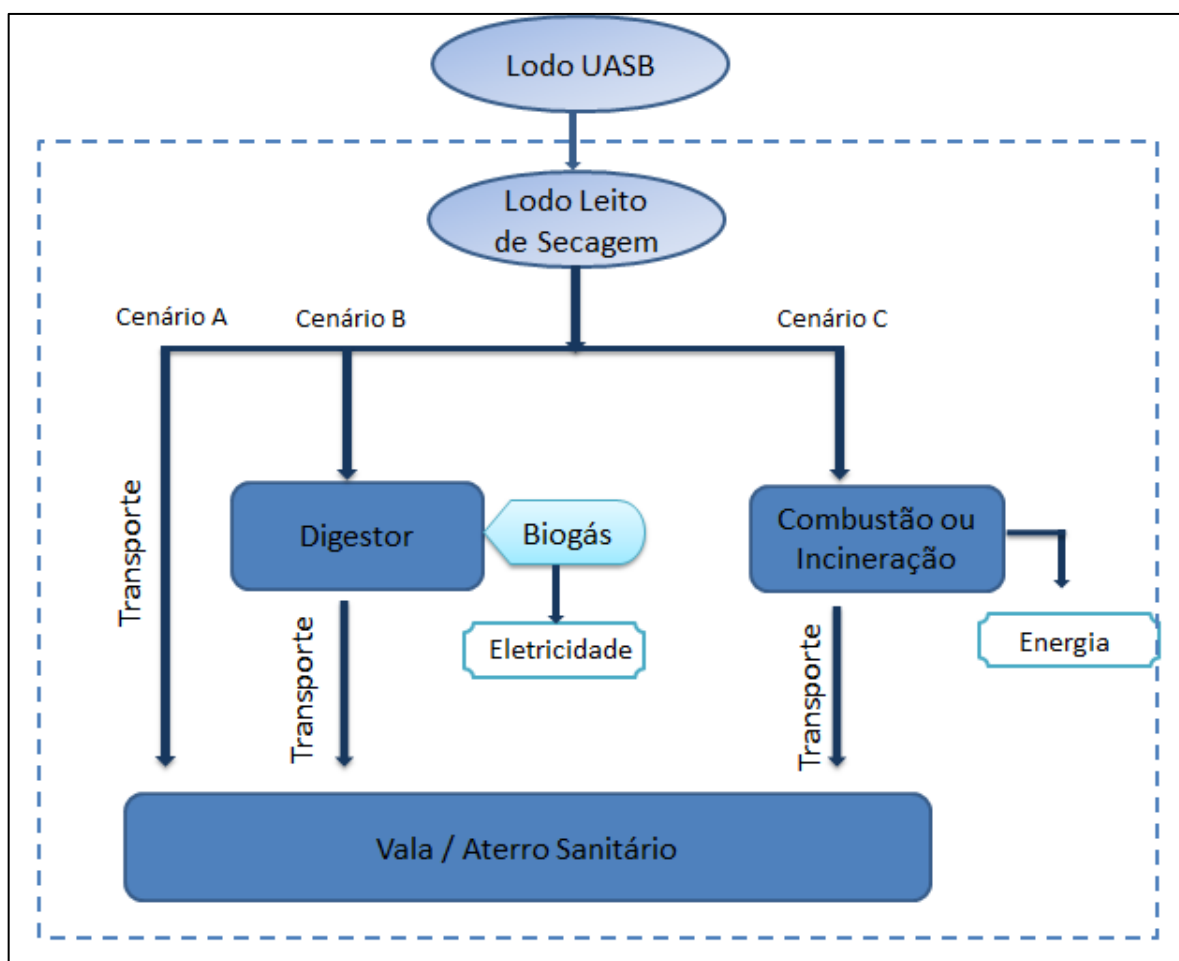


Figura 3.5 – Fluxograma do sistema de disposição do lodo de secagem através de três diferentes processos (cenários), a fronteira do sistema é delimitada pela linha tracejada.

- Cenário A: O lodo UASB é colocado no leito de secagem, permanecendo ali por um período de 35 dias, quando atinge uma umidade de 60%, sendo considerado LLS, é transportado para a vala/aterro. Deve-se considerar que durante esse período ocorre o processo de perda de água, que pode ser por evaporação ou por drenagem para o solo (o fundo do leito de secagem é construído de maneira que permita esse fluxo, direcionando para tubulações que retornam esse fluido para o sistema de tratamento de esgoto), e a emissão de gases, como metano, gás carbônico, sulfeto de hidrogênio.

- Cenário B: O lodo UASB é colocado no leito de secagem, permanecendo ali por um período de 35 dias e quando a umidade estiver próxima a 60 %b.u., o lodo é levado para um biodigestor (permanecendo por 35 dias), no qual o biogás é coletado para geração de eletricidade. Após este período o lodo é retirado do biodigestor e transportado até a vala ou aterro para disposição final, na sequência o biodigestor é ocupado novamente por outra remessa de LLS.

- Cenário C: O lodo UASB é colocado no leito de secagem, por 35 dias, depois é submetido a tratamento térmico (sendo incinerado) para obtenção de energia. As cinzas resultantes deverão ser transportadas até a vala ou aterro para disposição final.

Sendo os cenários considerados como subsistemas do sistema de disposição do LLS, pretende-se com estas três hipóteses analisar qual delas gera o menor impacto ambiental relacionando com a produção/consumo de energia de cada uma, sendo esta pesquisa direcionada às concessionárias de saneamento e aos produtores de energia, de modo a apresentar-lhes outras opções, com enfoque ambiental e energético. Espera-se com os resultados desta ACV demonstrar que o lodo de leito antes de ser depositado em uma vala ou aterro pode ser usado para fins energéticos com um menor potencial de emissão de gases poluentes.

Algumas limitações desse estudo são referentes a quantificação e qualificação dos organismos patogênicos e a contaminação do solo por tais seres, presentes em LLS, pois os processos analisados por esta tese abordam o caráter energético do lodo (inclusive queima).

Como os dados de produção e rendimento de metano foram obtidos através da utilização de amostras de lodo gerado por reatores UASB, considera-se que esta ACV é indicada para lodos que apresentem características (ST e SV) similares, por isso realizou-se uma extrapolação para um município de 300.000 habitantes na análise econômica.

E) Alocação de dados

A alocação dos co-produtos será realizada por alocação das propriedades físicas. O critério de alocação a ser empregada neste estudo deve representar as características dominantes dos co-produtos que dão origem a uma necessidade de alocação das cargas ambientais. Neste estudo, as alocações realizadas seguem os seguintes critérios: critério energético quando os produtos são insumos energéticos ou derivam de recursos energéticos na respectiva unidade de processo inventariada e critério mássico para os demais casos (ROCHA, 2009).

F) Metodologia de avaliação do impacto

Para avaliação de impactos optou-se por adotar o método CML (*Chain Management by Life Cycle Assessment*), segundo Rocha (2009), trata-se de um modelo matemático que caracteriza os impactos ambientais, englobando os pontos intermediários (*midpoints*). Neste modelo os resultados do inventário são convertidos a partir de fatores de caracterização ou equivalência, sendo então normalizados em relação a uma base de referência. Como resultado é gerado um único indexador dos impactos ambientais por classe de impacto e um índice ambiental para o sistema.

3.5.2 Análise do Inventário do Ciclo de Vida

De acordo com a ABNT (2009) a análise do inventário envolve a compilação e a quantificação de entradas e saídas (ambas podem incluir o uso de recursos e emissões para o ar, na água e no solo), de um determinado sistema ao longo do seu ciclo de vida.

Nos três cenários propostos para ACV desta tese, a entrada é o LLS. Foram realizados testes laboratoriais com relação à produção de metano com amostras de lodo da ETE Sapucaí, a qual atende uma população de 100.000 pessoas, gerando cerca de oito toneladas de lodo de leito por mês, com umidade de aproximadamente de 60% (40% de matéria seca), prontos para

serem dispostos no aterro, construído nas dependências da estação. A análise dos cenários adotará como entrada no sistema o lodo de leito com as características da ETE Sapucaí, podendo, a partir dos dados de Brasil (2015a) ser expandidos para a situação brasileira.

Considerando a UF de 1 tonelada de LLS que entra no sistema, com umidade de cerca de 60% b.u. (em função dos resultados laboratoriais), ST de 0,38 g/g (ou 38%) e SV é de 0,201 g/g (ou 20,1%), tem-se que a massa de SV que entra no sistema é de 201 kg.

Quando o lodo UASB é depositado nos leitos de secagem ele passa por um processo de perda de água por evaporação e percolação (que também carregada matéria sólida), o material atravessa o fundo do leito de secagem é direcionado para uma tubulação e enviado (retorna) ao sistema de tratamento de esgoto. Em testes de laboratório a produção de metano por lodo UASB (contendo 0,29% de ST ou 2,9 g/l de ST) não apresentou resultados confiáveis (somente um dos três frascos ensaiados gerou metano por um período de 11 dias). Em compensação a amostras de LLS (contendo 0,38 g/g de ST) apresentou um rendimento de 11,00 NmL CH₄/(g SVinóculo) por um período de 34 dias. Considerando que o lodo UASB entra nas piscinas do leito de secagem e se transforma em LLS, pela perda de água, a produção de metano é alta no início, mas decai ao longo do tempo, para efeitos de cálculo as emissões do LLS serão adotadas em função dos resultados de laboratório para o lodo de leito, neste caso considerando o menor rendimento.

A porcentagem média de CH₄, CO₂, CO e H₂S gerado por LLS foi medida através da célula experimental e será usada nesta ACV. No inventário das emissões de gases para o ar será utilizado para a produção de CH₄ (resultado do ensaio do AMTPS) as seguintes porções: 37% de CO₂, 27% de CO (em ppm) e zero para H₂S. Como o CO₂ emitido na biodigestão é neutro ele foi desconsiderado das análises de ACV.

Para os três cenários a entrada é o LLS e a disposição final é a vala/aterro. Sendo assim, foi considerado que o lodo é depositado na vala, espalhado e compactado e a cada 50 cm é adicionada uma camada de terra (processo da ETE Sapucaí). As emissões consideradas referem-se aos gases emitidos durante a operação do aterro (item i) (espalhamento e compactação), aos gases emitidos pelo próprio aterro e queimados em *flares* (item ii), além do chorume (item iii). Para tanto foram utilizados os dados de inventários de Rodrigues (2008),

Gutierrez (2014) e do Inventário Nacional de emissões atmosféricas para veículos automotores 2013, ano base 2012 (Brasil, 2013), para a determinação do item ii. Para as emissões gasosas da vala (item i) serão considerados os dados obtidos em laboratório e para a água (item iii) como uma perda para o solo (umidade a 40%).

Frischknecht et al. (2007) sugere que as entradas associadas às instalações de construção, ou seja, fabricação, máquinas, edifícios, veículos, devem ser excluídas do inventário. Estima-se que a contribuição de bens de capital em produtos agrícolas ou processos industriais variem de 2% a 6% das cargas ambientais e menor que 10% da entrada de energia. Sendo assim, entradas como concreto, tubulações, construção de veículos pesados, etc. não foram considerados nos cenários.

3.5.3 Categorias de Impactos Analisadas

Entre as diversas categorias de impacto disponíveis pelo método, foram escolhidas as seguintes: depleção de recursos abióticos (combustíveis fósseis), mudança de clima (aquecimento global), toxicidade humana, acidificação e eutrofização, descrita a seguir (PRÉ SUSTAINABILITY, 2014; BAUER, 2013; ROCHA, 2009; FERREIRA, 2004; GUINÉE, 2002).

- a) Depleção dos recursos abióticos (combustíveis fósseis): esta categoria está associada à proteção da saúde e bem-estar humano e dos ecossistemas, sendo relacionada com a extração de combustíveis fósseis, devido à entrada no sistema. O fator de depleção abiótica é determinado para cada extração de combustíveis fósseis, baseado nas últimas taxas de extração.
- b) Mudança de clima: esta relacionada com as emissões de gases de efeito estufa para a atmosfera. A comparação entre os diversos gases que provocam o efeito estufa, pode ser definido como um fator de caracterização Potencial de Aquecimento Global (PAG) para cada substância gasosa diferente, como sendo a relação entre o aumento de absorção de radiação infravermelha devido à emissão instantânea de 1 kg desta substância e o aumento de radiação infravermelha devido à emissão de 1 kg de dióxido de carbono (CO₂), ambos integrados ao longo de um mesmo período de tempo (anos).

- c) Toxicidade humana: refere-se aos efeitos de substâncias tóxicas ao ambiente humano (os riscos devidos a exposição no ambiente de trabalho, são desconsiderados). O potencial de toxicidade humana é expresso em kg equivalente de 1,4 – diclorobenzeno de cada substância tóxica por kg de emissão.
- d) Potencial de acidificação: Os poluentes acidificantes causam uma ampla gama de impactos sobre o solo, água subterrânea e de superfície, organismos e ecossistemas, além de materiais (construções). O método adotado pelo CML para calcular os potenciais de acidificações inclui as diferenças locais na sensibilidade à acidificação, proposto por Huijbregts (1999)²³ citado por PRÉ SUSTAINABILITY(2014). É expresso em equivalentes kg de SO₂ por kg de emissão.
- e) Potencial de eutrofização: inclui os impactos devido a altos níveis de nutrientes (nitrogênio e fosforo) no ambiente causados pelas emissões de nutrientes para o ar, água e solo. É expresso em equivalentes de kg de PO₄⁻³ por kg de emissão.

3.6 Balanço Energético

Como a produção de metano por LLS é pequena, optou-se por analisar a recuperação energética dessa biomassa para uma massa de 270 toneladas, gerada por uma população de 300.000 habitantes (massa de lodo desidratado, a ser disposto, equivalente a 18 g SS/hab.d, com umidade de 60% b.u.).

3.6.1 Balanço energético do sistema de biodigestão do LLS

A produção mensal de metano, pelo biodigestor, para uma massa de 270 toneladas, foi estimada em 597 m³.

²³ Huijbregts, M.A.J.; Breedveld L.; Huppes, G.; De Koning, A.; Van Oers, L.; Suh, S. 2003. **Normalisation figures for environmental life-cycle assessment: The Netherlands (1997/1998), Western Europe (1995) and the World (1990 and 1995)**. Journal of Cleaner Production 11 (7): 737-748.

A potência disponível pode ser calculada por meio da Equação 3.1, apresentada por Barros (2012) e modificada de CETESB (2006)²⁴.

$$\text{Pot} = Q_{\text{CH}_4} \cdot E_m \cdot E_C \cdot \text{PCI}_{\text{CH}_4} \cdot \left(\frac{1}{365.24.3600} \cdot \frac{1}{1000} \right) \quad (3.1)$$

Onde

Pot = Potência (kW)

Q_{CH_4} = vazão de metano a cada ano (m³/ano)

PCI_{CH_4} = Poder calorífico inferior (J/m³)

E_m = Eficiência motor (adimensional)

E_C = Eficiência de coleta (adimensional)

$\frac{1}{365.24.3600}$ = conversão de segundos para ano (s/ano)

$\frac{1}{1000}$ = Conversão de J/s para kW

A eficiência do motor de combustão interna varia de 25 a 33 % dependendo do tipo de tecnologia. Se considerar motores a combustão interna (mais comum) é usual usar 30% (BARROS, 2012). A eficiência da coleta é 75% no caso dos aterros, onde o gás escapa pelo solo. Para reatores fechados este valor é maior, de 90-95%, sendo adotado 90% para o biodigestor.

A partir destes valores pode-se calcular a energia disponível, pela Equação 3.2:

$$E = P \cdot \text{FC} \cdot 8760 \quad (3.2)$$

E = energia (kWh/ano)

Pot = Potencia (kW)

FC = Fator de capacidade

8760 = número de horas por ano (24 × 365)

O fator de capacidade está associado à necessidade de parada para manutenção anual do motor, para o motor de combustão interna o valor FC utilizado é de 91,32%, para usinas

²⁴ CETESB. **Biogás, geração e uso energético – aterros**, versão 1.0/CETESB, Secretaria de Meio Ambiente, Ministério da Ciência e Tecnologia. São Paulo: SMA: CETESB: MCT. CD-ROM. Manual, vol. 1-2, programas executáveis e código-fonte, 2006.

termoelétricas movidas a biogás, o equivalente à 8000 horas. Assim, o valor da potência líquida resultante é de 2,67 kWe e da energia é de 21,38 MWh/ano.

3.6.2 Balanço energético do sistema de incineração do LLS

Em geral, em secadores industriais, a quantidade de energia necessária para evaporar a água contida no lodo é da ordem de 3.345 a 4.187 kJ/kg de água evaporada (David, 2002). Portanto, para secar 270 toneladas de lodo serão necessários, em média, 508.410 MJ de energia, ou 14% da energia total do lodo, com base em seu PCI, isto significa que se pode utilizar ainda 86% da energia do lodo para geração de eletricidade em ciclo termodinâmico.

Considerando o total de lodo gerado por mês, 270 t, em uma planta capaz de operar em média 80% do ano, e descontando a energia necessária para a secagem do lodo, chega-se a uma potência térmica disponível ao sistema ORC de 1.536 kWt.

Como se trata de um ciclo térmico de micro escala (<1000 kW) optou-se pela utilização de um ORC, o qual possui boa eficiência e disponibilidade comercial nesta faixa de potência (Carrara, 2010).

O ciclo foi otimizado considerando a variação na pressão do fluido de trabalho. O Resultado pode ser observado na Figura 3.6.

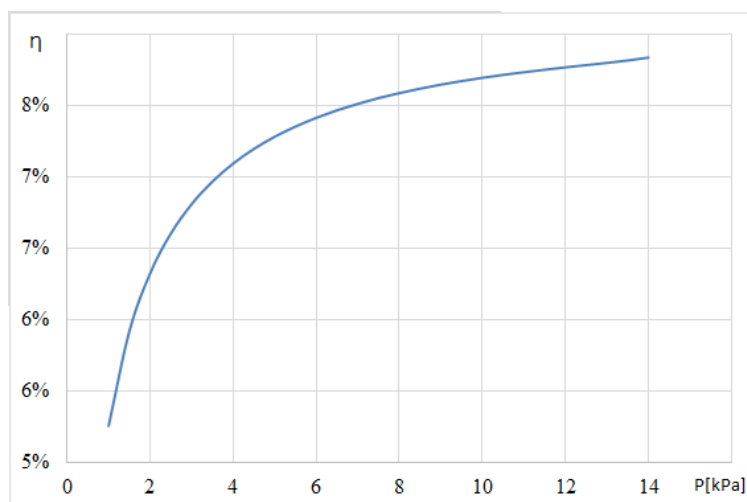


Figura 3.6 – Rendimento do ciclo ORC.

A pressão de 12,7 bar (90% da pressão crítica do fluido de trabalho) resultou em uma potência líquida de 119,6 kW_e e uma eficiência elétrica de 7,8%. Os resultados de eficiência e potência em relação à pressão encontram-se na Tabela 3.1.

Tabela 3.1 – Rendimento do ciclo ORC relacionado com a pressão e a potência.

P (bar)	η (%)	Pot. (kW)	P (bar)	η (%)	Pot. (kW)
1,0	7,79%	119,6	8,0	7,55%	116,0
1,5	5,25%	80,7	8,5	7,58%	116,5
2,0	5,92%	90,9	9,0	7,62%	117,0
2,5	6,32%	97,1	9,5	7,64%	117,4
3,0	6,60%	101,4	10,0	7,67%	117,8
3,5	6,81%	104,6	10,5	7,69%	118,1
4,0	6,96%	107,0	11,0	7,71%	118,4
4,5	7,09%	108,9	11,5	7,73%	118,7
5,0	7,19%	110,5	12,0	7,75%	119,0
5,5	7,28%	111,8	12,5	7,76%	119,3
6,0	7,35%	112,9	13,0	7,78%	119,5
6,5	7,41%	113,8	13,5	7,80%	119,7
7,0	7,46%	114,6	14,0	7,81%	120,0
7,5	7,51%	115,3			

3.7 Análise dos Resultados do Balanço Energético x ACV

Os resultados apresentados pela ACV e pelo Balanço Energético foram analisados utilizando as metodologias apresentadas por Mata et al. (2013) e Awko (2008), a partir de dados do inventário.

3.8 Análise de Viabilidade Econômica

Utilizando a metodologia apresentada por Santos (2015) e Santos et al. (2016) para análise da viabilidade econômica para processo de conversão energética de biogás em aterro sanitários, aplicados aos dados do balanço energético da DA para a e da incineração para o LLS (270 t).

4. ESTUDOS DE LLS EM ESCALA LABORATORIAL

4.1 Considerações Iniciais

Foram realizadas diversas análises, físicas e químicas, com amostras de lodo de leito da ETE Sapucaí – Itajubá/MG - para determinação de suas principais características, além de dois experimentos para a medição da produção de metano. Em uma célula experimental foi colocado LLS e lacrada, sendo avaliada a produção de biogás por 12 meses. O outro experimento foi o ensaio de algumas amostras, contendo lodo de descarte de reator UASB e LLS, em um AMTPS, sendo o objetivo de ambos verificar a produção de biogás. A seguir serão apresentados as análises e experimentos executados.

4.2 ETE Sapucaí

A ETE Sapucaí localiza-se no município de Itajubá/MG e trata o esgoto doméstico da área urbana desde 01/03/2010 e atende uma população de 100.981 habitantes (dado de março de 2015), que corresponde a coleta 95% do esgoto produzido pela população urbana. Possui capacidade para 208 l/s, e vazão média de 150 l/s (exemplo, o volume tratado no mês de agosto de 2015 foi de 248.832 m³). A área total da ETE é de 30.000 m².²⁵

O efluente chega à ETE e segue para o tratamento preliminar, composto por duas grades de 9 mm e 6 mm e desarenador 3x10 m. Em seguida é direcionado para o sistema biológico constituído de quatro reatores do tipo UASB, com dimensões de 15 x 15 x 6,65 m, com tempo de retenção de seis a oito horas. O gás gerado pelos reatores é queimado no *flare*, este dispositivo que queima biogás é protegido por um selo hídrico, com a finalidade de evitar que

²⁵ Estes dados foram fornecidos pelos funcionários da COPASA que cuidam da ETE Sapucaí.

o fogo retorne ao sistema. A frequência de descarte dos reatores é em função de análises de sólidos totais executadas em laboratório.

Após o tratamento o lodo é conduzido até o leito de secagem. Na ETE Sapucaí existem oito leitos disponíveis para receber os resíduos do tratamento, nos quais o material fica retido de 30 a 45 dias (em função da temperatura ambiente e o do volume de precipitação) para desague. Parte da água evapora de maneira natural e outra parte percola pelo fundo do leito, o qual possui sistemas de tubulações que coletam esse líquido e o reenviam para o reator UASB. As dimensões dos leitos de secagem são 10x20x2 m, imediatamente após o descarte do lodo estabilizado atinge uma altura de 60 cm no leito, após o deságue resta uma lamina de 10 cm de LLS.

Quando o lodo digerido atinge a umidade aproxima de 60 %b.u. é transportado para uma vala, construída no terreno da própria ETE, para receber e armazenar o lodo de leito seco, com uma capacidade de 312,5 m³. O volume médio de lodo seco gerado mensalmente é de 12,5 m³, produzindo, em média, oito toneladas mês.

4.3 Análise de Amostras de Lodo Digerido e do Leito de Secagem

Algumas amostras de lodo digerido proveniente do reator UASB (descarte) e do leito foram analisadas, com o intuito de se conhecer as características e as propriedades relacionadas à geração de energia. Foram realizadas medidas do PCS (usando calorímetro), análises de DBO, DQO, além da determinação em laboratório da concentração de materiais sólidos, fixos e voláteis e análise imediata, empregando-se o Analisador Termo-Gravimétrico (TGA).

Pode-se agrupar as amostras coletadas na ETE Sapucaí em três grupos:

- Grupo **α** : amostra de LLS colocada na célula experimental (dezembro/2014);
- Grupo **β** : amostras ensaiadas no AMTPS, sendo uma de lodo de descarte do reator UASB e outra de LLS, coletada em janeiro/2016;
- Grupo **ω** : amostras de LLS coletadas durante um período de 6 meses.

Vale ressaltar que ao longo das coletas de amostras no leito de secagem verificou-se uma acentuada variação de umidade do LLS, de 15%b.u. a 71 %b.u. Esta variação de umidade pode ter os seguintes motivos:

- como o leito de secagem é aberto a atmosfera (exposto ao ar livre) eventos de precipitação pode alterar o teor de água;
- tempo de permanência no resíduo no leito de secagem não é constante, variando de 30 a 45 dias;
- não existe um controle de umidade do LLS na ETE, utilizando métodos técnicos.

4.3.1 Poder calorífico

O PCS foi medido através do uso de um calorímetro da marca IKA, modelo C2000, no Laboratório de Análises de Gases (LAG) do NEST. O equipamento não pôde determinar o poder calorífico das amostras de LLS diretamente, em função da grande quantidade de água presente nelas, devido ao fato de que o fio de algodão da ignição dentro do vaso hermético ficou umedecido. Sendo assim, porções de LLS dos Grupos **α** e **ω** foram colocadas em estufa por 24 h, e na sequência ensaiadas no calorímetro, cada teste necessitava de no máximo 0,6 g de material. A Tabela 4.1 apresenta os resultados do PCS para as amostras.

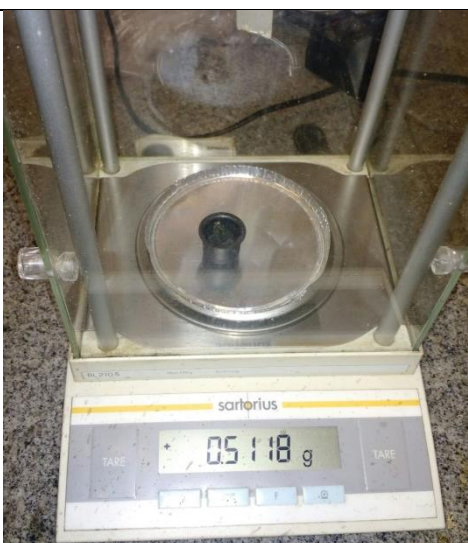
Tabela 4.1 – Poder Calorífico das amostras de LLS.

	PCS (MJ/kg)
Amostra Grupo α	15,428
Amostra Grupo ω	14,632

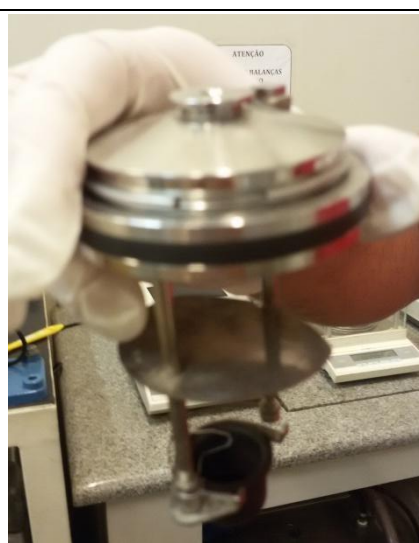
Verificou-se a grande quantidade de água presente principalmente na amostra do Grupo **α**, considerando que foram coletadas em épocas diferentes, e que no dia da coleta da amostra do Grupo **ω** o LLS estava sendo transportado para a vala, para disposição final. A diferença entre as umidades foi proposital, com o intuito de avaliar se a presença desta iria influenciar de alguma maneira, porém como as amostras foram secas, a umidade não influenciou nos resultados.

A variação de 5,16 % no PCS das amostras dos Grupos α e ω pode ser considerada aceitável, pois as amostras foram coletadas em datas distintas (diferença de 1 ano), podendo haver variações da composição do esgoto. As Figuras 4.1a a 4.1.d apresentam a sequência das medições do poder calorífico, do Grupo α .

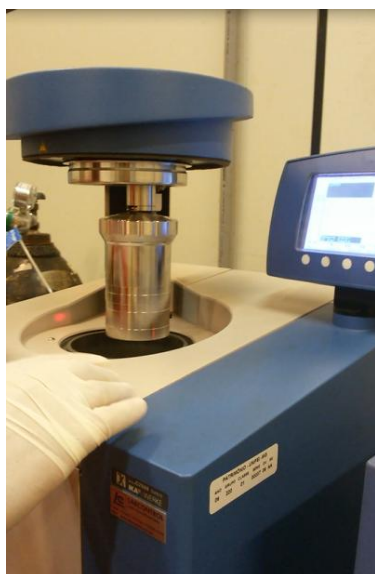
O valor do PCS medido possui a mesma ordem de grandeza dos valores encontrados, numericamente, por Lee e Santos (2011): $PCS_{\text{lodo seco}} = 16 \text{ MJ/kg}$ (média obtida a partir de lodos de duas diferentes ETE's) e Nozela (2014): $PCS_{\text{lodo seco}} = 12,12 \text{ MJ/kg}$.



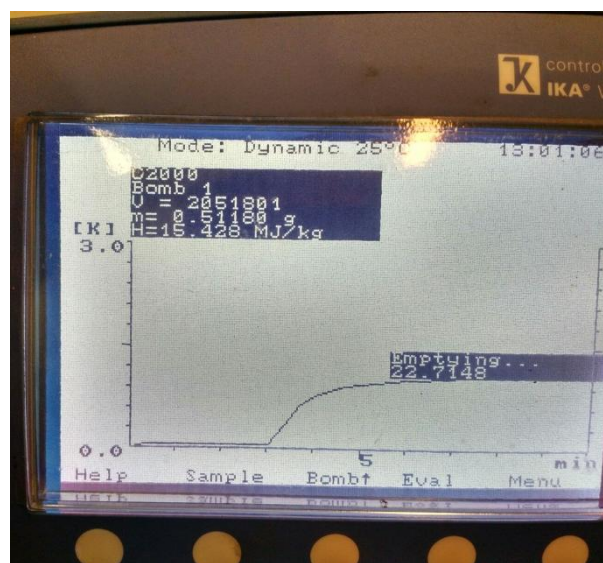
(a) Pesagem da amostra



(b) Montagem do vaso hermético



(c) Início do funcionamento do calorímetro



(d) Resultado fornecido pelo calorímetro

Figura 4.1 - Medição do poder calorífico da amostra de LLS.

4.3.2 Análises Físico-Químicas

As análises físico-químicas foram realizadas no Laboratório de Resíduos Sólidos, Hidrogeologia e Qualidade da Água do IRN/UNIFEI, o LABRES, de acordo com a metodologia indicada pela *American Public Health Association* (APHA), encontrada em *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2002).

Para o Grupo α foram realizadas as análises químicas de DQO, DBO, ST, STF, SV e umidade para amostras do LLS (que permaneceram por cerca de 30 dias no leito de secagem) antes de ser colocado no biodigestor (dezembro/2014) e para após a abertura do biodigestor (maio/2016), em triplicata. A Tabela 4.2 apresenta os resultados das análises para o Grupo α , valor da umidade para os dois períodos, determinada de acordo com a Equação 2.2, apresentada no item 2.3.

Tabela 4.2 - Análises físico-químicas Grupo α ($G\alpha$).

Análises	LLS - Dez/2014	LLS - Mai/2016
	$G\alpha A$	$G\alpha B$
Sólidos Totais (ST)* (%)	29,7	24,6
Sólidos Totais Fixos (STF)**(%)	9,2	8,6
Sólidos Totais Voláteis (SV)	20,5	16,0
DQO*** (mg/l)	1013,10	799,00
DBO (mg/l)	313,76	210,10
Umidade (%b.u.)	70,3	74,4

* Amostra de lodo colocada em estufa a 100°C

** Amostra de lodo submetida a 550° C na mufla, não contem matéria orgânica (cinzas)

***Para o cálculo de DQO diluiu-se 1g da amostra em 20 ml de água destilada.

Verifica-se que a relação entre SV e ST (SV/ST) antes do enchimento do biodigestor foi de 69,0% e após a abertura desta foi de 65,0%. Esta relação é citada por von Sperling e Chernicharo (2005) indicando que quanto maior for a remoção da fração orgânica (representada pelos SV) menor será o valor de SV/ST. Sendo que cada sistema de tratamento de esgoto tem um valor típico para esta relação. As amostras de LLS dos Grupos β e ω

apresentaram resultados dessa relação menor que 55% (Grupo β : SV/ST < 53% e Grupo ω : SV/ST < 55%). De acordo com Andreoli et al. (2010) lodos digeridos tem entre 60 e 65% SV/ST.

As análises das amostras do Grupo β (Tabela 4.3) foram ensaiadas da seguinte maneira: amostras, em triplicata, de lodo de descarte e do LLS tiveram os valores de ST, SV, STF e umidade determinados antes do ensaio no AMTPS. Uma fração de amostra de LLS foi conservada (em geladeira a 4° C) e após 40 dias da sua coleta foi submetida a um teste de análise imediata (descrita no item 4.3.3) e teve os valores de ST, SV, STF e umidade determinados.

Tabela 4.3 - Análises físico-químicas Grupo β ($G\beta$).

Análises	Lodo de Descarte	LLS	LLS
	do Reator UASB ($G\beta C$)	Jan/2016 ($G\beta D$)	Fev/2016 ($G\beta E$)
Sólidos Totais (ST) (%)	0,2918	37,8	30,4
Sólidos Totais Fixos (STF) (%)	0,1367	17,8	15,7
Sólidos Totais Voláteis (SV) (%)	0,1551	20,1	14,7
Umidade (%b.u.)	99,71	62,2	69,6

As análises de sólidos referentes à amostra de lodo de descarte UASB ($G\beta C$) apresentaram valores baixos, uma das causas pode ter sido o pequeno intervalo de tempo de descarte do lodo. A amostra ensaiada permaneceu 15 dias no reator UASB.

O Grupo ω ($G\omega$) é formado por amostras coletadas em maio, de lodo do meio do reator, e de descarte do UASB e de LLS, e amostra de LLS coletada em novembro de 2015. Os resultados das análises estão apresentados na Tabela 4.4.

Tabela 4.4 - Análises físico-químicas Grupo ω (G ω).

Análises	Lodo do meio	Lodo de Descarte	LLS	LLS
	do Reator UASB	do Reator UASB	Nov/2015	Mai/2016
	(G ω F)	(G ω G)	(G ω H)	(G ω I)
Sólidos Totais (ST) (%)	5,80	3,37	68,4	84,2
Sólidos Totais Fixos (STF) (%)	2,88	1,64	30,8	42,6
Sólidos Totais Voláteis (SV) (%)	2,93	1,73	37,6	41,6
Umidade (%b.u.)	94,2	96,6	31,6	15,8

Para efeitos de conhecimento foi determinada a DQO do lodo do meio do reator e de descarte do UASB, 132,33 mg/l e 295,67 mg/l, respectivamente.

Verificou-se uma grande diferença entre as amostras de LLS no valor da umidade, variando de 15,8 a 70,3 %, no entanto todas foram retiradas do leito de secagem, no período de 1 dia a 1 semana antes de serem dispostas na vala.

4.3.3 Análise imediata

A análise imediata consiste na determinação dos teores de umidade, matéria volátil, carbono fixo e cinzas. Lodos sanitários, especialmente os provenientes de processos de tratamento anaeróbio, são materiais com elevados teores de cinzas (50 % em média). Sendo as cinzas o resíduo inorgânico remanescente após a queima (Bork, 2011).

A TGA é uma das técnicas mais comuns para estudar o comportamento térmico de pequenas amostras de combustíveis, sem limitações de transferência de calor e massa, com baixas taxas de aquecimento, podendo ser usada para determinar a taxa de pirólise (perda de massa por unidade de tempo) (SKREIBERG et al., 2011).

Foi utilizado TGA da marca TGA701, do laboratório do NEST, Figura 4.2, com amostras dos três grupos (LLS, lodo de reator UASB, lodo de descarte, lodo do biodigestor). As Tabelas 4.5 e 4.6 apresentam os valores médios obtidos pelo equipamento, considerando a umidade e, considerando que as amostras estão isentas de umidade, respectivamente.



Figura 4.2 – Teste das amostras de lodo no TGA.

Tabela 4.5 – Análise imediata de amostras de lodo, utilizando um TGA701, considerando a umidade presente nas amostras.

	Massa Inicial (g)	Cinzas (%)	Carbono Fixo (%)	Umidade (%)	Teor de Voláteis (%)
GβE (amostra seca AMTPS) (i)	1,05	42,29	5,72	5,48	46,51
GβE (amostra úmida AMTPS) (ii)	1,49	13,25	1,51	70,51	14,73
GωG (amostra seca lodo descarte) (iii)	1,47	38,47	7,31	5,97	48,26
GωF (amostra seca lodo meio UASB) (iv)	1,82	38,45	7,83	6,56	47,16
GωI (amostra lodo leito seco) (v)	2,50	40,91	6,47	6,28	46,34
GωI (amostra lodo leito úmido) (vi)	2,08	39,83	6,37	9,05	44,75
GαB (amostra seca lodo biodigestor) (vii)	1,88	21,04	12,97	8,05	57,93
GαB (amostra úmida lodo biodigestor) (viii)	1,38	7,07	2,17	75,32	15,44

Tabela 4.6 – Análise imediata de amostras de lodo, utilizando um TGA701, considerando as amostras isenta de umidade.

	Carbono Fixo (%)	Cinzas Secas (%)	Teor de Voláteis Secos (%)
GβE (amostra seca AMTPS) (i)	5,72	44,74	49,22
GβE (amostra úmida AMTPS) (ii)	1,51	44,90	49,95
GΩG (amostra seca lodo descarte) (iii)	7,31	40,91	51,32
GΩF (amostra seca lodo meio UASB) (iv)	7,83	41,15	50,47
GΩI (amostra lodo leito seco) (v)	6,47	43,65	49,45
GΩI (amostra lodo leito úmido) (vi)	6,37	43,79	49,20
GΩB (amostra seca lodo biodigestor) (vii)	12,97	22,89	63,00
GΩB (amostra úmida lodo biodigestor) (viii)	2,17	28,66	62,56

As amostras secas (i, iii, iv, v e vii) foram aquelas que passaram pela estufa por 24h, já as úmidas (ii, vi e viii) não foram submetidas a nenhum processo de aquecimento. As amostras Gβ referem-se ao material analisado no AMTPS: lodo de leito in natura (i e ii). A célula experimental também teve seu material analisado: lodo biodigestor (vii e viii). Foram coletadas amostras na ETE Sapucaí em maio de 2016: lodo retirado do interior do reator UASB (iv4), lodo descartado pelo reator UASB (iii) e lodo do leito de secagem, pronto para ser depositado na vala (vii e viii).

O objetivo do uso do TGA foi determinar a quantidade de cinzas geradas pelas amostras, para previsão do volume de resíduo produzido pela queima de lodo, em diferentes estágios.

Os teores de voláteis determinados pelo TGA foram altos, porém analisando os dados de perda de massa ao longo do experimento verifica-se que existe perda de massa após 600° C (nos testes para determinação de SV as amostras são colocadas em mufla a 550°C). Para as amostras secas BH (i) tem-se que a perda massa de 100°C a 344°C foi de 29,2%; entre 344°C e 644°C a perda de massa foi de 41,3% e acima desse intervalo de temperatura a perda foi de 22,8% com relação a massa total, tudo em valores médios. As amostras úmidas BH (ii) perderam 78,4% de massa no intervalo de 100°C e 376°C; 6,5% entre 376°C até 632°C e 5% acima de 600°C, tudo em relação a massa total em valores médios das amostras em triplicata.

A Figura 4.3 apresenta o comportamento da perda de massa e da temperatura durante o teste para GβE (amostra seca AMTPS) (i).

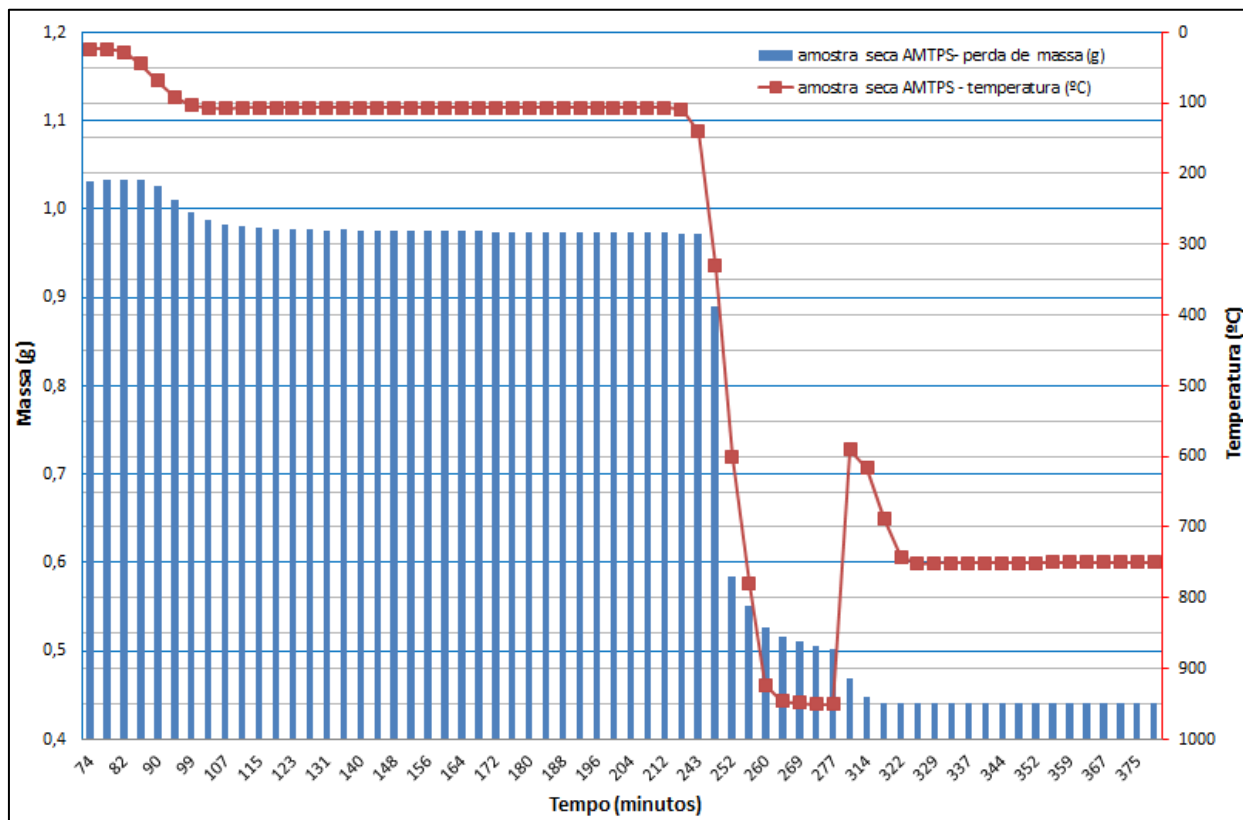


Figura 4.3 – Comportamento da massa da amostra de LLS com relação à variação de temperatura durante o teste no TGA.

4.4 Célula Experimental

Como o objetivo era verificar o potencial de geração de biogás a partir do LLS foi construída uma célula experimental, composta por um biodigestor, para receber o lodo, e um gasômetro, dispositivo de coleta de gás, no qual foi instalado um termopar, tipo MTK. Para tanto, foi utilizada uma amostra de LLS da ETE Sapucaí.

A Figura 4.4 apresenta a coleta de amostras de LLS, realizada feita pelo técnico da Companhia de Saneamento do Estado de Minas Gerais (COPASA), que é a empresa que executa as atividades de captação e tratamento de água e coleta e tratamento de esgoto no

município de Itajubá/MG. A Figura 4.5 apresenta uma vista dos leitos de secagem, vazios e com lodo seco. O lodo para o experimento foi retirado do leito 08.



Figura 4.4 - Coleta do lodo no leito de secagem na ETE Sapucaí.



Figura 4.5 - Leito de secagem na ETE Sapucaí.

O esquema de montagem é apresentado pela Figura 4.6a. O gasômetro é constituído por um tubo de PVC de 100 mm de comprimento tamponado na parte inferior, cheio de água, que abriga um tubo invertido de 75 mm tamponado na parte superior, onde o biogás é armazenado na abertura do registro do biodigestor, podendo medir até 3 litros. Neste tubo de 75 mm foram instaladas 03 válvulas de 3/8 pol. (tipo câmara de ar), sendo que uma é para entrada de biogás, outra para purga e a na outra foi colocado um termopar tipo MTK 01. A Figura 4.6b apresenta o aparato experimental em funcionamento.

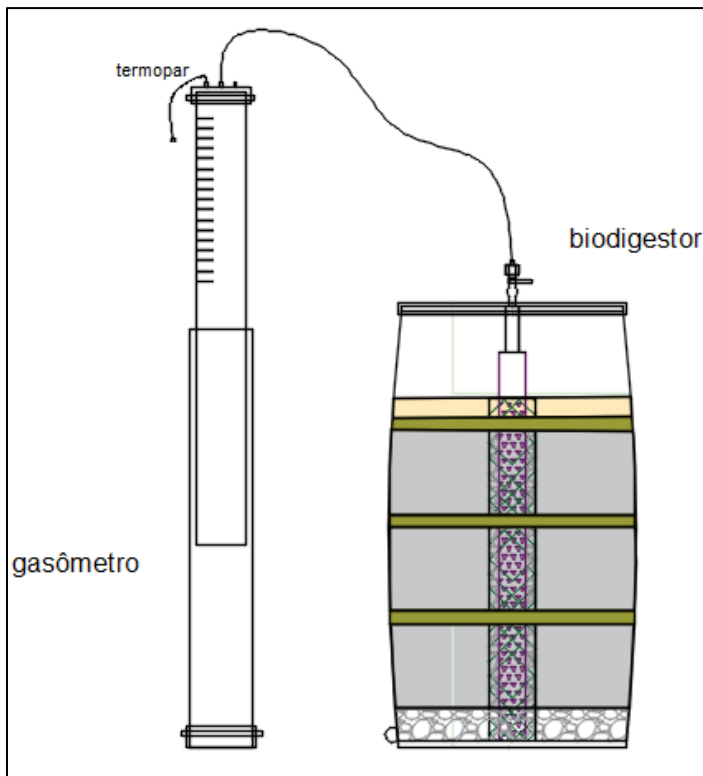


Figura 4.6a - Esquema da célula experimental
(gasômetro + biodigestor)



Figura 4.6b - Célula experimental
(gasômetro + biodigestor)

Para a determinação da massa de lodo necessária para a célula experimental, foram consideradas ainda as seguintes informações:

- As dimensões do recipiente (galão 60 l);
- A altura do recipiente ocupado pelo lodo (considerando as camadas de solo, lodo e brita): dois terços da altura total;
- O teor de umidade o lodo.

Os materiais apresentados pela Tabela 4.7 foram depositados no biodigestor.

Tabela 4.7 - Materiais depositados no biodigestor

Materiais	Massa (g)	Proporção (%)
Lodo do leito de secagem	28.730,2	84
Serragem pino	3.270,0	10
Argila	2.331,3	7

O processo de enchimento foi realizado da seguinte forma: após a pesagem das substâncias, elas foram sendo coladas em camadas e compactadas. A primeira camada foi de brita para que os líquidos gerados pudessem ser mais tarde coletados sem interferir no biodigestor. Na sequência foram brita, lodo, serragem de pinos, lodo, serragem de pinos, lodo serragem de pino e por último argila para selar. O galão foi fechado, com a própria tampa, que sofreu modificações para receber um tubo com registro para liberação dos gases. As Figuras 4.7a e 4.7b apresentam fases do processo de enchimento do biodigestor.



Figuras 4.7a - Início do enchimento.



Figuras 4.7b - Fim do enchimento.

O processo de enchimento do biodigestor, apesar de ser esta de pequeno porte, foi executado com equipamento de segurança: vestimenta impermeável (macacão impermeável com luvas e botas acopladas, para saneamento), com máscara (máscara descartável com proteção para produtos químicos: poeiras, névoas, fumos e odores vapores orgânicos) e óculos de segurança. A Figura 4.8 apresenta um esquema geral do biodigestor.

O Quadro 4.1 apresenta o resumo das etapas envolvidas na célula experimental, desde a coleta do LLS até o esvaziamento do biodigestor.

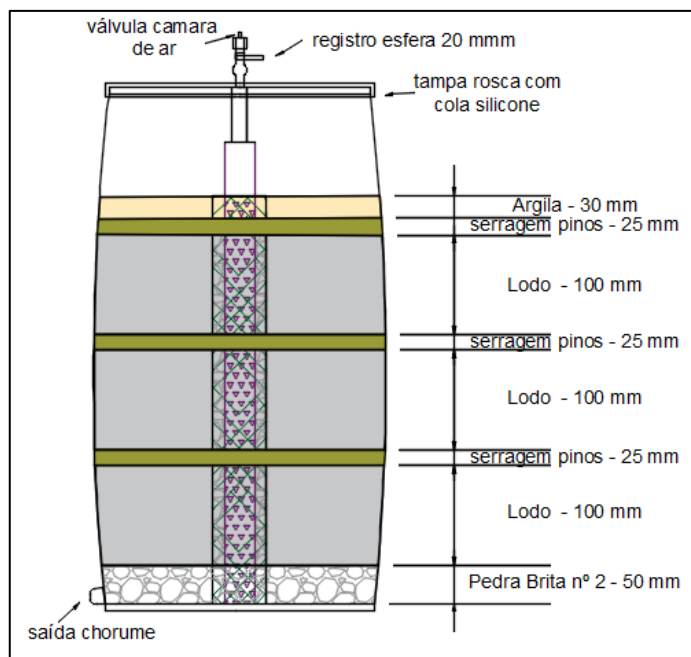


Figura 4.8 - Esquema do biodigestor.

Quadro 4.1: Resumo de atividades desenvolvidas para a atividade de campo.

Atividade	Descrição	Data	Observações
Coleta do lodo	Coleta do lodo do leito de secagem.	15/10/2014	Realizada as 14:00 h.
Montagem da célula	Enchimento da célula experimental com o lodo.	27/11/2014	Coleta de amostra de lodo para análises físico-químicas
Leitura dos dados	Leitura das grandezas: temperatura e volume	17/12/2014, 17/06/2015, 24/06/2015, 26/06/2015, 03/07/2015, 07/07/2015, 10/07/2015, 14/07/2015, 17/07/2015, 21/07/2015, 24/07/2015, 28/07/2015, 07/10/2015	Equipamentos utilizados: termômetro e gasômetro.
Leitura dos dados	Leitura das grandezas: temperatura, volume e composição do biogás	25/02/2015, 29/04/2015, 14/05/2015, 31/07/2015, 07/08/2015, 20/01/2016	Equipamentos utilizados: termômetro, gasômetro, GEM 5000.
Abertura do Biodigestor		05/05/2016	

4.4.1 Coleta de dados

Para cada leitura estava programada a coleta de quatro dados: volume de gás, temperatura do gasômetro, composição e porcentagem dos gases gerados. O medidor de temperatura usado trata-se de um termômetro infravermelho, a laser, medidor na faixa de -30°C a 550°C, marca Holdpeak, modelo HP-880EK.

Para obter as informações sobre os gases foi usado o equipamento GEM 5000²⁶, (n°. série 501944), fabricado pela empresa LandTec. Para cada medição, era fechada a válvula de saída de gás do biodigestor, acoplada à válvula de amostra/purga do gasômetro, que posteriormente era conectado à porta de medição do analisador.

A Figura 4.9a mostra o equipamento sendo utilizado e Figura 4.9b o equipamento com seus cabos e conexões.



Figura 4.9a
util



²⁶ Equipamento cedido pelo Professor Afonso Henrique Moreira Santos.

Quadro 4.2 - Características gerais do GEM 5000 (Manual GEM 5000, 2012).

Gases medidos	CO ₂ e CH ₄	Através de sensor infravermelho	
	O ₂ , CO, H ₂ S,	Através de sensor eletroquímico interno	
Variação	CO ₂	0-100%	
	CH ₄	0-100%	
	O ₂	0-25%	
	CO	0-2000 ppm	
	H ₂ S,	0-500 ppm	
Precisão após calibração	CH ₄	0-70%	±0,5% (vol)
		70- 100%	±1,5% (vol)
	CO ₂	0-60%	±0,5% (vol)
		60-100%	±1,5% (vol)
	O ₂	0-25%	±1,0% (vol)
	CO	0-500 ppm	±2,0%
	H ₂ S	0-500 ppm	±2,0%
0-5.000 ppm 0-10.000 ppm		±2,0% ±5,0%	
Tempo de resposta	CO ₂ e CH ₄	≤ 10 segundos	
	O ₂	≤ 20 segundos	
	CO e H ₂ S	≤ 30 segundos	

No total foram realizadas 19 leituras, apresentadas na Tabela 4.8. Em 06 medições foram usados o GEM 5000, nas demais foram usados somente termômetro e o gasômetro. Os dados lidos pelo GEM 5000 foram: porcentagem de CH₄, CO₂, O₂, ppm de CO e H₂S, além da pressão dentro do gasômetro e a pressão barométrica. Na última medição (19ª) o GEM 5000 detectou a presença de O₂, CO e H₂S, porém sem CH₄. Apesar das leituras de H₂S serem zero em quase todas as medições, isso não significa que não exista este gás, e sim que a quantidade é menor que o limite mínimo que equipamento poderia fazer a leitura. De acordo com os técnicos que operam a ETE Sapucaí o índice de corrosão dos equipamentos da planta (desde 2010 em operação) é muito baixo, em virtude da pequena quantidade de H₂S.

Tabela 4.8 - Resumo das medições de biogás gerada pelo biodigestor.

Data	Leitura	CH₄ (%)	CO₂ (%)	O₂ (%)	CO (ppm)	H₂S (ppm)	BAL (%)	Volume Biogás (Nm³)	Temperatura gasômetro (°C)	Pressão barométrica (Pa)	Pressão relativa no gasômetro (Pa)
17/12/14	01	-	-	-	-	-	-	0,001962	30,4	-	-
25/02/15	02	45,00	22,00	5,90	18,00	0,00	26,90	0,001760	28,9	90800	1071
29/04/15	3	63,50	25,80	2,00	17,00	0,00	8,90	0,000784	25,2	90700	1137
14/05/15	4	57,80	20,40	11,10	28,00	0,00	10,60	0,001098	23,1	90900	1257
17/06/15	5	-	-	-	-	-	-	0,001005	23,1	-	-
24/06/15	6	-	-	-	-	-	-	0,000789	23,4	-	-
26/06/15	7	-	-	-	-	-	-	0,000089	24,0	-	-
03/07/15	8	-	-	-	-	-	-	0,000807	23,3	-	-
07/07/15	9	-	-	-	-	-	-	0,001074	24,0	-	-
10/07/15	10	-	-	-	-	-	-	0,000536	24,3	-	-
14/07/15	11	-	-	-	-	-	-	0,000983	24,5	-	-
17/07/15	12	-	-	-	-	-	-	0,000539	23,1	-	-
21/07/15	13	-	-	-	-	-	-	0,000627	23,5	-	-
24/07/15	14	-	-	-	-	-	-	0,000537	23,9	-	-
28/07/15	15	-	-	-	-	-	-	0,000267	26,0	-	-
31/07/15	16	54,30	13,90	4,50	10,00	0,00	27,30	0,000089	24,4	91200	813
07/08/15	17	64,00	23,30	1,40	5,00	0,00	11,30	0,000446	23,9	90600	1077
07/10/15	18	-	-	-	-	-	-	0,000878	29,7	-	-
20/01/16	19	0	0	21,1	12	10,0	78,8	0,000878	28,0	90300	1242

4.4.2 Análise e quantificação do Biogás

As medições e correções de volume do biogás produzido seguiram as leis de Boyle e Gay-Lussac. Com o intuito de normalizar os dados, foi adotada as condições de pressão e temperatura de 1 atm e 20° C e as condições locais de Itajubá (medidas pelo GEM5000) para a correção do volume de gases gerados. Da combinação das leis de Boyle e Gay Lussac, resultou a Equação 4.1.

$$\frac{V_0 \cdot P_0}{T_0} = \frac{V_1 \cdot P_1}{T_1} \quad (4.1)$$

Onde

V_0 = Volume corrigido (m³);

P_0 = Pressão corrigida do biogás para 1 atm = 101.325 Pa;

T_0 = Temperatura corrigida do biogás para 20° C = 293,15 K;

V_1 = Volume do biogás no gasômetro;

P_1 = Pressão do biogás no momento da leitura; sendo a soma da pressão barométrica com a pressão do gasômetro, fornecidas pelo GEM5000;

T_1 = Temperatura do biogás no gasômetro no momento da leitura em Kelvin.

A Equação 4.1 pode ser rearranjada para a Equação 4.2:

$$V_{normalizado} = \frac{(P_{Itajubá} + P_{gasômetro}) \cdot V_{gasômetro} \cdot (293,15K)}{(1 \text{ atm}) \cdot T_{gasômetro}} \quad (4.2)$$

O volume de biogás normalizado pode então ser calculado. Com as informações do GEM5000 sobre as porcentagens dos gases, pode-se calcular o volume nas CNTP do metano, principal gás, no que se refere à conversão de energia.

Vale ressaltar o alto teor de água do LLS, umidade de 70,3%b.u., depositado na célula experimental (biodigestor), pois ele estava no leito de secagem há 15 dias, apenas. A primeira leitura foi realizada de maneira forçada, pois o registro do biogás do biodigestor foi aberto sem autorização, sendo detectado no mesmo dia. Após esse evento, algumas medidas foram tomadas para evitar a curiosidade de estranhos: como retirada do dispositivo de alavanca do

registro e solicitação de maior vigilância para o sistema de vigilância. Outra característica do experimento refere-se ao cheiro, somente quando se abria o registro do biodigestor e liberava o gás para o ambiente é que se sentia o desconforto pelo mau cheiro.

4.4.3 Resultados

Nas medições realizadas sem o GEM5000, não foi possível fazer a leitura de três dados: porcentagem dos gases gerados, pressão barométrica e pressão do gasômetro. Optou-se por calcular um valor médio para estes dados de maneira a permitir o cálculo do volume de metano gerado nas CNTP. A Tabela 4.9 apresenta o resumo dos dados coletados com a quantidade de metano gerado. Em função da impossibilidade do uso do equipamento em todas as medições, foi calculado a média dos valores referentes à pressão e a composição do biogás das leituras realizadas pelo GEM5000 e inseridos nas células sem medições.

Com relação ao comportamento da geração de biogás podem ser destacados dois pontos: uma produção de biogás inicial maior que o valor médio e uma amplitude de temperatura, tanto a ambiente (variação de 9,70° C), quanto a do gasômetro (variação de 7,30° C). Além disso, entre os meses de junho a agosto, estação fria do ano, a produção foi menor que a média, em várias leituras (atividade microbiológica menor).

A partir da Tabela 4.9 foi possível elaborar os gráficos apresentados pelas Figuras 4.10 e Figura 4.11. Os quais relacionam o volume de gás metano produzido, pelo biodigestor, com a temperatura e o valor acumulado de metano com as temperaturas medidas. Como o intuito é medir o metano, a leitura 19 foi desconsiderada.

Tabela 4.9 - Volume de CH₄ gerado pela célula experimental.

Data	Leitura	CH₄ (%)	Volume (l)	Pressão barométrica (Pa)	Pressão relativa no gasômetro (Pa)	Temperatura interna do gás (K)	Volume biogás (Nm³)	Volume CH₄ (Nm³)	Volume acumulado CH₄ (10⁻³. Nm³)
17/12/14	1	56,92	2,24	90840	1071	303,55	0,001962	0,001117	1,117
25/02/15	2	45,00	2,00	90800	1071	302,05	0,001760	0,000792	1,909
29/04/15	3	63,50	0,88	90700	1137	298,35	0,000784	0,000498	2,407
14/05/15	4	57,80	1,22	90900	1257	296,25	0,001098	0,000635	3,041
17/06/15	5	56,92	1,12	90840	1071	296,25	0,001005	0,000572	3,613
24/06/15	6	56,92	0,88	90840	1071	296,55	0,000789	0,000449	4,063
26/06/15	7	56,92	0,10	90840	1071	297,15	0,000089	0,000051	4,114
03/07/15	8	56,92	0,90	90840	1071	296,45	0,000807	0,000460	4,573
07/07/15	9	56,92	1,20	90840	1071	297,15	0,001074	0,000611	5,184
10/07/15	10	56,92	0,60	90840	1071	297,45	0,000536	0,000305	5,490
14/07/15	11	56,92	1,10	90840	1071	297,65	0,000983	0,000559	6,049
17/07/15	12	56,92	0,60	90840	1071	296,25	0,000539	0,000307	6,355
21/07/15	13	56,92	0,70	90840	1071	296,25	0,000627	0,000357	6,713
24/07/15	14	56,92	0,60	90840	1071	297,05	0,000537	0,000306	7,018
28/07/15	15	56,92	0,30	91200	1071	299,15	0,000267	0,000152	7,170
31/07/15	16	54,30	0,10	90600	813	297,55	0,000089	0,000049	7,219
07/08/15	17	64,00	0,50	90600	1077	297,05	0,000446	0,000286	7,504
07/10/15	18	56,92	1,00	90300	1071	302,85	0,000878	0,000500	8,004

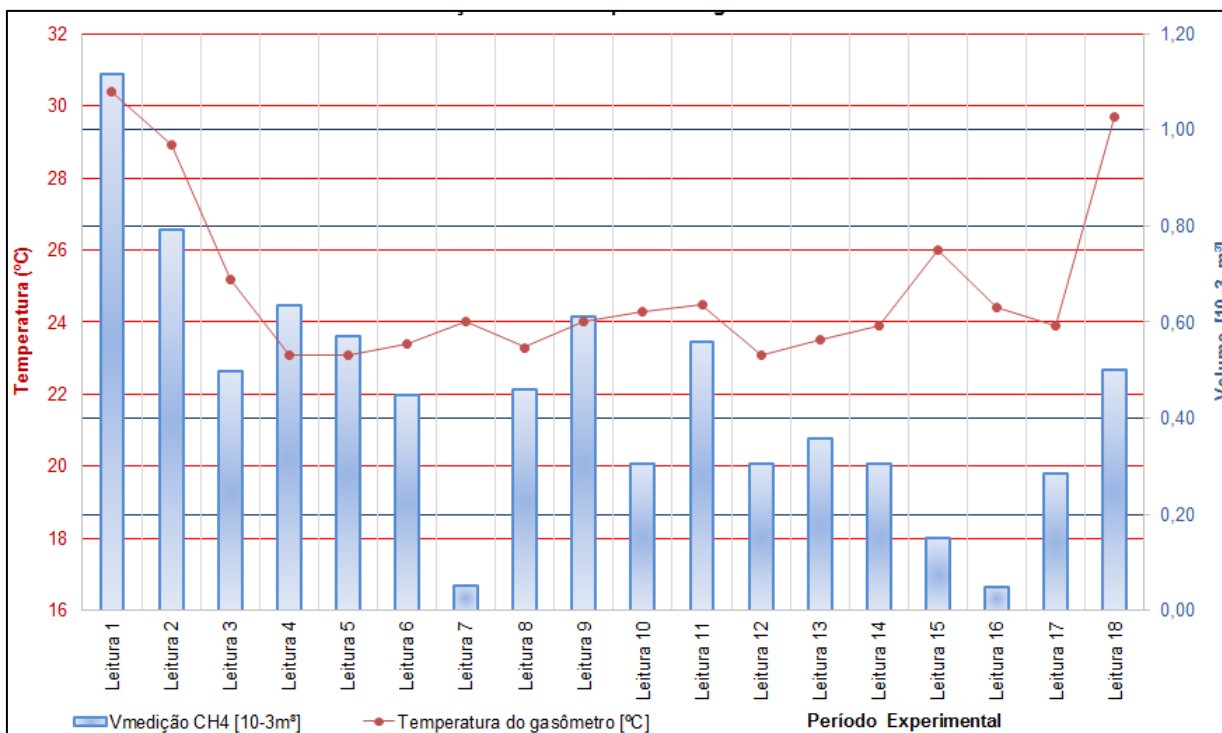


Figura 4.10 - Geração de metano pelo biodigestor.

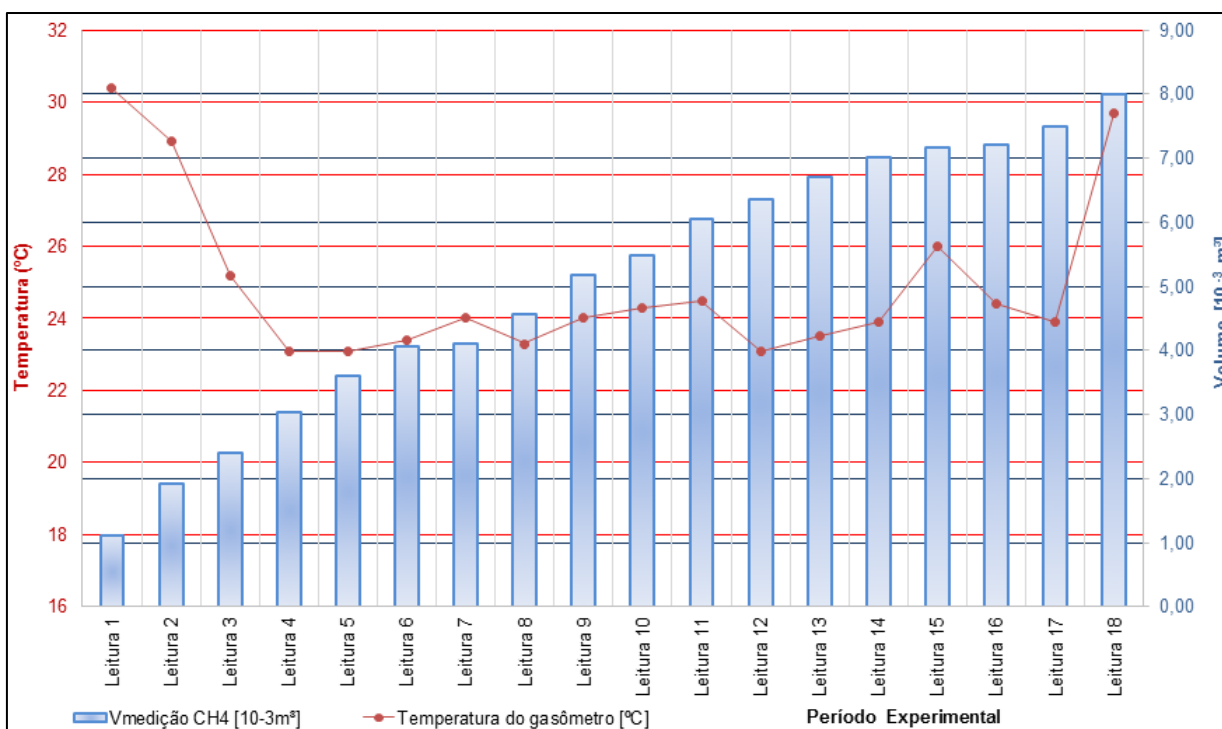


Figura 4.11 - Geração acumulada de metano pelo biodigestor.

Considerando a massa inicial de LLS colocada no biodigestor, 28,7 kg, com SV igual a 20,05%, e a produção acumulada de metano, pode-se determinar o rendimento do experimento como 1,35 Nml/gSV ou 0,00135 Nm³/kgSV.

Vale ressaltar aqui um fenômeno conhecido como emissão fugitiva, trata-se do vazamento de biogás do aterro através da camada de solo na cobertura, que ocorre por processos de difusão e advecção. Guedes (2007) fez medições em aterros sanitários de resíduos sólidos para analisar tais emissões, de acordo com o autor, a difusão ocorre pelo gradiente de concentração de gases presentes no interior do aterro (ao longo da sua profundidade), causando a percolação de biogás, e o processo de advecção é gerado pela diferença de pressões entre o meio interno e o atmosférico, que permite um movimento físico da massa de gasosa. Os fatores que podem intervir na pressão interna do gás são: variação do nível de lixiviado no fundo do aterro, fortes correntes de vento, nascentes sob o aterro, variação do nível das marés, temperaturas externas, internas (reações exotérmicas), variação da pressão atmosférica e índice pluviométrico.

Considerando as dimensões da célula experimental e o modo como foi construída, de maneira a evitar o escape do biogás, pode-se considerar que o nível das emissões fugitivas foi mínimo, porém se fosse construído um biodigestor para comportar algumas toneladas de LLS, por exemplo, convivendo com contração da cobertura, sistema de fechamento/cobertura com pontos de escape de biogás, tal fenômeno deve ser levado em consideração.

4.5 Teste com AMTPS

4.5.1 Procedimento de ensaio

Foi realizado, nas dependências da UFMG, nos laboratórios de Análises Físico-Químicas de Microbiologia, o teste do potencial da produção de metano, utilizando o equipamento AMPTS II - *Automatic Methane Potential Test System* (Figura 4.12) com amostras de lodo da ETE Sapucaí (Grupo **w**: lodo de descarte do reator UASB e LLS).

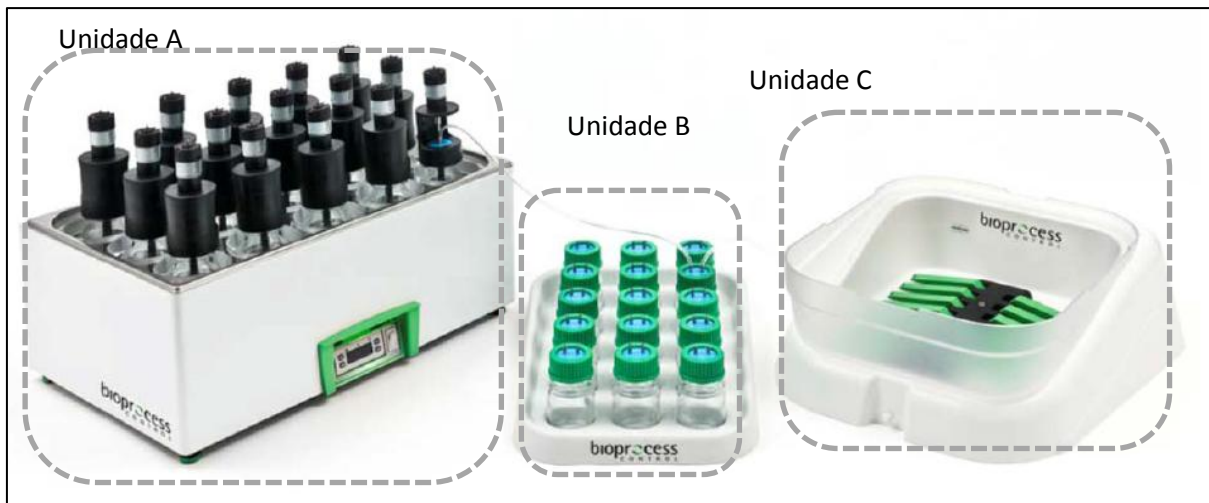


Figura 4.12 – AMPTS II: *Automatic Methane Potential Test System*.

Fonte: AMPTS II, 2014.

O AMPTS II é um equipamento desenvolvido para medições on-line da produção de biogás e biometano a partir da DA de qualquer substrato biológico degradável (tanto na forma líquida ou sólida) em escala de laboratório, sendo capaz de registrar baixos fluxos de metano. O equipamento é composto por três unidades principais. (AMPTS II, 2014)

A unidade A (unidade de incubação de amostra) é formada por uma caixa suporte para 15 frascos (com capacidade de até 400 ml, cada frasco) para amostras incubadas a temperatura controlada: 35° C (banho maria). Cada frasco pode ter seu conteúdo misturado por um agitador de rotação lenta, ou não. O biogás produzido é medido de forma contínua em cada frasco. Na Figura 4.13a é apresentado o frasco com lodo UASB (uma das triplicatas) no momento no qual esta sendo aplicado nitrogênio gasoso para a retirada de oxigênio, existente dentro do frasco. Na Figura 4.13b tem-se a montagem dos agitadores nos frascos em banho maria, conectados à unidade B.



Figura 4.13a – Aplicação de nitrogênio no frasco com lodo UASB.



Figura 4.13b- Montagem dos agitadores dos frascos da unidade A.

A unidade B (unidade de fixação de CO_2) é composta por frascos contendo uma solução alcalina (NaOH), na Figura 4.13b são os frascos contendo solução azul, onde o biogás produzido pela unidade A passa individualmente. Nessa unidade são retidos os gases ácidos, O_2 e H_2S , permitindo a passagem somente de CH_4 .

A medição do volume de gás metano ocorre na unidade C, na qual o gás liberado pela unidade B é mensurado através de um dispositivo de verificação do fluxo de gás úmido através de um arranjo de células de fluxo (15 células). O princípio do dispositivo baseia-se no princípio de deslocamento de líquidos e *boyancy*, podendo monitorar fluxos baixíssimos de gás. Um pulso digital é gerado quando um determinado volume de gás flui através do equipamento e, um sistema de aquisição de dados integrado é usado para gravar, exibir e analisar os resultados. (AMPTS II, 2014).

Cada frasco da unidade A é conectado a um frasco da unidade B que por sua vez é conectado a uma célula da unidade C. Na Figura 4.13b a Unidade C está como suporte físico da Unidade B. Os dados são enviados para um *notebook* que possui um programa que manipula os dados.

Foram coletadas da ETE Sapucaí duas amostras de lodo de esgoto, no dia 04 de janeiro de 2016, sendo uma de lodo de descarte do reator UASB (que será chamada de “lodo UASB”) e a outra de lodo do leito de secagem (LLS) a qual já estava em condições para ser depositada no aterro. Foi determinada a quantidade de sólidos totais, totais voláteis e totais fixos das duas

amostras, em triplicata de cada amostra, na Tabela 4.10. São apresentados o valor médio para cada uma.

Tabela 4.10 - Características das amostras de lodo da ETE Sapucaí

Amostra	Lodo UASB	%b.u.	Lodo de leite	%b.u.
Umidade*	-	99,71	-	62,06
Sólidos Totais (ST)	2,918 g/l	0,2918	0,379 g/g	37,9
Sólidos Totais Voláteis (SV)	1,551 g/l	0,1551	0,201 g/g	20,1
Sólidos Totais Fixos STF)	1,367 g/l	0,1367	0,178 g/g	17,8
SV/ST	-	53,2	-	53,1

*item 2.3, Equação 2.4

Sendo que a umidade foi determinada de acordo com o item 2.3 e Equação 2.2 desta tese, baseando-se em von Sperling (2014). Considerando uma massa de 100 kg de lodo de leite, com uma umidade de 62,06 %, tem-se que 37,94 kg são sólidos secos (ST) e 62,06 kg são de água. Pode-se observar a elevada umidade do Lodo UASB, amostra praticamente líquida (com mais de 99% de umidade).

Torres et al. (2004) obtiveram razão SV/ST de 0,46 para lodo proveniente de um reator UASB que tratava efluente doméstico.

Cada uma das três amostras de Lodo UASB analisadas continham 30 ml de lodo, no estado líquido, e cada uma das três amostras de LLS, continham, aproximadamente, 20 g. Assim, em função do estado das amostras as unidades de ST, SV e STF adotadas são g/l e g/g, para amostras líquidas e secas, respectivamente. Para a elaboração dos experimentos foi adotada a metodologia indicada pela *American Public Health Association* (APHA), encontrada em *Standard Métodos for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2002).

O valor médio de ST da amostra de LLS pertence ao intervalo apresentado por von Sperling (2014), no qual o teor de sólidos totais do LLS, proveniente de reator UASB, deve ser entre 30 a 45%.

A porcentagem de ST da amostra de lodo UASB pode ser considerada muito baixa, comparando os resultados obtidos por Rodriguez (2011), para ETE's que usam reatores

anaeróbios, as amostras indicam a presença de 4,70% e 2,32 % de ST . Os dados obtidos por Pontes e Chernicharo (2009) para lodo de reatores UASB (em escala piloto) também estão nesta ordem de grandeza: entre 1,8% e 8,7% de ST. Uma das possíveis causas do baixo valor de ST do lodo UASB da ETE Sapucaí pode ser o curto espaço entre os descartes do reator.

Foram executados cinco testes em triplicata, o Quadro 4.3 apresenta um resumo dos testes. A Tabela 4.11 apresenta um quantitativo de massa e volume da montagem dos testes. O tempo de duração do experimento foi de 34 dias.

Quadro 4.3 - Caracterização das misturas testadas no AMPTS.

Teste	Inóculo	Substrato	Agitação	Observações
01	Lodo UASB	-	Sim	Branco, com 0,29% de ST
02	LLS	-	Sim	Lodo diluído até 5% de ST com água destilada.
03	LLS	-	Sim	Lodo diluído até 20% de ST com água destilada.
04	LLS	-	Não	Lodo leito in natura
05	Lodo UASB	LLS	Sim	Relação Substrato/Inóculo: S/I= 0,9

Tabela 4.11 – Resumo da montagem dos testes.

Teste	Conteúdo	S/I	Massa			Volume inóculo (ml)	Massa substrato (g)
			do substrato (gSV)	Massa de inóculo(gSV)	Massa total (gSV)		
01	Lodo UASB	-	-	0,62	0,62	400	-
02	LLS 5%	-	-	10,62	10,62	400	-
03	LLS 20%	-	-	42,48	42,48	400	-
04	LLS in natura	-	-	40,29	40,29	200*	-
05	Lodo UASB (Inóculo) + LLS (substrato)	0,9	0,55	0,62	0,62	397,2	2,8

*No teste 04 em função das características físicas da amostra, lodo de leito com umidade de 22,17%b.u., foi colocado em cada um dos frascos da triplicata, 200 g de amostra.

A massa do inóculo para os testes 1 e 5 (amostras líquidas) foram determinadas utilizando a Equação 4.3 e, para os testes 2, 3, 4 e 5 (nas quais utilizou-se LLS), adotou-se a Equação 4.4 (AMPTS II, 2014).

$$\text{massa de inóculo (gSTV)} = \text{Quantidade de inóculo (ml)} * \frac{\text{STV}_{\text{médio}} \left(\frac{\text{g}}{\text{l}}\right)}{1000} \quad (4.3)$$

$$\text{massa de inóculo (gSTV)} = \text{Quantidade de inóculo (ml)} * \text{STV}_{\text{médio}} \left(\frac{\text{g}}{\text{g}}\right) \quad (4.4)$$

Nos testes 1, 2, 3 e 5, a massa de inóculo adotada foi de 400 ml (capacidade máxima do frasco para amostras líquidas, como o lodo UASB é líquido e o lodo de leito foi diluído em água destilada, considerou que 1 g equivale a 1 ml).

4.5.2 Resultados

De acordo com o manual do AMPTS (AMPTS II, 2014) o período de duração dos testes deve ser entre 30 a 60 dias, o término ocorre quando a produção de metano for menor que 5 ml/dia. Assim, após 34 dias de coleta de dados, os testes foram finalizados.

A Tabela 4.12 apresenta os resultados da produção acumulada e a Tabela 4.13 a vazão diária de metano. O cálculo da produção de metano, em Nml CH₄/g SVinóculo, é realizado dividindo a produção acumulada pela massa de SV presente no inóculo, ou no substrato.

Tabela 4.12 – Produção acumulada de metano

Nome	Lodo UASB				Lodo Leito 5%				Lodo Leito 20%				Lodo Leito in natura				Lodo UASB+Lodo leito			
	frasco 1	frasco 2	frasco 3	Média	frasco 4	frasco 5	frasco 6	Média	frasco 7	frasco 8	frasco 9	Média	frasco 10	frasco 11	frasco 12	Média	frasco 13	frasco 14	frasco 15	Média
Massa substrato de STV (g)	0	0	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0		0,55	0,55	0,55	0,55
Massa de inóculo de STV (g)	0,62	0,62	0,62	0,62	10,62	10,62	10,62	10,62	42,48	42,48	42,48	42,48	40,29	40,29	40,29	40,29	0,62	0,62	0,62	0,62
Dia	Volume (Nml)	Volume (Nml)	Volume (Nml)	Volume (Nml)	Volume (Nml)	Volume (Nml)	Volume (Nml)	Volume (Nml)	Volume (Nml)	Volume (Nml)	Volume (Nml)	Volume (Nml)	Volume (Nml)	Volume (Nml)	Volume (Nml)	Volume (Nml)	Volume (Nml)	Volume (Nml)	Volume (Nml)	Volume (Nml)
0		0		0,0	0	0	0	0,0	0	0	0	0,0	0	0	0	0,0		0		0,0
1		8,4		8,4	8,6	7,9	8,1	8,2	34,0	29,4	28,8	30,7	81,1	79,6	72,9	77,9		0,7		0,7
2		10,6		10,6	9,5	8,4	8,6	8,8	47,9	40,5	40,3	42,9	104,6	103,8	95,7	101,4		1,3		1,3
3		12,8		12,8	10,4	8,9	9,1	9,5	56,6	48,7	48,7	51,3	119,9	119,9	111,4	117,1		2		2,0
4		15,0		15,0	11,4	9,4	9,6	10,1	61,9	53,6	53,8	56,4	126,7	127,6	118,4	124,2		2,6		2,6
5		16,6		16,6	12,3	9,9	10,1	10,8	64,9	56,9	57	59,6	128,7	132,7	120,7	127,4		3,3		3,3
6		17,9		17,9	13,2	10,3	10,6	11,4	67,2	59,3	59,3	61,9	130,6	136,4	122,9	130,0		4		4,0
7		19,1		19,1	14,1	10,8	11,1	12,0	69,4	61,7	61,6	64,2	132,6	139,4	125	132,3		4,6		4,6
8		20,4		20,4	15,0	11,3	11,7	12,7	71,8	66,6	64,9	67,8	134,5	142,3	128,2	135,0		5,3		5,3
9		21,7		21,7	16,0	11,8	12,2	13,3	84,6	78,0	76,3	79,6	143,5	153,5	141,6	146,2		5,9		5,9
10		22,9		22,9	20,0	12,3	12,7	15,0	96,9	89,5	88,0	91,5	158,4	169,6	155,7	161,2		6,6		6,6
11		24,1		24,1	24,8	12,8	13,2	16,9	119,6	111,0	110,1	113,6	185,5	197,2	183,8	188,8		7,3		7,3
12		24,1		24,1	26,3	13,2	13,7	17,7	152,4	143,7	141,8	146,0	216,2	227,0	216,8	220,0		7,9		7,9
13		24,1		24,1	27,9	13,7	14,2	18,6	205,2	197,4	196,8	199,8	250,8	258,9	255,5	255,1		8,6		8,6
14		24,1		24,1	29,4	14,2	14,7	19,4	262,9	257,7	257,9	259,5	266,9	270,7	278,2	271,9		9,3		9,3
15		24,1		24,1	31,0	14,7	15,3	20,3	316,0	308,0	307,5	310,5	274,9	277,6	293,1	281,9		9,9		9,9
16		24,1		24,1	32,5	15,2	15,8	21,2	337,5	326,5	326,4	330,1	279,2	282,5	304,2	288,6		10,6		10,6
17		24,1		24,1	49,3	15,6	20,9	28,6	354,0	342,2	342,3	346,2	283,7	286,4	313,3	294,5		11,3		11,3
18		24,1		24,1	65,7	17,3	29,9	37,6	372,5	357,2	357,0	362,2	289,1	290,4	323	300,8		11,9		11,9
19		24,1		24,1	80,4	21,1	42,3	47,9	391,4	375,8	374,7	380,6	298,5	299,1	333,4	310,3		12,6		12,6
20		24,1		24,1	95,3	24,3	52,9	57,5	411,0	394,7	394,1	399,9	307,4	308,5	348,2	321,4		13,3		13,3
21		24,1		24,1	108,2	26	57,4	63,9	431,8	413,2	411,4	418,8	318,3	319,9	363,3	333,8		13,9		13,9
22		24,1		24,1	117,8	27,6	59,2	68,2	449,5	424,7	421,5	431,9	328,1	329,2	374,6	344,0		14,6		14,6
23		24,1		24,1	129,5	29,3	61,1	73,3	475,9	437,6	441,2	451,6	339,3	339,3	384,1	354,2		15,3		15,3
24		24,1		24,1	141,7	30,9	63,0	78,5	509,9	455,9	472,1	479,3	347,1	347,9	394,4	363,1		15,9		15,9
25		24,1		24,1	156,9	32,3	64,7	84,6	541,1	491,4	498,6	510,4	361,7	363,3	411,9	379,0		16,5		16,5
26		24,1		24,1	169,6	32,3	65,6	89,2	561,6	518,9	521,5	534,0	374,6	376,8	430,4	393,9		16,5		16,5
27		24,1		24,1	179,0	32,3	66,5	92,6	573,4	532,5	533,4	546,4	382,7	386,1	439,9	402,9		16,5		16,5
28		24,1		24,1	179,2	32,3	67,5	93,0	585,2	542,1	542,2	556,5	388,4	395,9	446,6	410,3		16,5		16,5
29		24,1		24,1	179,2	32,3	68,4	93,3	599,4	553,7	551,6	568,2	395,7	403,7	453,1	417,5		16,5		16,5
30		24,1		24,1	179,2	32,3	69,3	93,6	614,3	572,5	564,9	583,9	406,1	414,4	460,4	427,0		16,5		16,5
31		24,1		24,1	179,2	32,3	70,3	93,9	629,3	589,1	579,0	599,1	413,5	424,4	464,5	434,1		16,5		16,5
32		24,1		24,1	179,2	32,3	71,2	94,2	641,7	602,8	589,7	611,4	417,6	432,2	467,5	439,1		16,5		16,5
33		24,1		24,1	179,2	32,3	72,1	94,5	650,9	613,1	599,3	621,1	421,2	437,2	470,2	442,9		16,5		16,5
34		24,1		24,1	179,2	32,3	72,5	94,7	650,9	618,3	602,2	623,8	421,2	437,2	470,2	442,9		16,5		16,5
Nml CH4 (acumulado)		24,10		24,10	179,20	32,30	72,50	94,67	650,90	618,30	602,20	623,80	421,20	437,20	470,20	442,87		16,50		16,50
Nml CH4/gSSTsubstrato																		30,00		30,00
Nml CH4/gSTVinóculo)		38,87		38,87	16,87	3,04	6,83	8,91	15,32	14,56	14,18	14,68	10,45	10,85	11,67	10,99				

Tabela 4.13 – Vazão diária de metano

Nome	Lodo UASB				Lodo Leito 5%				Lodo Leito 20%				Lodo Leito in natura				Lodo UASB+Lodo leito			
	frasco 1	frasco 2	frasco 3	Média	frasco 4	frasco 5	frasco 6	Média	frasco 7	frasco 8	frasco 9	Média	frasco 10	frasco 11	frasco 12	Média	frasco 13	frasco 14	frasco 15	Média
Dia	Vazão (Nml/dia)	Vazão (Nml/dia)	Vazão (Nml/dia)	Vazão (Nml/dia)	Vazão (Nml/dia)	Vazão (Nml/dia)	Vazão (Nml/dia)	Vazão (Nml/dia)	Vazão (Nml/dia)	Vazão (Nml/dia)	Vazão (Nml/dia)	Vazão (Nml/dia)	Vazão (Nml/dia)	Vazão (Nml/dia)	Vazão (Nml/dia)	Vazão (Nml/dia)	Vazão (Nml/dia)	Vazão (Nml/dia)	Vazão (Nml/dia)	Vazão (Nml/dia)
0		0,00		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00		0,00		0,00
1		8,40		8,40	8,60	7,90	8,10	8,20	34,00	29,40	28,80	30,73	81,10	79,60	72,90	77,87		0,70		0,70
2		2,20		2,20	0,90	0,50	0,50	0,63	13,90	11,10	11,40	12,13	23,50	24,20	22,80	23,50		0,70		0,70
3		2,20		2,20	0,90	0,50	0,50	0,63	8,70	8,20	8,50	8,47	15,30	16,10	15,70	15,70		0,70		0,70
4		2,20		2,20	0,90	0,50	0,50	0,63	5,30	4,90	5,10	5,10	6,90	7,70	7,00	7,20		0,70		0,70
5		1,60		1,60	0,90	0,50	0,50	0,63	3,00	3,30	3,10	3,13	1,90	5,10	2,30	3,10		0,70		0,70
6		1,30		1,30	0,90	0,50	0,50	0,63	2,20	2,40	2,30	2,30	1,90	3,80	2,10	2,60		0,70		0,70
7		1,30		1,30	0,90	0,50	0,50	0,63	2,20	2,40	2,30	2,30	1,90	2,90	2,10	2,30		0,70		0,70
8		1,30		1,30	0,90	0,50	0,50	0,63	2,40	4,80	3,30	3,50	1,90	2,90	3,20	2,67		0,70		0,70
9		1,30		1,30	0,90	0,50	0,50	0,63	12,80	11,40	11,40	11,87	9,00	11,20	13,40	11,20		0,70		0,70
10		1,30		1,30	4,00	0,50	0,50	1,67	12,30	11,50	11,70	11,83	14,90	16,10	14,10	15,03		0,70		0,70
11		1,30		1,30	4,80	0,50	0,50	1,93	22,60	21,60	22,10	22,10	27,20	27,60	28,10	27,63		0,70		0,70
12					1,60	0,50	0,50	0,87	32,80	32,60	31,70	32,37	30,60	29,80	33,00	31,13		0,70		0,70
13					1,60	0,50	0,50	0,87	52,90	53,70	55,00	53,87	34,60	31,90	38,70	35,07		0,70		0,70
14					1,60	0,50	0,50	0,87	57,60	60,30	61,00	59,63	16,10	11,80	22,60	16,83		0,70		0,70
15					1,60	0,50	0,50	0,87	53,10	50,30	49,60	51,00	8,00	6,90	14,90	9,93		0,70		0,70
16					1,60	0,50	0,50	0,87	21,50	18,50	18,90	19,63	4,30	4,90	11,10	6,77		0,70		0,70
17					16,80	0,50	5,20	7,50	16,50	15,70	15,80	16,00	4,50	4,00	9,10	5,87		0,70		0,70
18					16,40	1,70	8,90	9,00	18,50	15,00	14,70	16,07	5,40	4,00	9,70	6,37		0,70		0,70
19					14,70	3,70	12,40	10,27	18,90	18,60	17,70	18,40	9,30	8,60	10,40	9,43		0,70		0,70
20					14,90	3,20	10,70	9,60	19,60	18,90	19,50	19,33	8,90	9,40	14,80	11,03		0,70		0,70
21					12,90	1,70	4,40	6,33	20,80	18,60	17,30	18,90	10,90	11,40	15,10	12,47		0,70		0,70
22					9,60	1,70	1,90	4,40	17,70	11,50	10,10	13,10	9,80	9,30	11,30	10,13		0,70		0,70
23					11,70	1,70	1,90	5,10	26,40	12,90	19,70	19,67	11,20	10,10	9,50	10,27		0,70		0,70
24					12,20	1,70	1,90	5,27	33,90	18,30	30,90	27,70	7,80	8,60	10,30	8,90		0,70		0,70
25					15,10	1,70	1,70	6,17	31,20	35,50	26,50	31,07	14,60	15,40	17,40	15,80		0,70		0,70
26					12,70		0,90	6,80	20,60	27,50	22,90	23,67	12,90	13,50	18,60	15,00				
27					9,40		0,90	5,15	11,80	13,50	11,90	12,40	8,10	9,30	9,50	8,97				
28					9,10		0,90	5,00	11,80	9,60	8,80	10,07	5,70	9,70	6,70	7,37				
29							0,90	0,90	14,20	11,60	9,40	11,73	7,30	7,80	6,50	7,20				
30							0,90	0,90	14,90	18,80	13,30	15,67	10,40	10,70	7,30	9,47				
31							0,90	0,90	14,90	16,60	14,10	15,20	7,50	9,90	4,00	7,13				
32							0,90	0,90	12,40	13,70	10,70	12,27	4,10	7,80	3,00	4,97				
33							0,90	0,90	10,70	10,30	9,60	10,20	4,10	5,40	3,00	4,17				
34							0,90	0,90		12,50	8,40	10,45								
Vazão Média		2,03		2,03	6,49	1,27	2,08	3,06	19,18	17,87	17,36	18,05	12,40	12,86	13,83	13,03		0,67		0,67
Vazão Máxima		8,40		8,40	16,80	7,90	12,40	10,27	57,60	60,30	61,00	59,63	81,10	79,60	72,90	77,87		0,70		0,70

Verificou-se que os Testes 1 e 5 não são confiáveis, pois apenas uma de cada triplicata apresentou leituras de metano e além disso a concentração de ST e STV nos frascos está muito baixa com relação as recomendações do equipamento. A amostra de lodo coletada do reator UASB (inóculo) da ETE Sapucaí estava muito diluído (0,29% ST e 0,15% STV) de acordo com as recomendações da literatura para este tipo de teste. O fabricante do equipamento AMPTS II, para fins de padronização dos ensaios do potencial metanogênico (PME), sugere que o teor de ST em cada teste não supere 10%, para fins práticos, recomenda que a quantidade SV proveniente do inóculo esteja entre 1,5 a 2% do conteúdo total de cada teste.

Mesmo com apenas um dos frascos gerando metano, o Teste 1 (Lodo UASB) apresenta uma ordem de grandeza da produção de gás de 2,6 a 4,4 vezes maior que os demais testes, nos quais foram usados LLS. Como o objetivo desta pesquisa é verificar o potencial de geração de metano do LLS e não do lodo do reator UASB (após o descarte), a comparação entre os resultados das amostras é importante, para verificar a capacidade de produção com a funcionalidade da coleta do biogás.

Em função da baixa concentração de ST do lodo UASB, utilizado como inóculo no Teste 5, não foi possível verificar o Potencial de Produção de Metano (BMP) a partir do lodo do leito de secagem como substrato. O termo BMP é usado quando se avalia um substrato, o qual produz metano devido à degradação pelos microrganismos do inóculo, nesse caso o metano é devido ao substrato.

As Figuras 4.14, 4.15 e 4.16 apresentam a produção acumulada de metano nos Teste 2, 3 e 4 respectivamente, além do valor médio das triplicatas.

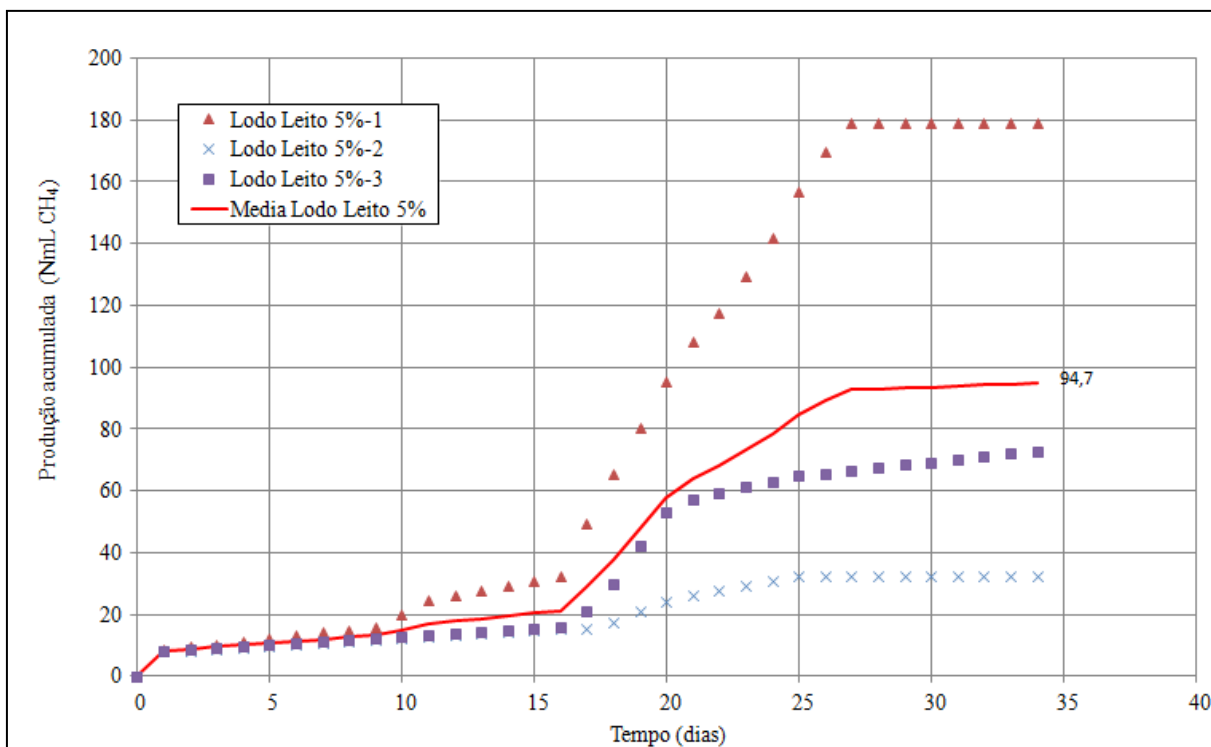


Figura 4.14 – Produção acumulada de metano para o Teste 2: Lodo Leito 5%.

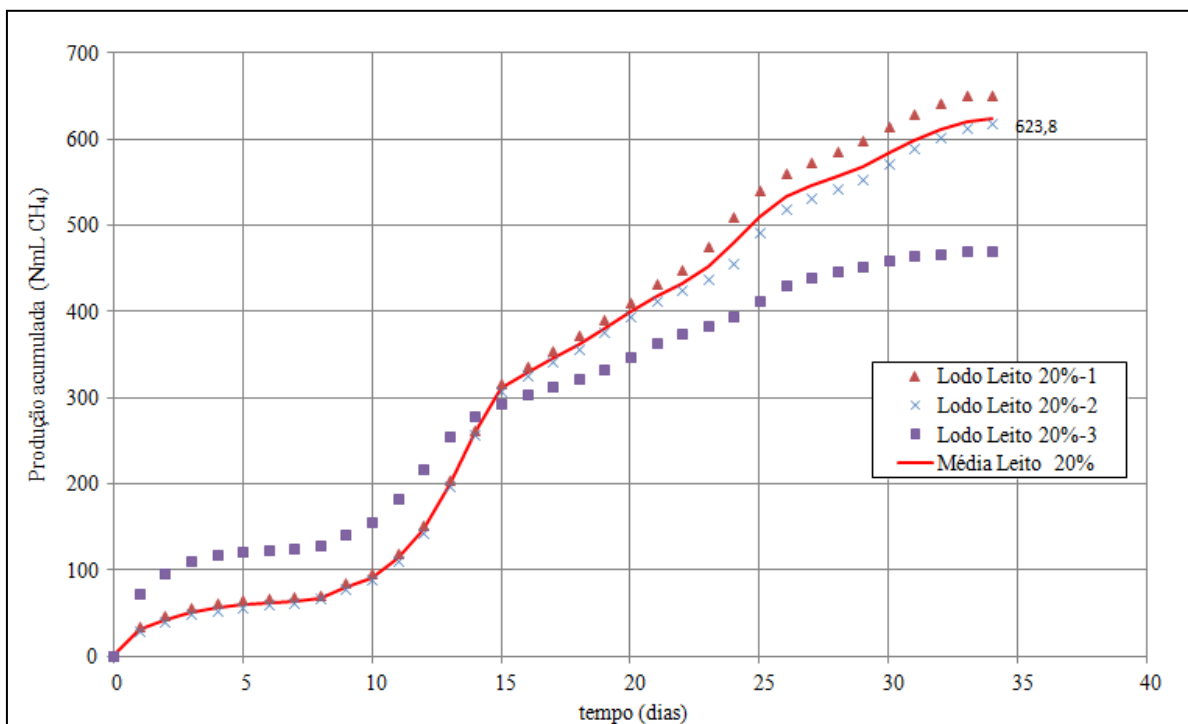


Figura 4.15 – Produção acumulada de metano para o Teste 3: Lodo Leito 20%.

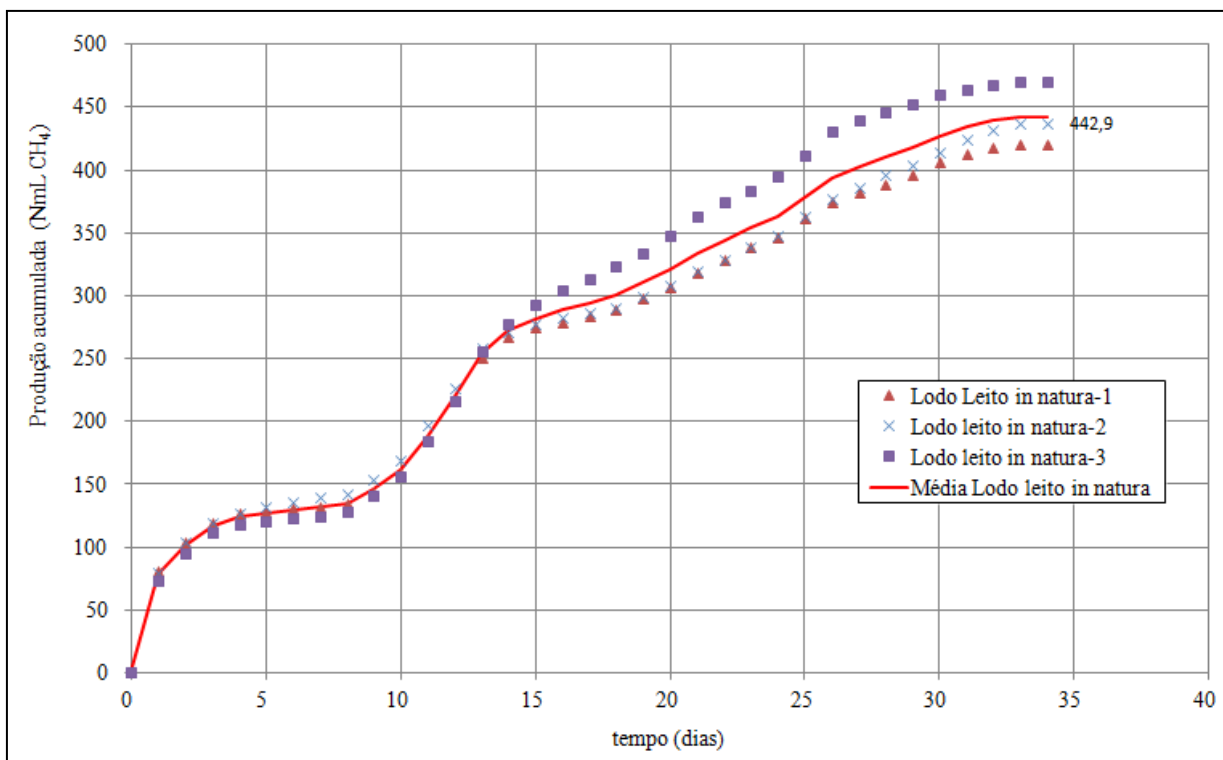


Figura 4.16 – Produção acumulada de metano para o Teste 4: LLS in natura.

Nos Testes 1, 2, 3 e 4 não foram usados substratos, sendo assim a produção de metano é devida a própria degradação do inóculo (já que este tem material celular orgânico é residual do esgoto que ingressou no reator). Este processo é denominado estabilização, sendo assim os resultados dos Testes 2, 3 e 4 (considerados confiáveis) devem ser interpretados como Grau de Estabilidade do lodo de leito.

Os Testes 3 e 4 apresentam quase a mesma quantidade de STV para condições diferentes: enquanto o Teste 3 trata-se de uma mistura de lodo leito com água destilada o outro é o LLS pronto para ser colocado em vala ou aterro. A produção de metano foi maior no Teste 3, provavelmente pelo fato da constante agitação que os frascos foram submetidos.

Os resultados dos testes de estabilidade do lodo UASB e de leito são apresentados pela Tabela 4.14. Apesar do baixo valor de ST encontrado na amostra de Lodo UASB, a produção de metano foi maior, o que era esperado.

Tabela 4.14 - Testes de Estabilidade.

Teste	Conteúdo	Volume (NmLCH ₄)	Massa substrato (gSTV)	Massa inóculo (gSTV)	Estabilidade NmLCH ₄ /(gSTVinóculo)
1	Lodo UASB (0,29%)	24,1	0	0,62	38,9
2	LLS 5%	94,7	0	10,62	8,9
3	LLS 20%	623,8	0	42,48	14,7
4	LLS in natura	442,9	0	40,29	11,0

A Figura 4.17 apresenta uma comparação entre a produção acumulada de metano pelo Lodo UASB (branco – Teste 1) e a mistura de Lodo UASB e LLS (Teste 5). Mesmo não sendo considerados confiáveis estes dois testes, seus resultados são apresentados. A Tabela 4.15 apresenta o potencial de produção de metano pelo substrato, sendo que o Teste 5 foi negativo pois o branco produziu mais metano que o Lodo UASB com substrato.

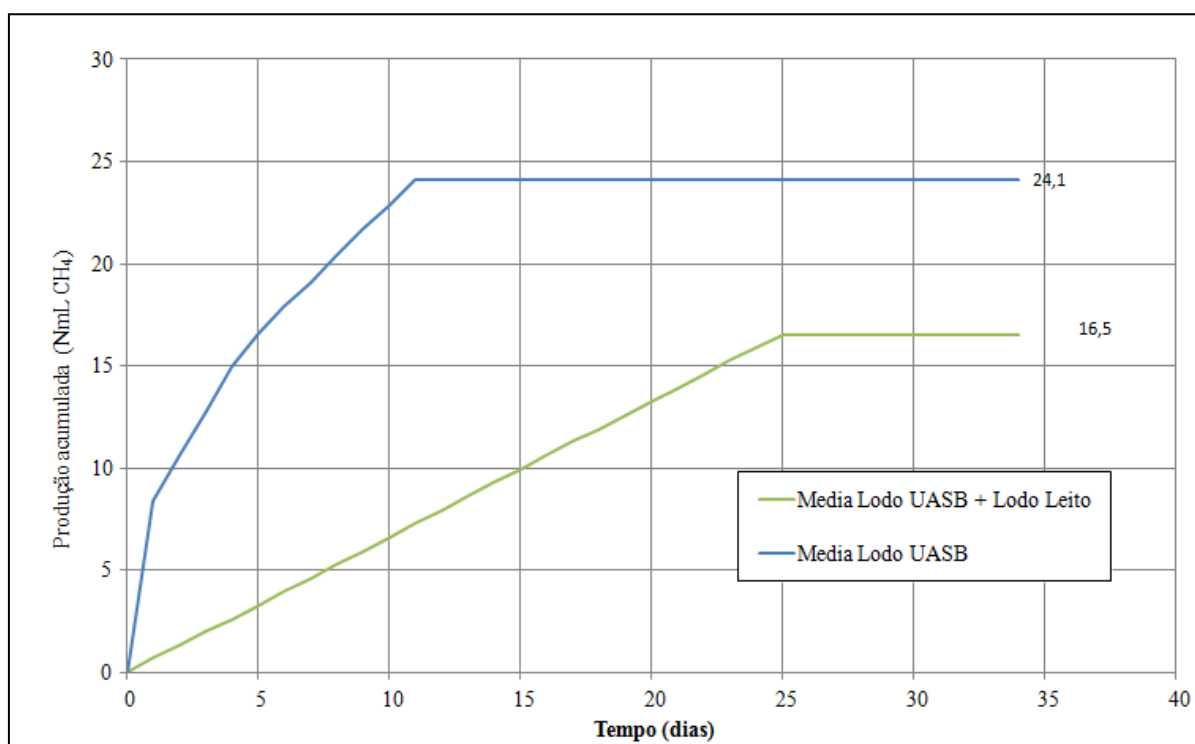


Figura 4.17 – Produção acumulada de metano para os Testes 1 e 5.

Tabela 4.15 - Potencial de produção de metano do substrato.

Teste	Conteúdo	Volume (NmLCH ₄)	Massa substrato (gSTV)	Massa inóculo (gSTV)	Potencial de Metano NmLCH ₄ /(gSTVsubst.)
5	Lodo UASB + Leito	-7,6	0,55	0,62	-13,8

Considerando a hipótese do aproveitamento do gás gerado pelo lodo de leito, os melhores resultados foram os Testes 3 e 4, porém as condições do Teste 4 (LLS, sem agitar, pronto para ser depositado em aterro ou vala, com 20,1% SV, produção acumulada de 442,9 mL, com grau de estabilidade médio de 10,99 NmLCH₄/gSV, permitem a construção de um digestor de fluxo contínuo, com um tempo de retenção de 35 dias e o material digerido pode ser levado direto para o aterro sanitário ou vala.

O lodo ao passar pelo leito de secagem perde principalmente água, mantendo a matéria orgânica. Isto foi observado pelo fato da relação (STV/ST) calculado para o lodo de leito ser de 53,1 e para o lodo UASB ser de 53,2%.

A Figura 4.18 apresenta um resumo dos resultados obtidos pelo AMTPS, dos Testes 1 a 5, apresentando a produção de metano por SV por dia. No Teste 5 foi considerado o SV do Lodo UASB (substrato), enquanto nos demais o valor de SV foi do inóculo, de acordo com a Tabela 4.15. Como pode ser verificado graficamente o branco da experiência (lodo UASB) apresentou uma maior produção de metano em função dos SV por dia.

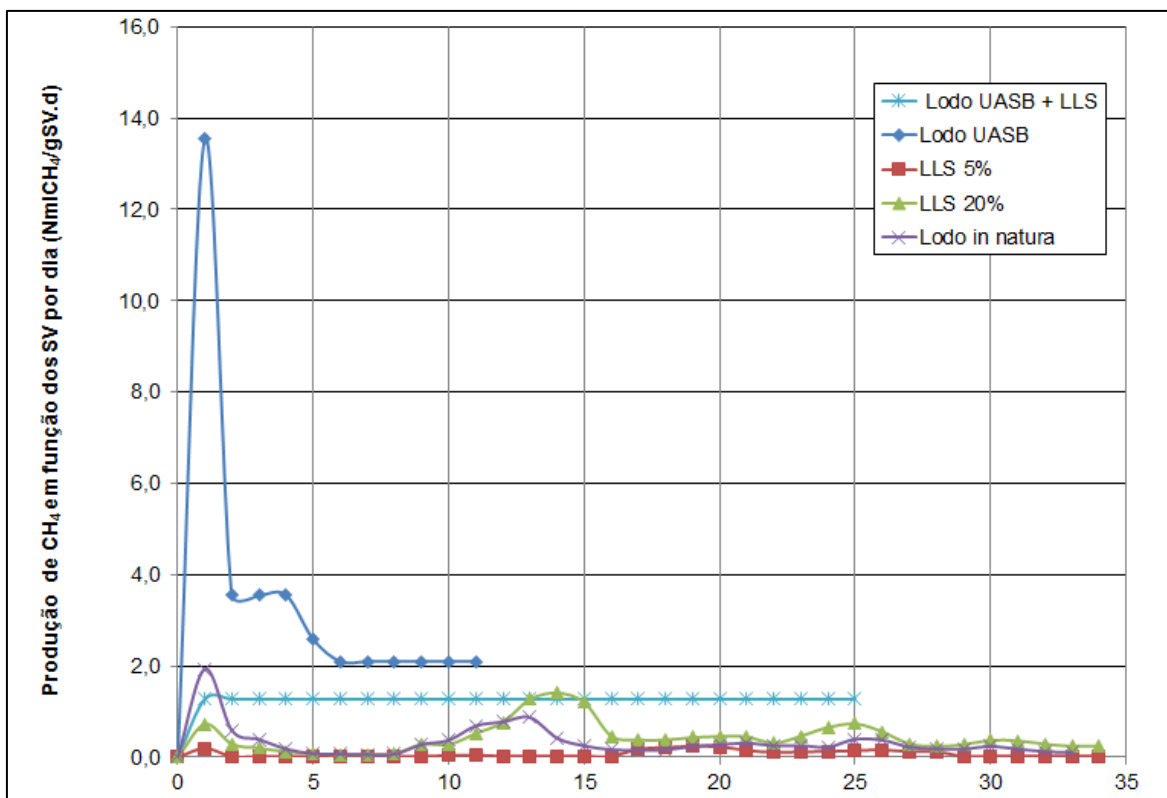


Figura 4.18 – Comportamento da geração de metano (por SV) ao longo do ensaio no AMTPS.

5. CARACTERIZAÇÃO DOS CENÁRIOS: EMISSÕES, APROVEITAMENTO E BALANÇO ENERGÉTICO

Para uma questão de análise da ACV serão considerados os cálculos das emissões da UF de 1 tonelada de LLS. Porém o aproveitamento e o balanço energético, em função da baixa geração de biogás, foram dimensionados para uma população de 300.000 habitantes.

5.1 Leito de secagem e as emissões

a) Emissões líquidas

No leito de secagem parte da água presente no lodo é evaporada (emissões de vapor d'água) e a parte que é percolada é redirecionada para os reatores, não sendo considerada como emissão líquida.

b) Emissões gasosas

A produção de gases pelo LLS, enquanto permanece nos leitos de secagem é apresentada na Tabela 5.1, para 1.000 kg de LLS. Baseada nos testes executados no Capítulo 4 (célula experimental: AMTPS: produção de metano), considerando que o lodo permanece no leito de secagem por um período de 35 dias e a produção de metano referente ao LLS é de 11 Nml CH₄/g SV.

Além das emissões líquidas e gasosas considerou-se a saída não material referente a ocupação da área de um leito de secagem, igual a 200 m².

Tabela 5.1 – Emissões gasosas para a atmosfera geradas por 1.000 kg LLS, com 20,1 % SV.

Poluentes ²⁷	Volume total de gases gerados (35 dias) por		Unidade
	LLS		
CH ₄	2,21		Nm ³
O ₂	0,19		Nm ³
CO	0,61		ppm

Como o CO₂ emitido é neutro o mesmo foi desconsiderado na ACV.

5.2 Vala/Aterro e as emissões:

a) Emissões líquidas

Com relação a geração de chorume alguns fatores podem ser considerados, como por exemplo meteorologia e morfologia. Normalmente a quantidade de lixiviado para aterros sanitários é calculada como uma porcentagem da chuva (OBERSTEINER et al., 2007).

Barros (2012) apresenta uma revisão sobre os métodos de quantificação de chorume lixiviado em aterros sanitários. Entre eles está o Método Suíço, que prevê a quantidade de lixiviados por meio de um balanço de massa, Equação 5.1:

$$Q = \frac{1}{t_{eq}} \cdot P \cdot A \cdot K \quad (5.1)$$

Onde

Q = vazão média de chorume ou lixiviado (l/s)

P = precipitação média anual (mm)

A = área superficial do terreno (m²)

t_{eq} = tempo em segundos equivalente a 1 ano (31.536.000 seg/ano)

K = coeficiente em função do grau de compactação de resíduos: K = 0,25 a 0,50 para aterros fracamente compactados, e K = 0,15 a 0,25, para aterros altamente compactados.

²⁷ Considerando as densidades: ρ_{CH₄} = 0,656 kg/m³; ρ_{CO₂} = 1,977 kg/m³; ρ_{CO} = 1,14 kg/m³.

Sendo a vazão de lixiviados na vala que receberá o LLS do leito de leito de secagem (Cenário A) ou do biodigestor (Cenário B), dado pela relação 5.2:

$$Q = \frac{1}{31.536.000} \times 1000 \times 125 \times 0,25 = 0,0010 \text{ l/s} \quad (5.2)$$

Para o aterro que receberá as cinzas da incineração, o valor de K adotado será de 0,15 (Equação 5.3):

$$Q = \frac{1}{31.535.000} \times 1000 \times 125 \times 0,15 = 0,0006 \text{ l/s} \quad (5.3)$$

Considerando para um período de 10 anos, tem-se 312,5 m³ e 187,5 m³ de chorume, para o aterro que receberá o material do Cenário A/B e do Cenário C, respectivamente.

O chorume pode ser coletado e enviado para lagoas de tratamento (anaeróbia, facultativa) ou pode ser recirculado no aterro, a fim de fomentar o uso deste como biorreator de tratamento desse líquido (BARROS, 2012). Nesta tese essa opção foi adotada para o chorume nos três cenários.

b) Emissões gasosas

Após o leito de secagem, o lodo será transportado para uma vala, onde será espalhado e compactado, utilizando máquinas de médio porte, que utilizam diesel, liberam CO, NOx e material particulado. Gutierrez (2014) considerou que as emissões geradas na fase de operação do aterro são devidas ao espalhamento, compactação e recobrimento. Sendo o fator de consumo de combustível do trator de esteira de 1,82 l/km (Rodrigues 2008) e considerando as dimensões da vala o total percorrido para estas tarefas seriam de 0,7 km, sendo necessários 1,274 l de diesel que são equivalentes à 13,70 kWh. Considerando o Inventário de Emissões 2013 (BRASIL, 2013), com os fatores de emissão de gramas de poluentes por quilometragem de veículos médios, a Tabela 5.2 apresenta o resumo das emissões gasosas geradas a partir do enchimento do aterro. As emissões fugitivas serão desconsideradas.

Tabela 5.2 – Emissões gasosas da vala/aterro durante processo de enchimento.

Poluentes	Ano/Modelo/Categorias	g_{poluente}/km	g_{poluente}
CH₄	caminhão	0,06	0,042
CO	2012/caminhão/médio	0,051	0,0357
NO_x	2012/caminhão/médio	1,025	0,7175
COVNM	2012/caminhão/médio	0,006	0,0042
MP	2012/caminhão/médio	0,007	0,0049

Onde

COVNM: compostos orgânicos voláteis não metanogênicos

MP: material particulado

c) Emissões sólidas

O lodo de esgoto será depositado em vala, gerando lixiviados com a presença de materiais sólidos, porém estes serão desconsiderados neste estudo.

5.3 Flare e as emissões

Deve-se supor a emissão dos gases após o fechamento do aterro, para tanto, deve-se considerar um flare instalado para a queima do biogás. Beylot (2013) sumariza os fatores de emissões da combustão de biogás em flares, baseado principalmente em dados da USEPA. Aplicando os fatores para o rendimento de metano (11 Nm³ CH₄/t SV) para cada tonelada de LLS (com 20,1% de SV) têm-se as emissões geradas pelo flare em massa de poluentes por volume de metano e a massa de poluentes para cada tonelada de lodo de leito depositado (Tabela 5.3).

Como esse rendimento de metano foi obtido em 35 dias e considerando que o período de análise é de 10 anos, optou-se por multiplicar as emissões da Tabela 5.3, calculadas em função de CH₄, por um fator de tempo (10×365/35).

Tabela 5.3 – Fatores de emissão para combustão de biogás de aterros usando flares
(BEYLOT, 2013).

Substancia	Fator de emissão (médio)	Unidade	Emissões atmosféricas	Unidade
NOx	0,631	g/Nm ³ CH ₄	6,941	g
CO	0,737	g/Nm ³ CH ₄	8,107	g
MP	0,238	g/Nm ³ CH ₄	2,618	g
Dioxinas/furanos	6,7E-9	g/Nm ³ CH ₄	7,37E-08	g
SOx (como SO ₂)	80	g/tonelada de resíduos	80	g
HCl	40	g/tonelada de resíduos	40	g
HF	8	g/tonelada de resíduos	8	g

5.4 Aproveitamento do biogás gerado por DA do LLS e as emissões

5.4.1 Dimensionamento do biodigestor

Qasim (1999) apresenta três tipos de digestores anaeróbios: taxa convencional, alta taxa e digestores de dois estágios. Considerando que a biomassa a ser colocada no biodigestor é o LLS, a opção mais adequada é o primeiro tipo. Apesar da baixa porcentagem de ST do LLS (38%) para ser digerido, optou-se pelo tipo mais simples. Normalmente não possuiu sistema de aquecimento e nem mistura, tratando baixas cargas, com período de digestão de 30 a 60 dias.

O modelo adotado é o canadense, em virtude das estruturas já disponíveis na ETE, o objetivo é usar o próprio leito de secagem, com as devidas adaptações. De acordo com Oliver et al. (2008) pode-se usar uma manta plástica de revestimento de 0,8 mm e manta plástica de cobertura de 1,0 mm,

A Figura 5.1 apresenta o esquema estrutural de um biodigestor de taxa convencional, que pode ser adaptado para LLS, considerando que a biomassa será inserida ou retirada através da manta plástica superior (cúpula) e haverá um sistema de recolhimento do chorume depositado no fundo da estrutura, que possui um revestimento na parte inferior e lateral da mesma manta plástica, com brita no fundo.

A maioria das publicações sobre o dimensionamento de biodigestores utiliza como fonte primária de biomassa esterco animal ou lodo primário, diferentemente do LLS, o qual é considerado como previamente digerido e que apesar disso, ainda pode gerar metano, devido a carga orgânica residual.

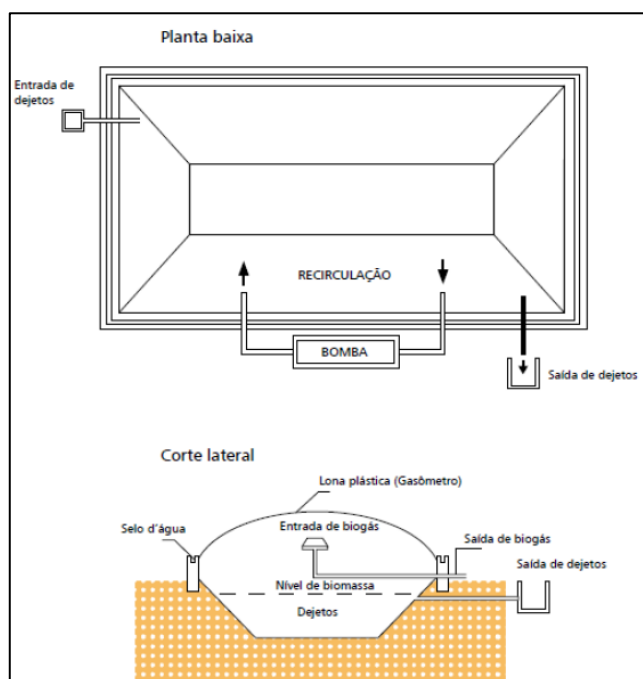


Figura 5.1 – Esquema do biodigestor (BARROS, 2013).

O cálculo do volume do biodigestor foi baseado nos trabalhos de Oliver (2008), Nogueira (2004), Barros et al. (2014) e baseado nos testes laboratoriais, para uma população de 300.000 habitantes. As seguintes relações foram adotadas:

$$m_{LLS} = 270.000 \text{ kg/mês} \quad (5.4)$$

$$Vm_{LLS} = 270 \text{ m}^3/\text{mês} = 9 \text{ m}^3/\text{dia} \quad (5.5)$$

$$m_{SVLLS} = 54.270 \text{ kg SV/mês} = 1809 \text{ kg SV/dia} \quad (5.6)$$

Onde LLS refere-se a lodo de leito de secagem, m_{LLS} é a massa de lodo de leito, V_{mLLS} é o volume médio de LLS produzido pela ETE e m_{SVLLS} é a massa de sólidos voláteis (dos 40% de ST tem-se 20% de SV).

O volume do biodigestor pode ser calculado em função do tempo de retenção hidráulica e da taxa de aplicação de material orgânico. Neste trabalho adotou-se uma taxa de aplicação de SV (T_{SVLLS}) igual a 2,8 kg SV/m³.dia, apesar deste valor ser indicado para biodigestores de alta carga, assumiu-se um valor a partir do cálculo iterativo, e com o intuito de ajustá-lo ao TRH igual a 35 dias. Sendo o volume do biodigestor obtido pela seguinte relação, com M_{SVLLS} em dias:

$$V_B = M_{SVLLS}/T_{SVLLS} \rightarrow V_B = 1809/2,8 = 646,07 \text{ m}^3 \quad (5.7)$$

Para a verificação do TRH pode-se adotar a seguinte relação:

$$V_B = V_{mLLS} \cdot TRH \rightarrow TRH = V_B/V_{mLLS} \rightarrow TRH = 72 \text{ dias} \quad (5.8)$$

Recalculando para TRH = 35 dias:

$$V_B = V_{mLLS} \cdot TRH = 9 \cdot 35 = 315 \text{ m}^3 \quad (5.9)$$

Dessa forma recomenda-se a utilização de dois biodigestores de 300 m³, sendo que as dimensões dos leitos de secagem são 10x20x2 m. Os dois biodigestores poderiam ser instalados em dois leitos de secagem. A Figura 5.2 apresenta esquema do biodigestor.

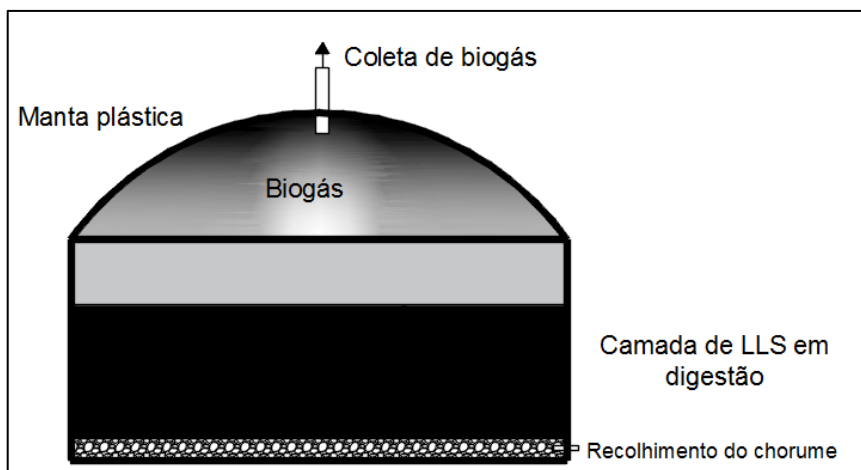


Figura 5.2 – Esquema de um biodigestor para LLS (QASIM, 1999).

5.4.2 As emissões do Sistema de Aproveitamento do biogás

A Figura 5.3 apresenta um esquema de coleta do biogás e seu aproveitamento energético, no qual o gás gerado pelo biodigestor é armazenado em um gasômetro, sendo posteriormente enviado para a microturbina por meio de um compressor. Ressalta-se a necessidade de um flare para a queima do gás excedente.

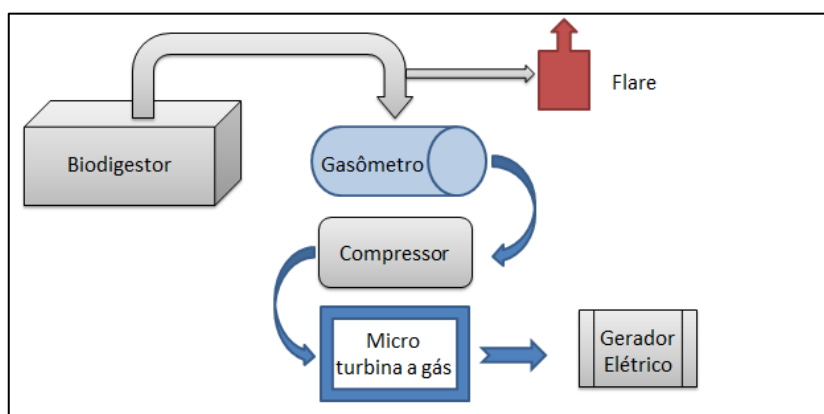


Figura 5.3 – Esquema do processo de combustão e recuperação energética de biogás.

Como entradas foram consideradas o LLS e o metano produzido. Ao longo do processo parte dos STV são transformados em biogás, em função das análises de laboratórios. A diminuição da quantidade de SV é menor que 7%, sendo assim, adotou-se uma perda média de 5% de SV, após os 35 dias de biodigestão. O material a ser disposto na vala/aterro e que foi submetido à

biodigestão também perde parte da umidade, em função dos dados medidos nos testes, esta perda será considerada de 5%.

As emissões envolvidas no processo de combustão são provenientes da combustão da microturbina e do flare. Considerando a pequena produção de gás optou-se por utilizar os fatores de emissão típicos de ciclo combinado para aproveitamento do biogás, apresentados pelo Beylot (2013) pela Tabela 5.4. Aplicando os fatores para o rendimento de metano (11 Nm³ CH₄/t SV) para cada tonelada de LLS (com 20,1% de SV) têm-se as emissões geradas pelo flare em massa de poluentes por volume de metano e a massa de poluentes para cada tonelada de lodo de leito depositado.

O aproveitamento do biogás, resultado da biodigestão do lodo de leito, gera energia e na ACV esta é considerada como energia elétrica evitada. Ela é calculada considerando o rendimento de metano, para a 1.000 kg de LLS, com 20,1% de SV. A eficiência energética da máquina de combustão é da ordem de 45% e de calor de 33%.

Tabela 5.4 – Fatores de emissão média para combustão de biogás de aterros para produção combinada de calor e energia (BEYLOT, 2013).

Substância	Fator de emissão (médio)	Unidade	Emissões atmosféricas	Unidade
NO _x	11,60	g/Nm ³ CH ₄	25,6	g
CO	8,46	g/Nm ³ CH ₄	18,7	g
PM	0,232	g/Nm ³ CH ₄	0,5	g
Dioxinas/furanos	-	g/Nm ³ CH ₄	0,0	g
SO _x (como SO ₂)	100	g/tonelada de resíduos	100,0	g
HCl	9	g/tonelada de resíduos	9,0	g
HF	10	g/tonelada de resíduos	10,0	g

5.5 Aproveitamento da energia do processo de incineração do LLS e as emissões

5.5.1 Dimensionamento do ciclo

O lodo de leito produzido na ETE deixa o sistema com uma umidade média de 60% b.u. e um PCS de 15.030 kJ/kg, o qual será secado até a umidade de 10% b.u. Pode-se estimar o PCI, em kJ/kg, do lodo com a seguinte Equação 5.10:

$$PCI = PCS - H_{V_{H_2O}} \times \%_{H_2O} \quad (5.10)$$

Onde:

$H_{V_{H_2O}}$ = calor latente de vaporização da água, 2.256 kJ/kg

$\%_{H_2O}$ = porcentagem em massa de água no combustível

Considerando a umidade de 10% b.u., chega-se a um PCI de 13.676 kJ/kg para o lodo seco.

As temperaturas de secagem dependem do processo utilizado e do tipo de secador empregado. Mas, usualmente, o ar aquecido entra no secador na faixa de 400 a 450°C, e sai na faixa de 90 a 150° C, já o LLS deixa o secador na faixa de 70 a 100° C (WEF, 1992²⁸, apud David, 2002).

Levando em conta esta faixa de temperatura, considerou-se o emprego de um sistema de geração *boottoming* onde os gases quentes gerados pela queima do lodo, com boa exergia, serão primeiramente utilizados em um Ciclo de Rankine Orgânico (ORC) para produção de eletricidade, e os gases quentes remanescentes serão usados para secar o LLS. A Figura 5.4 mostra o esquema de secagem e geração de eletricidade do lodo de esgoto em um ciclo ORC.

²⁸ WEF - Water Environment Federation; ASCE – American Society of Civil Engineers. **Design of municipal wastewater treatment plants**. Volume II, WEF Manual of practice n.8, Alexandria, 1992.

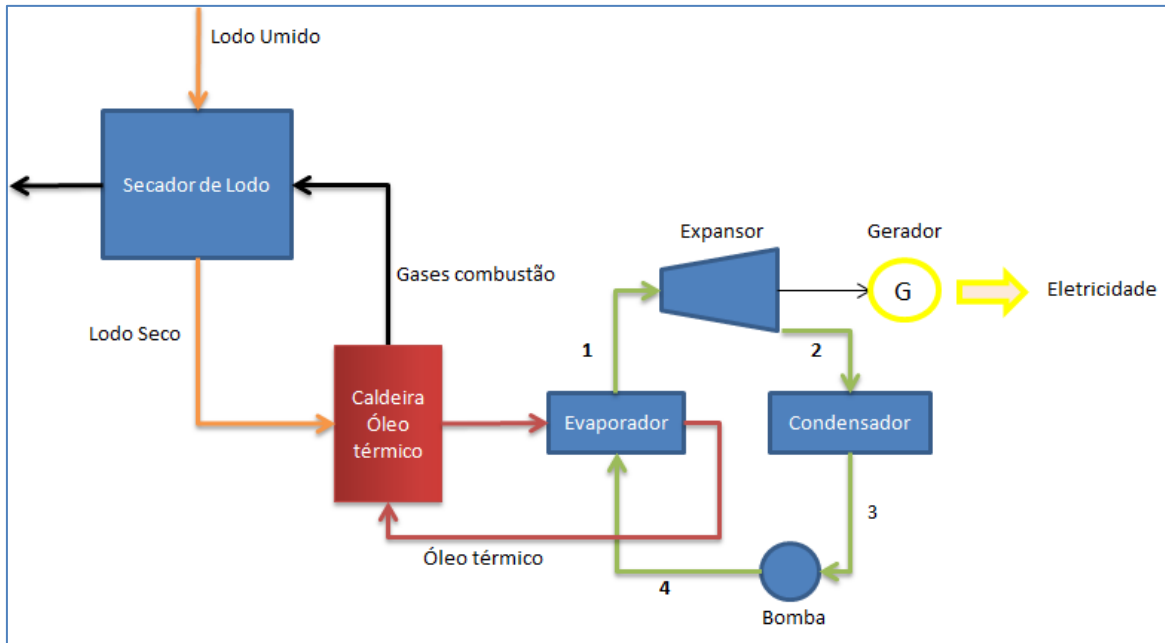


Figura 5.4 - Modelo do sistema de secagem de lodo e geração de eletricidade.

Na caldeira, o gás quente gerado pela queima do lodo seco troca calor com um circuito de óleo térmico que leva energia ao evaporador no ORC. O calor residual dos gases é encaminhado para o secador onde é usado para secar o lodo úmido. O fluido intermediário (óleo térmico) quente sai da caldeira e então é encaminhado ao evaporador, que transfere a energia para o fluido de trabalho. Após passar pela turbina e gerar trabalho, o fluido é condensado e bombeado novamente para o trocador de calor.

Hoje, o fluido de trabalho mais comum nas aplicações de ORC é o octametiltrisiloxano (MDM), e este foi considerado na construção do modelo termodinâmico apresentado neste trabalho (PRANDO et al., 2015). O modelo utilizado neste trabalho foi desenvolvido por pesquisadores do NEST/UNIFEI, e foi simulado considerando os parâmetros da Tabela 5.5.

Em geral a caldeira de óleo térmico tem eficiência na faixa de 85 a 95%, entretanto, para garantir o fornecimento de energia ao sistema de secagem em temperatura adequada, foi considerada uma perda de 10% em relação a sua eficiência típica. O ciclo foi modelado considerando o uso de um condensador a ar, o qual consome cerca parte da potência bruta produzida pela planta nos ventiladores.

Tabela 5.5 - Parâmetros utilizados na análise do ciclo ORC.

Efetividade do evaporador	90	%
Eficiência isentrópica da bomba	80	%
Eficiência isentrópica do expensor	85	%
Eficiência do gerador	96	%
Eficiência da caldeira	81	%
Vazão do fluido de trabalho	2,2	kg/s
Temperatura óleo térmico entrada	483	K
Temperatura óleo térmico saída	583	K
Temperatura na saída do evaporador - T1	557	K
Pressão na saída do evaporador - P1	1270	kPa
Temperatura na entrada do evaporador - T4	350	K
Pressão na entrada do evaporador - P4	10	kPa
Temperatura crítica - T_{crit}	564,09	K
Pressão crítica - P_{crit}	1415	kPa
Trabalho gasto nos ventiladores do condensador de ar - W_{cond}	10	kW

5.5.2 As emissões do Sistema de Secagem e Incineração

Com relação as emissões gasosas geradas pelo processo de secagem e incineração do lodo de leito foi adotado o *Emission Estimation Technique Manual for Sewage Sludge and Biomedical Waste Incineration* (AUSTRÁLIA, 1999), o qual apresenta fatores de emissão para o processo de incineração do lodo de leito, apresentado pela Tabela 5.6.

As emissões sólidas do cenário C referem-se à produção das cinzas e podem ser determinadas a partir dos resultados do TGA. De acordo com a Tabela 4.6, referente às amostras isentas de umidade, a porcentagem média de cinzas do lodo de leito é de 43,72%, sendo assim, a cada tonelada de LLS que entra no sistema, com umidade a 40%b.u., tem-se 262 kg de cinzas (resíduos).

Tabela 5.6 – Fatores de emissão de poluentes para incineração de lodo de leite
(AUSTRALIA, 1999).

Substâncias	Fator de emissão (kg de poluente/t de LLS)
CO	15,5
NOx	2,5
MP	4,1
Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (PAHs)	0,05
SO ₂	14
HCl	30,03
Totais de compostos orgânicos voláteis	0,84
Cobalto	0,009
Antimônio	0,0015
Níquel	0,008
Manganês	0,0094
Selênio	0,00015

5.6 Avaliação de impacto

De acordo com a ISO 14.040 (ISO, 2006) as categorias de impactos são classes que representam as questões ambientais de interesse para que os resultados da análise de inventário do ciclo de vida podem ser atribuídos. As categorias de impacto usadas pelo Método CML 2000 e analisadas nesta ACV, são apresentadas na Tabela 5.7.

Tabela 5.7 - Categorias de impactos

Fator de Caracterização	Equivalentes de caracterização por kg de emissão
Potencial de Depleção Abiótica (combustíveis fósseis)	MJ
Potencial de Aquecimento Global	kg CO ₂
Potencial de Toxicidade Humana	kg 1,4 – diclorobenzeno
Potencial de Acidificação	kg SO ₂
Potencial de Eutrofização	kg PO ₄ ⁻³

6. RESULTADOS

6.1 Resultados da Avaliação dos Impactos no Ciclo de Vida

O método adotado no SIMAPRO® (PRÉ, 2014), para análise dos impactos foi o CML-IA WORLD2000, sendo este uma atualização do CML 2000 de abril de 2013. A Figura 6.1a e Figura 6.1b apresentam o resultado comparativo entre os impactos para cada cenário, gerados pelo programa SimaPro®, através de processos de dois tipos de gráficos. A Tabela 6.1 apresenta um resumo dos resultados obtidos para cinco categorias potencial de depleção abiótica - combustíveis fósseis, potencial de aquecimento global, potencial de toxicidade humana, potencial de acidificação, potencial de eutrofização para os cenários A, B e C.

Tabela 6.1 - Contribuição total de cada categoria para a UF (1 t).

Categoria de impacto	Unidade	Cenário	Cenário	Cenário
		A	B	C
Potencial de Depleção Abiótica (combustíveis fósseis) – PDAF	MJ	61,31	55,15	14,84
Potencial de Aquecimento Global (horizonte de tempo de 10 anos) – PDG	kg CO ₂ eq	37,05	36,97	36,37
Potencial de Toxicidade Humana – PTH	kg 1,4-DB eq	23,08	51,61	172,38
Potencial de Acidificação - PA	kg SO ₂ eq	0,174	0,306	0,019
Potencial de Eutrofização - PE	kg PO ₄ ⁻³ eq	0,02	0,023	0,0002

Os indicadores considerados de escala global são PDAF, PDG. O âmbito geográfico do PTH determina o destino de uma substância e pode variar entre a escala local e global. As categorias PA e PE apresentam uma variação de escala de escala local e continental.

No Anexo B serão apresentados os inventários de cada processo criados no programa.

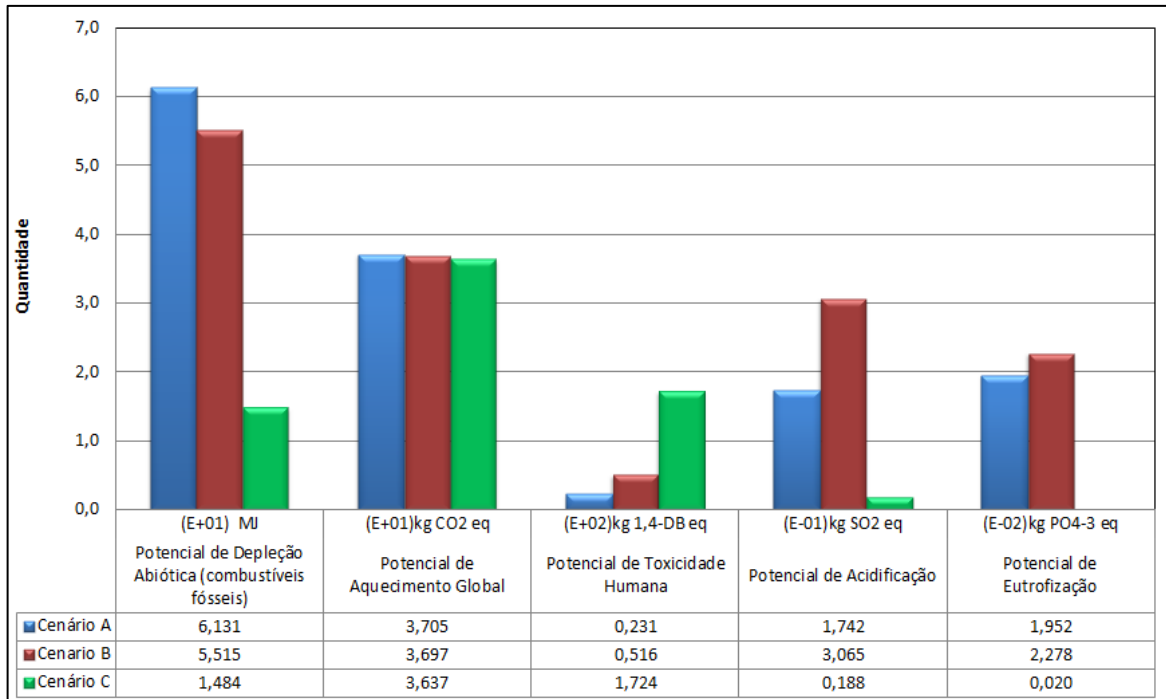


Figura 6.1a– Resultado comparativo entre os cenários com relação aos impactos ambientais – Gráfico de colunas.

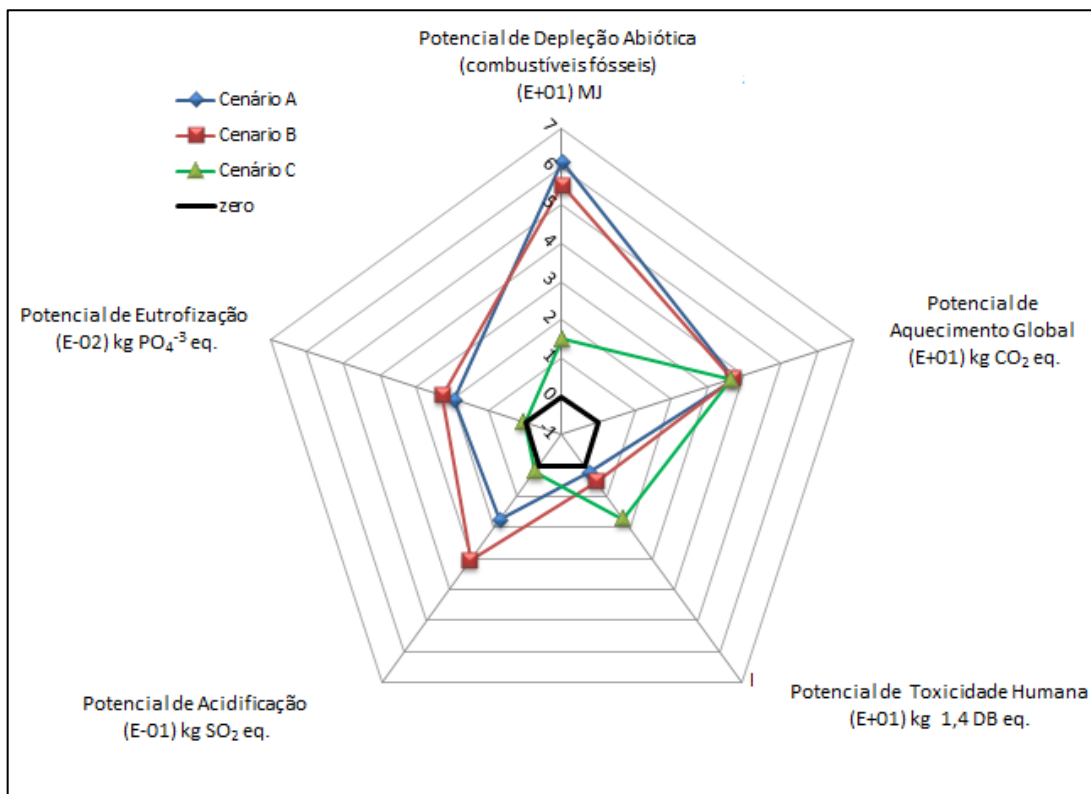


Figura 6.1b– Resultado comparativo entre os cenários com relação aos impactos ambientais – Gráfico tipo radar.

O Cenário C apresenta o melhor desempenho em quatro das cinco categorias, devido à quantidade de resíduo a ser disposto e a entrada de energia pelo processo. Porém durante a incineração são liberados aldeídos, cetonas, entre outras substâncias, que contribuem para impacto de toxicidade humana.

No gráfico da Figura 6.1b pode-se verificar, em termos de área, a contribuição de cada cenário nas categorias de impacto analisadas. Sendo o Cenário C o qual apresenta o melhor resultado.

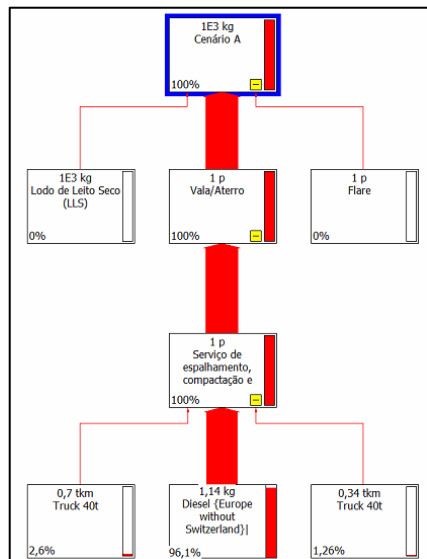
As Figuras 6.2, 6.3 e 6.4 apresentam a arquitetura em árvores dos ciclos de vida (que representa as interligações entre os subsistemas) para cinco categorias: potencial de depleção abiótica - combustíveis fósseis, potencial de aquecimento global, potencial de toxicidade humana, potencial de acidificação, potencial de eutrofização, para os cenários A, B e C, respectivamente.

As interligações entre os subsistemas estão apresentadas no formato do Diagrama de Sankey, no qual a espessura das setas esta de acordo com a maior ou menor contribuição para o processo. Apresentando quais fluxos são responsáveis pelos benefícios e vantagens e quais são responsáveis pelas desvantagens e emissões. Pode-se se observar que as linhas grifadas em vermelho representam impactos ambientais negativos e as linhas em verde impacto benéfico ao ambiente (reciclagem de um resíduo ou que deixam de consumir matéria prima).

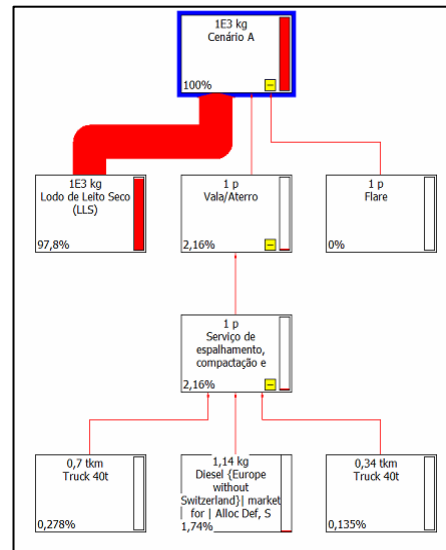
Para todos os cenários o uso do diesel no serviço de Espalhamento, Compactação e Recobrimento da vala é o principal responsável pela depleção abiótica causada por combustíveis fósseis.

As emissões geradas pelo LLS durante o processo de deságue são as maiores responsáveis pelo aquecimento global, contribuindo com 97% ou mais para esta categoria.

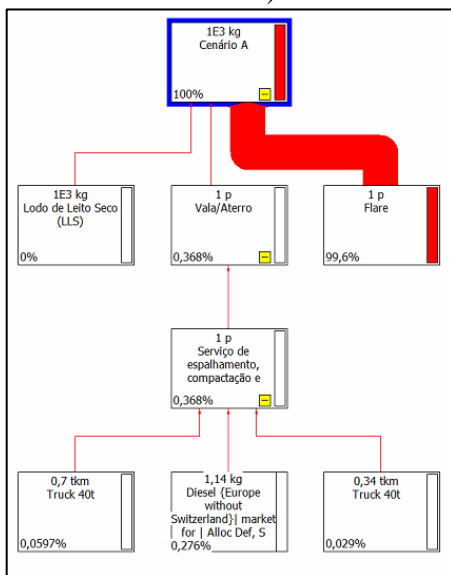
Como os *Flares* dos aterros são responsáveis pela queima dos gases, eles são o processo que mais contribuem para as categorias de toxicidade humana, acidificação e eutrofização no Cenário A.



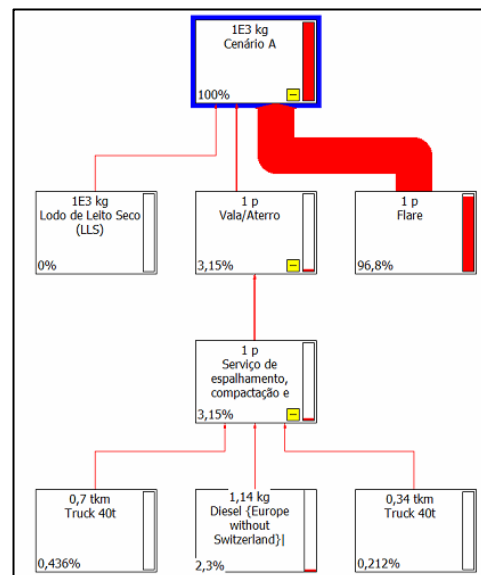
a) Potencial de Depleção Abiótica (combustíveis fósseis)



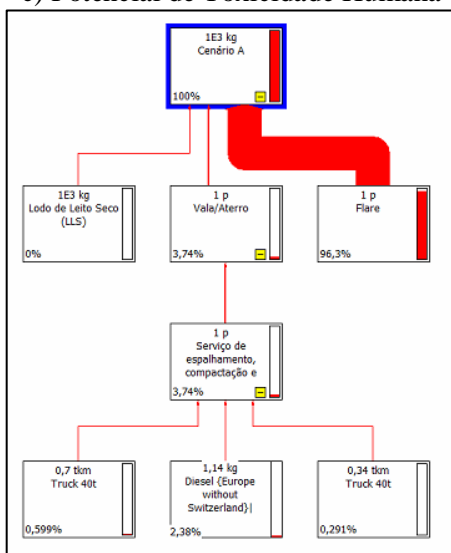
b) Potencial de Aquecimento Global



c) Potencial de Toxicidade Humana



d) Potencial de Acidificação

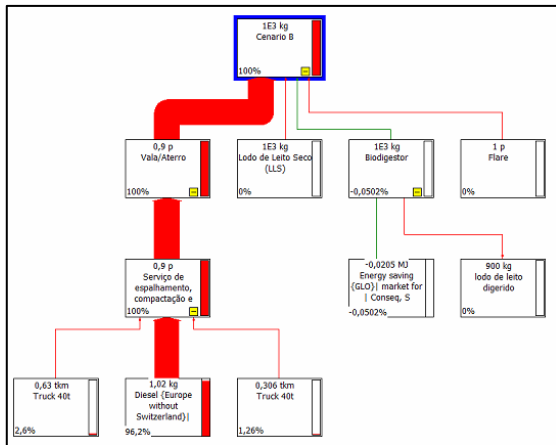


e) Potencial de eutrofização

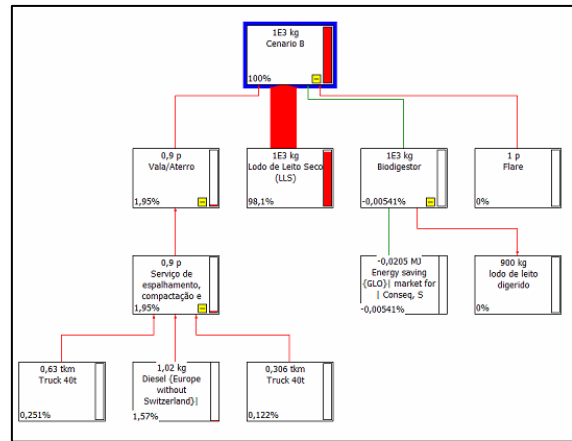
Figura 6.2 - Árvores do Cenário A

Na Figura 6.3, Cenário B, é possível verificar as entradas de energia (linhas verdes), porém pouco expressivas. As emissões do flare e do biodigestor apresentam a maior contribuição para os impactos de toxicidade humana, acidificação e eutrofização neste cenário.

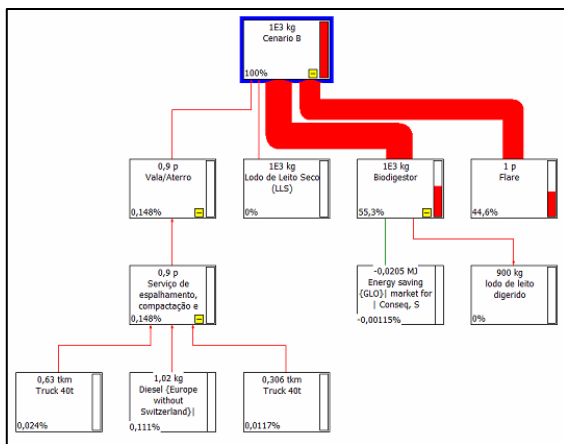
Na Figura 6.4 verifica-se que no Cenário C o processo de Secagem e Incineração contribui para a acidificação do solo, e em função das substâncias nocivas à saúde humana que libera, é responsável pelo potencial de toxicidade humana. Porém deve-se considerar a energia gerada, a qual favorece de maneira benéfica todas as categorias. De maneira mais representativa na Figura 6.4.e tem-se que a eutrofização é causada principalmente pelo uso do diesel, no Serviço de Espalhamento, Compactação e Recobrimento da vala de cinzas e que o processo de Secagem e Incineração contribui com cerca de 20%, considerando a entrada de energia por este processo.



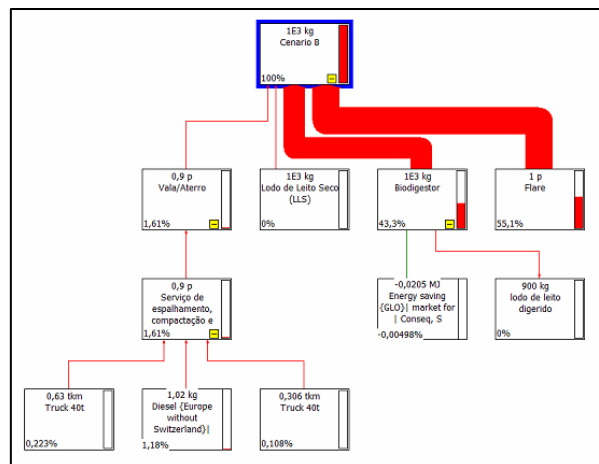
a) Potencial de Depleção Abiótica (combustíveis fósseis)



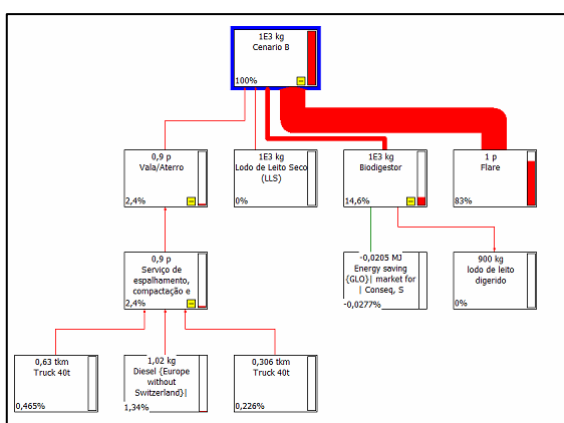
b) Potencial de Aquecimento Global



c) Potencial de Toxicidade Humana

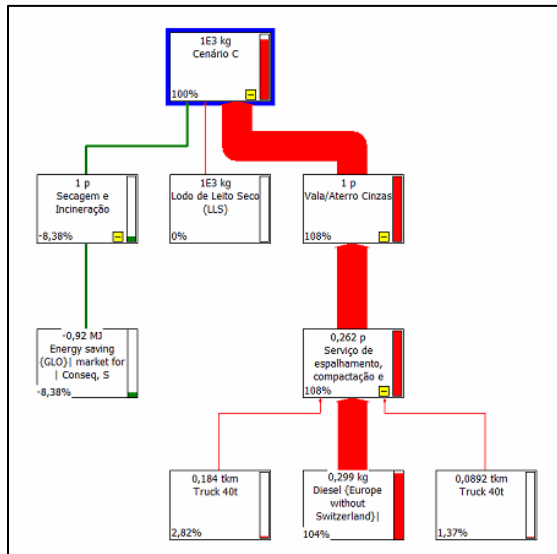


d) Potencial de Acidificação

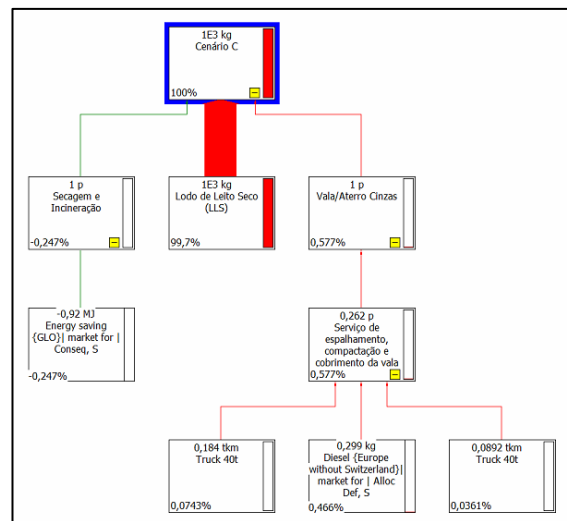


e) Potencial de eutrofização

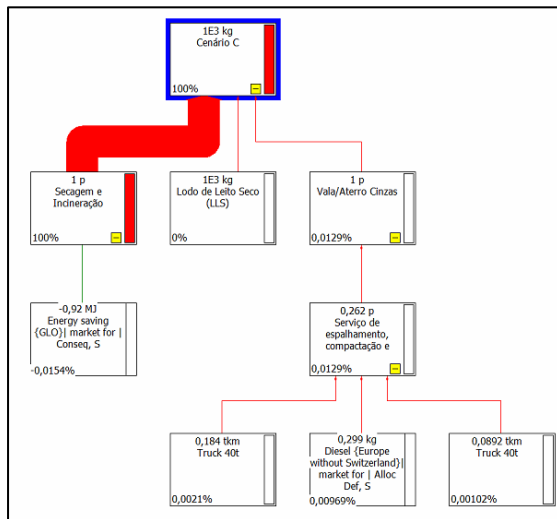
Figura 6.3 – Árvores do Cenário B



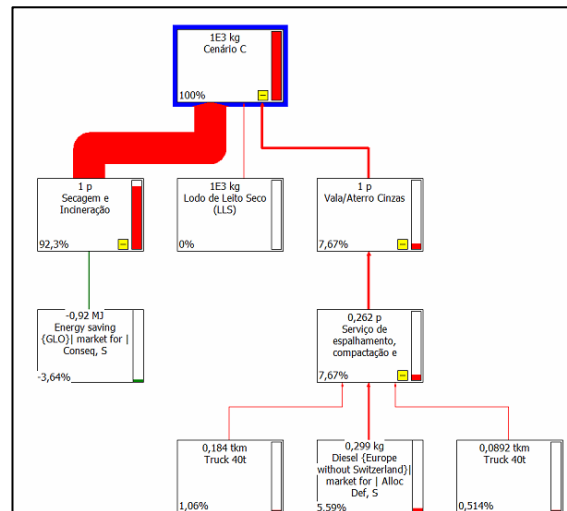
a) Potencial de Depleção Abiótica (combustíveis fósseis)



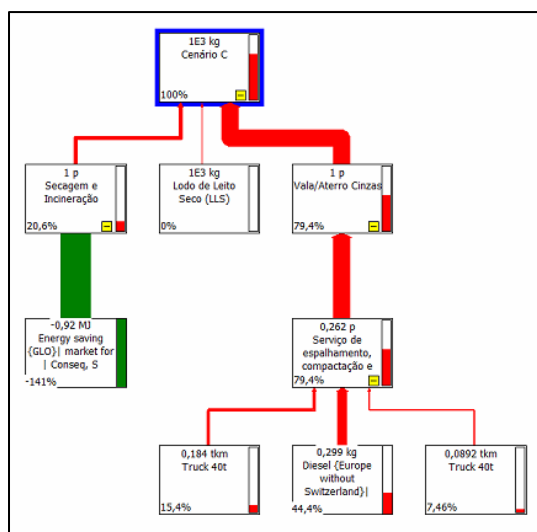
b) Potencial de Aquecimento Global



c) Potencial de Toxicidade Humana



d) Potencial de Acidificação



e) Potencial de eutrofização

Figura 6.4 - Árvores do Cenário C

Para uma análise mais específica da contribuição de cada processo em cada cenário foram elaboradas as Tabelas 6.2, 6.3 e 6.4, referentes aos resultados obtidos no SimaPro para 1 t de LLS.

Tabela 6.2 – Contribuição de cada processo no Cenário A, para UF (1 t).

Categoria de impacto	Unidade	Total	LLS (*)	Vala/Aterro (**)	Flare (***)
Potencial de Depleção Abiótica (combustíveis fósseis)	MJ	61,31	0,00	61,31	0,00
Potencial de Aquecimento Global	kg CO ₂ eq	37,05	36,25	0,800	0,00
Potencial de Toxicidade Humana	kg 1,4-DB eq	23,08	0	0,085	23,00
Potencial de Acidificação	kg SO ₂ eq	0,17	0	0,005	0,17
Potencial de Eutrofização	kg PO ₄ ⁻³ eq	0,02	0	0,001	0,019

(*) LLS: refere-se às emissões do LLS enquanto permanece no leito de secagem.

(**) Vala/aterro: O LLS é depositado na vala/aterro, sendo submetido a processos de espalhamento, compactação e recobrimento.

(***) Flare: Emissões da queima do gás pelo *flare* da vala/aterro.

Nos Cenários A e B o processo que consome diesel é o responsável pelo pela depleção abiótica. Enquanto as emissões do LLS são as responsáveis pelo potencial de aquecimento global.

Como a massa de LLS submetida ao biodigestor diminui, tem-se uma conseqüente queda no uso de diesel para o processo de Espalhamento, compactação e recobrimento da vala.

Tabela 6.3 – Contribuição de cada processo no Cenário B, para UF (1 t)

Categoria de impacto	Unidade	Total	Vala/Aterro (**)	LLS (*)	Biodigestor	Flare (***)
Potencial de Depleção						
Abiótica (combustíveis fósseis)	MJ	55,15	55,18	0	-0,0277	0
Potencial de Aquecimento Global	kg CO ₂ eq	36,97	0,72	36,25	-0,002	0
Potencial de Toxicidade Humana	kg 1,4-DB eq	51,60	0,077	0	28,53	22,99
Potencial de Acidificação	kg SO ₂ eq	0,31	0,005	0	0,133	0,169
Potencial de Eutrofização	kg PO ₄ ⁻³ eq	0,023	0,001	0	0,003	0,019

(*) LLS: refere-se as emissões do LLS enquanto permanece no leito de secagem.

(**) Vala/aterro: O LLS digerido pelo biodigestor que é depositado na vala/aterro, sendo submetido a processos de espalhamento, compactação e recobrimento.

(***) Flare: Emissões da queima do gás pelo *flare* da vala/aterro.

A energia evitada gerada pelo processo de Secagem e Incineração contribui de maneira benéfica para o uso de combustíveis fósseis.

Tabela 6.4 – Contribuição de cada processo no Cenário C, para UF (1 t).

Categoria de impacto	Unidade	Total	Secagem e Incineração	LLS (*)	Vala/Aterro Cinzas
Potencial de Depleção					
Abiótica (combustíveis fósseis)	MJ	14,84	-1,24	0	16,08
Potencial de Aquecimento Global	kg CO ₂ eq	36,37	-0,09	36,25	0,21
Potencial de Toxicidade Humana	kg 1,4-DB eq	172,38	172,35	0	0,022
Potencial de Acidificação	kg SO ₂ eq	0,019	0,017	0	0,001
Potencial de Eutrofização	kg PO ₄ ⁻³ eq	0,0002	0,000041	0	0,00016

(*) LLS: refere-se às emissões do LLS enquanto permanece no leito de secagem.

(**) Vala/aterro cinzas: O LLS incinerado (cinzas) é depositado na vala/aterro, sendo submetido a processos de espalhamento, compactação e recobrimento.

Considerando as cinco categorias de impactos avaliadas tem-se que o potencial de depleção abiótica é maior quando o LLS é disposto diretamente na vala, sendo menor quando é submetido ao processo de incineração e secagem. A maior contribuição nessa categoria é devida à disposição em vala/aterro em todos os cenários.

Com relação ao aquecimento global, praticamente, os três cenários apresentam o mesmo comportamento, sendo que as emissões do LLS no leito de secagem são as que apresentam maior contribuição em todos os cenários.

O processo de incineração torna o Cenário C o maior contribuinte para a categoria de toxicidade humana, apresentando resultados 3,3 vezes maior que o Cenário B. O *flare* nos Cenários B e C é o principal responsável pelos resultados nesta categoria, pois é o responsável pela queima do metano.

Com relação à eutrofização os Cenários A e B apresentam valores cerca de 100 vezes o valor do Cenário C, sendo os responsáveis os *flares*.

6.2 Balanço energético dos cenários no SimaPro

As Figuras 6.5, 6.6 e 6.7 apresentam as árvores dos cenários simulados no SimaPro, com enfoque na categoria de depleção abiótica (combustíveis fósseis), para uma produção mensal de 270 t de LLS por mês. Nestas figuras pode-se observar a contribuição de cada subprocesso com relação ao aspecto energético.

O processo de espalhamento, compactação e recobrimento da vala, que utiliza caminhão de médio porte, é o principal responsável pelo gasto energético nos três cenários. Entretanto seu consumo está relacionado à quantidade de LLS ou cinzas a serem manipuladas, e no contexto dos cenários as energias evitadas (por DA e incineração) colaboram para o menor consumo energético.

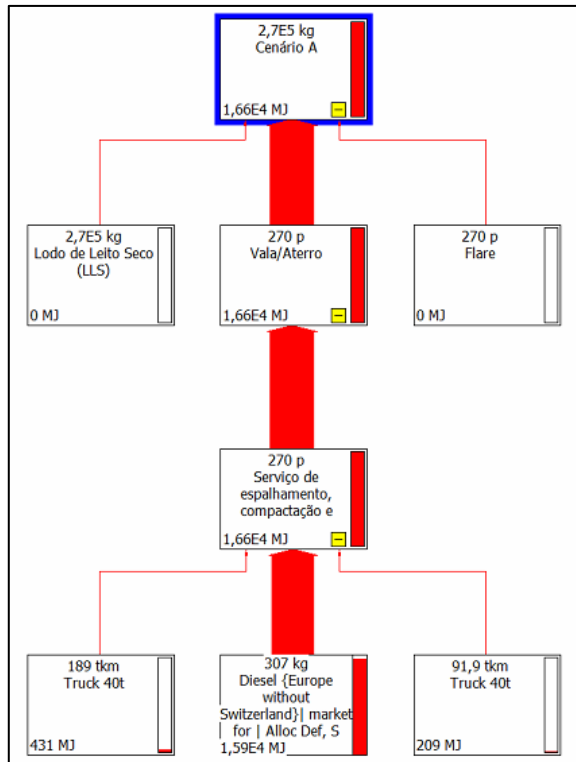


Figura 6.5 – Potencial de depleção abiótica (combustíveis fósseis) do Cenário A (energia em MJ).

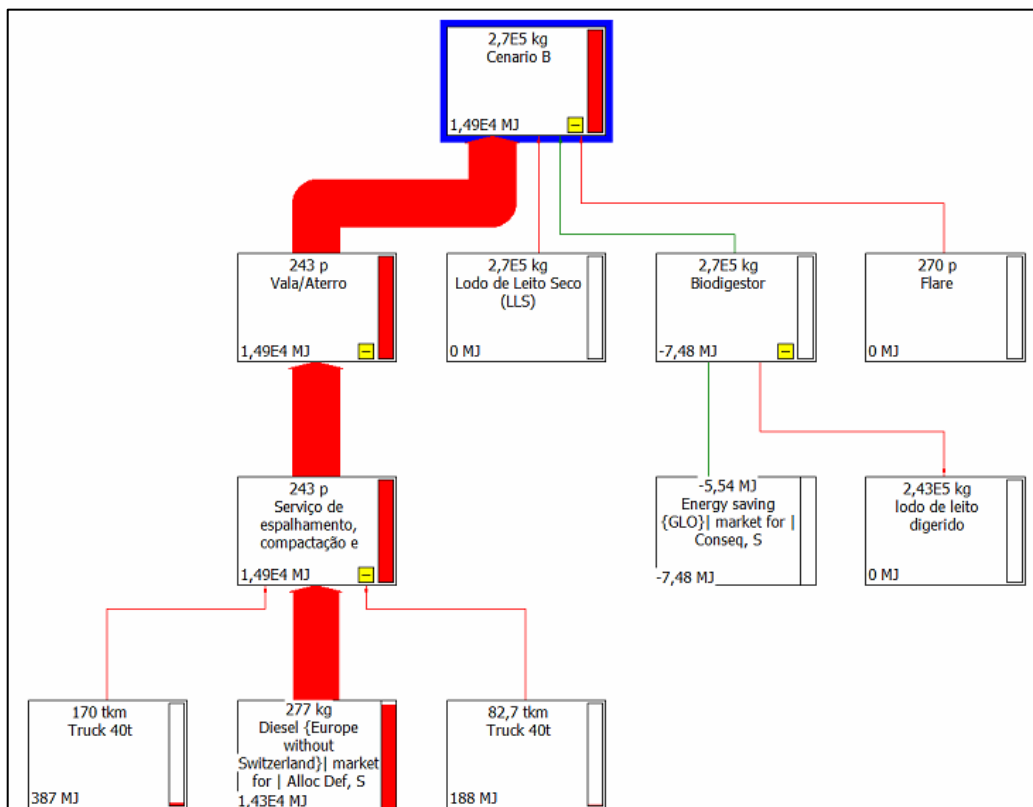


Figura 6.6 – Potencial de depleção abiótica (combustíveis fósseis) do Cenário B (energia em MJ).

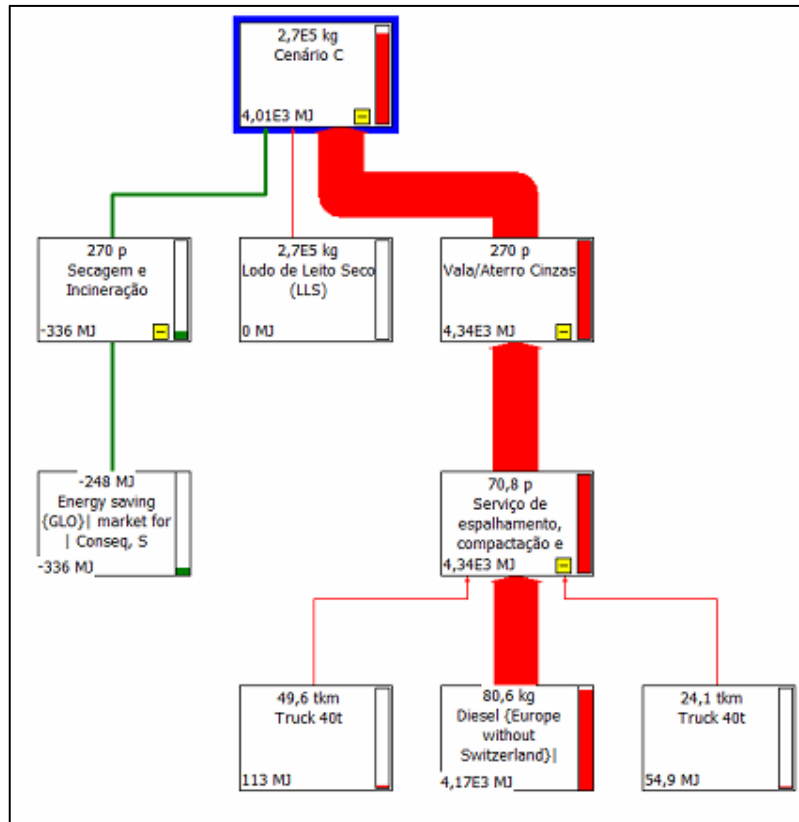


Figura 6.7 – Potencial de depleção abiótica (combustíveis fósseis) do Cenário C (energia em MJ).

6.3 Eficiência Energética do Ciclo de Vida

Existem indicadores que consideram a importância do uso dos combustíveis (fósseis e renováveis), utilizando resultados obtidos através de inventário da ACV e do balanço energético, auxiliando na análise da viabilidade técnico-econômica e ambiental (MATA et al., 2013). Entre os mais utilizados estão o indicador que se refere à eficiência global é chamado de “eficiência energética do ciclo de vida” (*Life Cycle Energy Efficiency - LCEE*), e o indicador denominado “relação de energia fóssil” (*Fossil Energy Ratio – FER*).

Aplicando esses dois índices aos resultados obtidos pelo balanço energético e pelo método de Demanda Energética Acumulativa têm-se os valores apresentado na Tabela 6.5.

Tabela 6.5 – Indicadores LCEE e FER.

Indicador	Cenário A	Cenário B	Cenário C
LCEE	0,0	0,00517	0,688
FER	0,0	0,00517	0,635

O LCEE pode ser considerado um indicador 3D, pois envolve o meio ambiente, a economia e a sociedade. Para o primeiro é negativo, pois geram resíduos; para a economia é positivo, pois agrega valor; e positivo e negativo para a sociedade, porque o combustível proporciona um melhor padrão de vida, porém as gerações futuras podem conviver com seu esgotamento. Os biocombustíveis, em geral, tem LCEE menor que o dos combustíveis fósseis, em função do alto consumo de energia para converter a energia contida na biomassa em combustível. Valores de FER menores que 1,0 são desfavoráveis, pois sugerem que o combustível irá fornecer uma quantidade de energia menor que a energia fóssil utilizada para sua transformação.

7. ANÁLISE DA VIABILIDADE ECONÔMICA (AVE)

7.1 AVE Biodigestor (Cenário B)

Baseado em Santos et al. (2016), Santos (2015), e CETESB (2006) tem-se que os componentes básicos a serem considerados no aproveitamento energético do biogás são:

- queimador: flare;
- gasômetro: armazenar e regularizar a vazão de gás;
- compressor: coleta e bombeamento do gás;
- tubulação: coleta e transporte do gás, entre o DA e a usina;
- drenos: para coleta do gás.

A Figura 7.1 apresenta um esquema de uma usina (pequena) para aproveitamento energético do gás gerado pelo biodigestor:

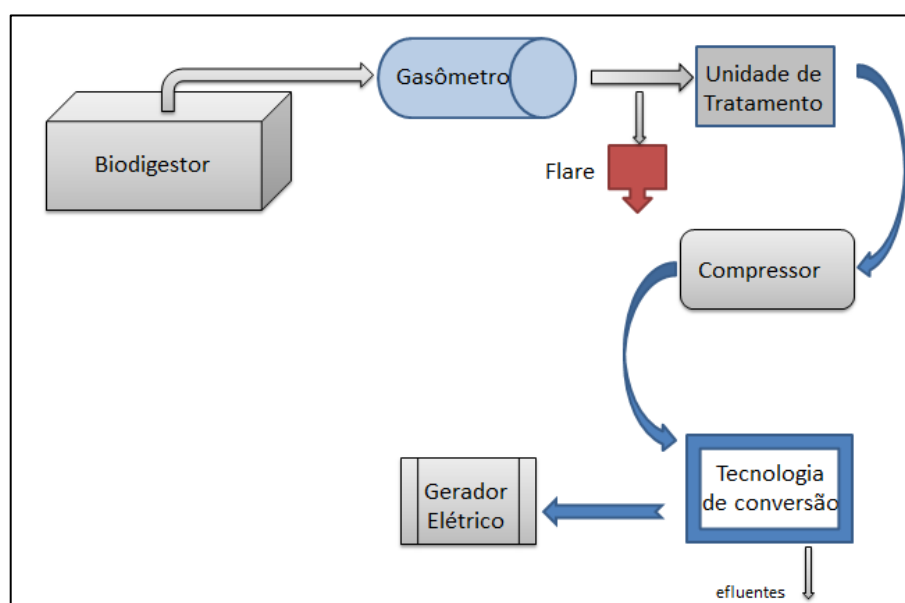


Figura 7.1 – Esquema simplificado de usina para aproveitamento energético de biogás (SANTOS et al., 2016).

Considerando o valor da produção de 270 toneladas por mês, produção de lodo desidratado estimado para uma população de 300.000 habitantes²⁹ o valor da potência passível de ser obtida pela digestão dessa massa de LLS (2,67 kW) é inferior aos valores de potencia mínima de microturbinas a gás comerciais, geralmente próximas a 25 kW. Por esta razão foi feita uma simulação de viabilidade econômica com este valor mínimo de potência. A Tabela 7.1 apresenta os parâmetros técnicos e a Tabela 7.2 os parâmetros econômicos adotados para a análise de viabilidade econômica.

Tabela 7.1 – Aspectos técnicos.

P (kW)	25
FC	0,742009
E (kWh/ano)	162.500
Vazão de gás (m³/hr)	10,14085
Tubulação (m)	200
Queimador* (R\$)	10.000,00

* Valor para incineradores apresentados em Biochama (2016).

Tabela 7.2 - Aspectos econômicos.³⁰

Taxa de juros i	0,12
Tarifa de venda de energia (R\$/kWh)	0,278
Custo Gasômetro (R\$/m³)	193,2
Custo Compressor (R\$/(m³/hr))	1819,3
Custo Gasoduto (R\$/m)	692,3
Custo microturbina a gás (US\$/kW)*	900
Custo O&M (US\$/kWh)	0,0105
Rendimento	0,25

* Custo microturbina apresentado em WBDG (2016).

A análise de viabilidade, de acordo com Santos (2015), considerou os seguintes parâmetros econômicos: Valor presente líquido (VPL) e o custo nivelado da eletricidade (LCOE: *Levelized Cost of Electricity*), sendo definidos pelas Equações 7.1e 7.2.

²⁹ Massa calculada a partir dos índices de Von Sperling e Chernicharo (2005).

³⁰ Cotação do dólar: US\$ 1.00 = R\$ 3,51.

$$VPL = \sum_{t=1}^m \frac{E_n \times Tar - Com}{(1+i)^n} - I \quad (7.1)$$

$$LCOE = \sum_{t=0}^{V_{\text{útil}}} \frac{\left[\frac{C_n}{(1+i)^n} \right]}{\left[\frac{E_n}{(1+i)^n} \right]} \quad (7.2)$$

Sendo

E = energia produzida anualmente;

Tar = tarifa de venda de energia;

i = taxa de desconto;

v_{útil} = vida útil do empreendimento;

Com = custo de operação e manutenção;

I = custo de capital;

C_n = custo a cada ano;

n = ano;

O LCOE é a tarifa mínima para que o empreendimento seja viável, ou seja, custo real da energia produzida já se considerando variações temporais monetárias.

Quando o VPL é positivo o empreendimento é rentável e viável economicamente. Caso contrário, o empreendimento não é atrativo economicamente. Todavia o custo nivelado de energia se refere a razão entre o somatório de custos transferidos ao ano inicial e a energia também descontada no tempo.

Para o cenário (20 anos) de potência da mínima comercial tem-se o fluxo de caixa apresentado na Tabela 7.3 e na Figura 7.2. O gráfico do fluxo de caixa líquido, gera um LCOE de 0,3379 R\$/kWh, uma TIR de 8,33 % e um VPL de -R\$ 72.656,13. Sendo dessa forma, inviável para a tarifa de 0,278 R\$/kWh (Tabela 7.2), para que o empreendimento se torne viável o valor da tarifa deveria ser 0,34 R\$/kWh. Conforme reportado anteriormente Sendo a taxa de juros adotada igual a 0,12. Foi considerado que no décimo ano deveria ocorrer uma troca de equipamentos, uma substituição da microturbina a gás, sendo assim este custo foi considerado no fluxo de caixa da Figura 7.2.

Tabela 7.3 - Fluxo de caixa para 270 toneladas de LLS, submetidos à DA.

Fluxo de caixa	Receita	Despesas	Líquido	Cn/(1+i)^n	En/(1+i)^n
0	0	339926,38	339926,38	339926,38	0,00
1	45175	5988,94	39186,06	5347,27	145089,29
2	45175	5988,94	39186,06	4774,34	129544,01
3	45175	5988,94	39186,06	4262,81	115664,29
4	45175	5988,94	39186,06	3806,08	103271,69
5	45175	5988,94	39186,06	3398,28	92206,86
6	45175	5988,94	39186,06	3034,18	82327,56
7	45175	5988,94	39186,06	2709,09	73506,75
8	45175	5988,94	39186,06	2418,83	65631,02
9	45175	5988,94	39186,06	2159,67	58599,13
10	45175	84963,94	-39788,94	27356,11	52320,65
11	45175	5988,94	39186,06	1721,68	46714,87
12	45175	5988,94	39186,06	1537,21	41709,70
13	45175	5988,94	39186,06	1372,51	37240,81
14	45175	5988,94	39186,06	1225,46	33250,72
15	45175	5988,94	39186,06	1094,16	29688,14
16	45175	5988,94	39186,06	976,93	26507,27
17	45175	5988,94	39186,06	872,25	23667,21
18	45175	5988,94	39186,06	778,80	21131,43
19	45175	5988,94	39186,06	695,36	18867,35
20	45175	5988,94	39186,06	620,85	16845,85
Soma				410088,25	1213784,59

Onde

$$Receita = Tarifa de venda de energia \left(\frac{R\$}{kWh} \right) \times Energia \left(\frac{kWh}{ano} \right) \quad (9.3)$$

$$Despesas_{n=0} = Custo microturbina a gás \left(\frac{R\$}{kW} \right) \times P (kW) +$$

$$+ Custo Gasômetro \left(\frac{R\$}{m^3} \right) \times Vazão de gás \left(\frac{m^3}{h} \right) \times 48 +$$

$$+ Custo Gasoduto \left(\frac{R\$}{m} \right) \times Comprimento tubulação (m) +$$

$$+ Custo do queimador (R\$) \quad (9.4)$$

$$Despesas_{n>1} = \text{Custo de operação e manutenção} \left(\frac{R\$}{kW} \right) \times \text{Energia} \left(\frac{kWh}{ano} \right) \quad (9.5)$$

$$Líquido = Despesas - Receitas \quad (9.6)$$

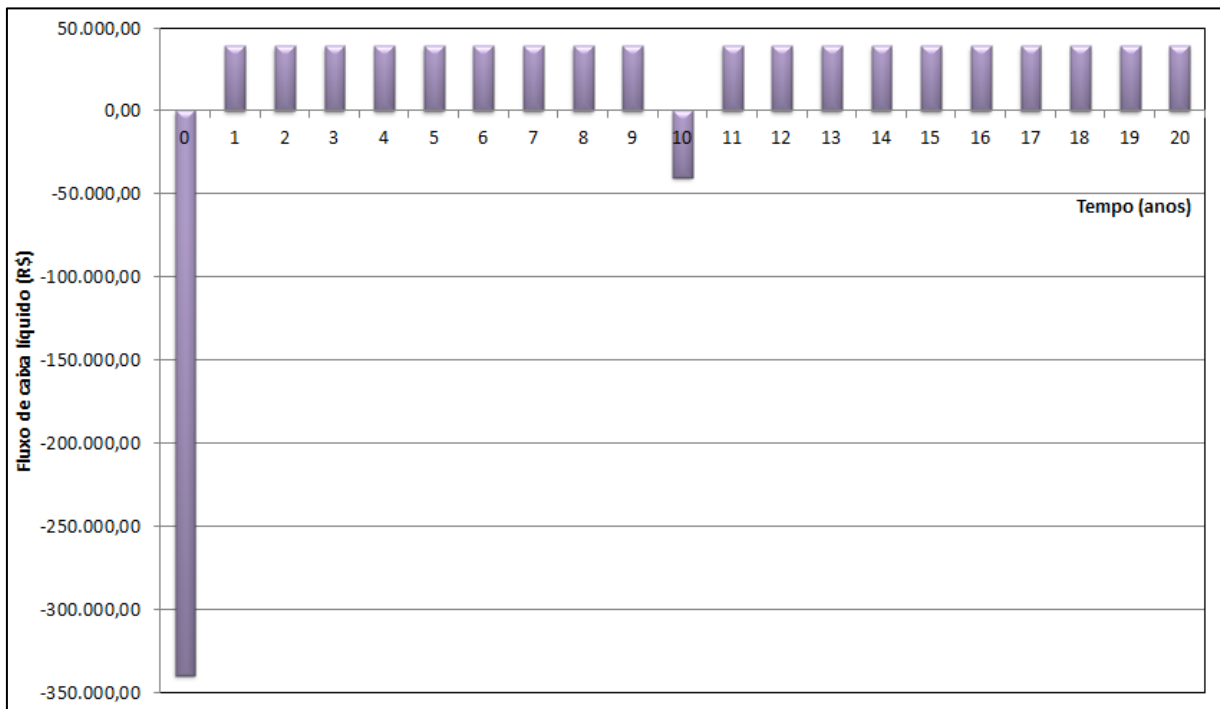


Figura 7.2 - Fluxo de caixa líquido para 270 toneladas de LLS, submetidos à DA.

7.2 AVE Secagem e Incineração do LLS (Cenário C)

Considerando os parâmetros apresentados no item 6.5 desta tese, sobre o dimensionamento de um ciclo para secagem e incineração do LLS e os parâmetros econômicos do item 7.1, foram adotados os dados apresentados na Tabela 7.4 para a análise de viabilidade econômica.

Tabela 7.4 - Aspectos técnicos e econômicos para 270 toneladas de lodo de leite.

P (kW)	119,6
FC*	0,8
E (kWh/ano)	838.156,8
Taxa de juros i	0,12
Tarifa de venda de energia (R\$/kWh)	0,278
Custo unitário** (US\$/kW)	2.386,75
Investimento	1.004.803
Custo OeM (US\$/kWh)***	0,15

* Valor para incineradores apresentados em Salvatore (2013).

** Obtido pela média dos custos de diversos pequenos ciclos ORC listados por Arvay et al. (2011).

*** Obtido em Arvay et al. (2011).

Para o cenário C tem-se o fluxo de caixa apresentado na Tabela 7.5 e na Figura 7.3, o gráfico do fluxo de caixa líquido, gerando um LCOE de 0,6745 R\$/kWh, e um VPL de -R\$ 2.589.338,76. Sendo inviável para a tarifa de 0,278 R\$/kWh (Tabela 9.5), para que se torne viável o valor da tarifa deveria ser 0,687 R\$/kWh, com TIR igual a 12,05%.

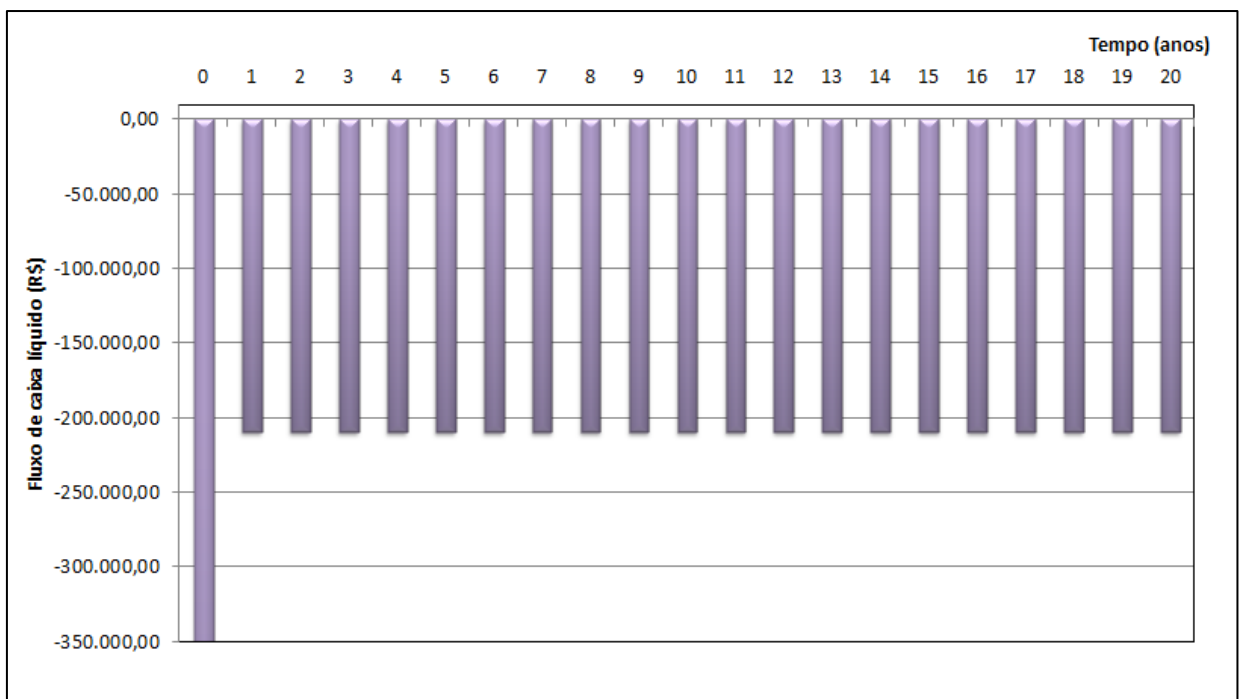


Figura 7.3 - Fluxo de caixa líquido para 270 toneladas de LLS, submetidos à incineração.

Tabela 7.5 - Fluxo de caixa para 270 toneladas de LLS, submetidos à incineração.

Fluxo de caixa	Receita	Despesas	Líquido	$Cn/(1+i)^n$	$En/(1+i)^n$
0	0	1004802,66	-1004802,66	1004802,66	0
1	233007,59	442546,79	-209539,20	395131,06	748354,29
2	233007,59	442546,79	-209539,20	352795,59	668173,47
3	233007,59	442546,79	-209539,20	314996,06	596583,45
3	233007,59	442546,79	-209539,20	314996,06	596583,45
4	233007,59	442546,79	-209539,20	281246,49	532663,80
5	233007,59	442546,79	-209539,20	251112,93	475592,68
6	233007,59	442546,79	-209539,20	224207,98	424636,32
7	233007,59	442546,79	-209539,20	200185,69	379139,57
8	233007,59	442546,79	-209539,20	178737,23	338517,47
9	233007,59	442546,79	-209539,20	159586,81	302247,74
10	233007,59	442546,79	-209539,20	142488,22	269864,06
11	233007,59	442546,79	-209539,20	127221,63	240950,05
12	233007,59	442546,79	-209539,20	113590,74	215133,97
13	233007,59	442546,79	-209539,20	101420,30	192083,91
14	233007,59	442546,79	-209539,20	90553,84	171503,49
15	233007,59	442546,79	-209539,20	80851,64	153128,11
16	233007,59	442546,79	-209539,20	72188,97	136721,53
17	233007,59	442546,79	-209539,20	64454,44	122072,79
18	233007,59	442546,79	-209539,20	57548,60	108993,57
19	233007,59	442546,79	-209539,20	51382,68	97315,68
20	233007,59	442546,79	-209539,20	45877,39	86889,00
			Soma	4625377,02	6857148,42

8. CONCLUSÕES

8.1 Considerações finais

Após as análises laboratoriais verificou-se que a substância gerada pelo tratamento de esgoto, em reatores tipo UASB da ETE Sapucaí, o lodo UASB, ao ser depositado em leitos de secagem, para diminuição da umidade, produz metano, que é liberado livremente para a atmosfera, até o momento em que é depositado em vala ou aterro sanitário, onde continua produzindo biogás que é queimado em flares e liberado, novamente, para a atmosfera, através das emissões fugitivas.

Os estudos que envolvem emissões de biogás em leito de secagem, na sua maioria relacionam as emissões desses processos à produção de gás de aterros sanitários, porém deve-se considerar que se trata de material e meio bem diferentes. O objetivo desta tese foi analisar a produção de metano e possibilidades de recuperação de energia do lodo proveniente de ETE (reatores UASB), para tanto foram propostos três cenários que foram analisados com o auxílio da ACV, utilizando dados obtidos através de testes laboratoriais.

Os cenários analisados foram

- Cenário A: o lodo gerado por reator UASB é submetido ao desague e encaminhado ao aterro;
- Cenário B: o lodo gerado por reator UASB é submetido ao desague é encaminhado a um biodigestor (no qual o biogás é coletado e usado para geração de eletricidade) e após um período é encaminhado para o aterro;
- Cenário C: o lodo de leito é submetido a um processo de secagem e incinerado, onde o calor gerado é usado para o processo de secagem e para geração de eletricidade. As cinzas são depositadas no aterro.

Os testes experimentais com LLS da ETE Sapucaí, usando uma célula experimental e o equipamento AMTPS, resultaram em rendimento de metano de 1,35 Nml CH₄/g SV (amostra com SV de 20,05%) e a 10,99 Nml CH₄/g SV (amostra com SV de 20,1%), respectivamente. Como as condições de ensaio no AMTPS foram controladas (banho maria, agitação das amostras, entre outras) os seus resultados são os mais confiáveis. Apesar do potencial de energia ser baixo, foi realizada a análise de viabilidade econômica e ambiental da recuperação de energia, usando esta biomassa.

A diferença entre os resultados dos experimentos da célula experimental e o AMTPS deve-se a inúmeros fatos, como por exemplo, as condições que o primeiro foi submetido, sem controle de temperatura, em compensação o conhecimento da composição do biogás foi fundamental para a aplicação da ACV. Os dados medidos foram utilizados no dimensionamento do sistema de DA e no ciclo ORC, além disso, foram fundamentais para o cálculo das emissões em diversos processos da ACV.

Ao se analisar os dados energéticos verificou-se que a cada tonelada de LLS (UF usada na ACV) submetida a DA, a energia evitada é igual a 0,02 MJ, e que o processo de incineração pode evitar 0,98 MJ para essa mesma massa. O balanço energético e a análise de viabilidade econômica foram realizados para uma produção de 270 t de LLS (quantidade estimada para uma população de 300.000 habitantes). Os indicadores de eficiência energética mostraram ser inviáveis economicamente o aproveitamento da biomassa, principalmente em função do processo que consome a maior quantidade de energia ser diesel, o espalhamento, compactação e recobrimento da vala.

As categorias analisadas pela ACV foram potencial de depleção abiótica - combustíveis fósseis, potencial de aquecimento global, potencial de toxicidade humana, potencial de acidificação, potencial de eutrofização.

Exceto pela categoria de toxicidade humana, o Cenário C, apresenta os melhores resultados em todas as demais categorias de impacto. Apesar da incineração não ser muito utilizada, ela se apresenta como a melhor alternativa energética para o lodo, entre os cenários analisados.

A secagem do lodo de esgoto em leito de secagem é o processo que mais contribui para o aquecimento global. Considerando que na fase inicial de deságue do lodo de descarte de reator UASB a produção de metano é maior que a considerada nesta tese, ou seja foi subestimada a produção de metano, as emissões do leito de secagem devem ser consideradas nos estudos de ACV.

A DA do lodo digerido apresentou resultados não muito promissores, principalmente com relação à produção de energia por tonelada de lodo (muito baixa), sendo considerada uma opção inviável para o aproveitamento de biogás, como única alternativa. Sendo assim, sugere-se como outra possibilidade do uso da DA e/ou da incineração em conjunto uso do biogás gerado pelo processo de tratamento de esgoto (reatores UASB), que de acordo com SANTOS (2013) é viável para uma população de 300.000 habitantes.

8.2 Recomendações para trabalhos futuros

Para os três cenários o processo de “Espalhamento, Compactação e Recobrimento das valas” é o principal responsável pelo consumo energético (uso de diesel). De acordo com o comportamento apresentado pela categoria de depleção abiótica, a quantidade de material a ser depositada na vala e as energias evitadas (por DA e incineração) estão relacionadas diretamente com os resultados obtidos. Uma proposta de alternativa para trabalhos futuros seria a troca de diesel por biodiesel, o que também iria influenciar os indicadores de eficiência energética.

Os indicadores ambientais auxiliam na análise da viabilidade técnico-econômica e ambiental, existem diversas relações que poderiam ser aplicadas, como o indicador de contribuição para o aquecimento global ou pegada de carbono. Sugere-se que para trabalhos futuros, além da troca do diesel pelo biodiesel, estes e outros indicadores sejam calculados.

Recomenda-se uma análise laboratorial do chorume gerado pela vala da ETE Sapucaí que recebe somente LLS, ao longo dos próximos anos, para uma comparação com o chorume

gerado por aterros sanitários que recebem resíduos urbanos. Com o objetivo de gerar dados para futuras análises de ciclo de vida.

Foi considerado que o aterro está próximo à ETE, porém nos grandes centros há uma dificuldade de área para aterro próximo às ETEs, faz-se necessário que o transporte do LLS seja considerado na ACV.

Novos estudos devem avaliar a cobertura do leito de secagem para evitar as emissões para a atmosfera.

REFERÊNCIAS

APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. New York: APHA, WWA, WPCR, 20 ed. 2002.

ARTHUR, R.; BAIDOO, M.F.; ANTWI, E. **Biogas as a potential renewable energy source: A Ghanaian case study**. *Renewable Energy* 36, 1510 e 1516. 2011.

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – **NBR 10.004** – Resíduos Sólidos – Classificação. Rio de Janeiro: ABNT, 71p. 2004.

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Gestão Ambiental – Avaliação do Ciclo de Vida – Princípios e Estrutura – NBR 14040**. ABNT: Rio de Janeiro, 2009.

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR ISO 14.040** - Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura. ABNT, 21p. 2014.

AHMED, S.; HENZE, M. **Biological hydrolysis and acidification of sludge under anaerobic conditions: The effect of sludge type and origin on the production and composition of volatile fatty acids**. *Water Research*, 42 (14), 3729-3738. 2008.

AMPTS II - **Automatic Methane Potential Test System: Operation And Maintenance Manual**. Bioprocess Control Sweden Ab. Sweden. Version 1.7, January 2014.

ANDREOLI, C.V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. **Lodos de esgoto: tratamento e disposição final**. 4. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2010.

AQUINO, S. F.; CHERNICHARO, C.A.L.; FORESTI, E.; FLORENCIO, L.; MONTEGGIA, L. O. **Metodologias para determinação da atividade metanogênica específica (AME) em lodos anaeróbios**. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, 12,2, 2007.

ARVAY, P.; MULLER, M.R.; RAMDEEN, V.; CUNNINGHAM, G. **Economic Implementation of the Organic Rankine Cycle in Industry**. Tennessee Tech University. ACEEE Summer Study on Energy Efficiency in Industry. 2011.

AUSTRÁLIA. **Emission Estimation Technique Manual for Sewage Sludge and Biomedical Waste Incineration**. Environment Austrália. 1999.

AWKO, N.S. **A Life Cycle Assessment of Sewage Sludge Treatment Options**. Master Thesis in Environmental Management. Aalborg University. 2008.

BAKELMA, A.J.; PREISIG, H.A.; OTTERPOHL, A.; LAMBERT, F.J.G. **Indicators for the sustainability assessment of wastewater treatment systems**. Urban Water 4, 153–161. 2002.

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

BARROS, R.M.; TIAGO FILHO, G.L.; SILVA, T.R. **The electric energy potential of landfill biogás in Brazil**. Energy Policy 65, 150–164. 2014.

BARROS et al. **Dimensionamento e benefícios ambientais de um biodigestor de esterco de gado para grandes propriedades rurais**. Anais do 27 Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES. 2013.

BAUER, P.E. **Metodologias e procedimentos para a consideração ambiental no projeto de processos químicos**. (Tese – Doutorado) Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Química. São Paulo. 2003.

BEN - Balanço Energético Nacional 2015: Ano base 2014. Empresa de Pesquisa Energética - EPE (Brasil). Rio de Janeiro, 2015. 292 p. Acesso em 03/11/2015. Disponível em https://ben.epe.gov.br/downloads/Relatorio_Final_BEN_2015.pdf

BENJAMIN WIRTH ; REZA, T; MUMMEA, J. **Influence of digestion temperature and organic loading rate on the continuous anaerobic treatment of process liquor from hydrothermal carbonization of sewage sludge**. Bioresource Technology 198/ 215–222. 2015.

BEYLOT, A.; VILLENEUVE, J.; BELLENFANT, G. **Life Cycle assessment of landfill biogas management: sensitivity to diffuse and combustion air emissions**. Waste management, New York, N.Y., v. 33, n. 2, p. 401-411, . 2013.

BHATTACHARYA, S.K.; MADURA, R.; WALLING, D.; FARREL, J. **Volatile solids reduction in two-phase and conventional anaerobic sludge digestion**. Water Research, 30 (5), 1041-1048. 1996.

BIOCHAMA. Site empresa: <http://www.biochama.com.br>. Acesso em março de 2016.

BORK, J.A. **Caracterização e avaliação das emissões do uso de lodo sanitário seco como combustível em combustor ciclônico**. Dissertação Mestrado – Engenharia Química, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 2011.

BRACK, L.B. **Determinação da atividade metanogênica específica (AME) através da biodigestão anaeróbia de materiais colagênicos**. TCC Engenharia Química. UFRGS, 2012.

BRASIL. **Programa Nacional de capacitação de gestores ambientais: Módulo específico licenciamento ambiental de estações de tratamento de esgoto e aterros sanitários / Ministério do Meio Ambiente**. – Brasília: MMA, 2009.

BRASIL. **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, IBGE**. Diretoria de Pesquisas, Coordenação de População e Indicadores Sociais. Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008. Rio de Janeiro. 2010a. Acesso <http://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv45351.pdf> em 28/10/15.

BRASIL. **Lei nº 12.305**, de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF. 2010b.

BRASIL. **Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários 2013: ano base 2012**. 2013. Disponível em <http://www.inea.rj.gov.br/cs/groups/public/documents/document/zwew/mdmx/~edisp/inea0031540.pdf>. Acesso: 26/04/16.

BRASIL. **Agência Nacional de Águas, ANA**. Atlas Brasil de Despoluição de Bacias Hidrográficas: Tratamento de Esgotos Urbanos. 2015a. No prelo.

BRASIL. **Agência Nacional De Energia Elétrica, ANEEL**. 2015b. Disponível em <http://www.aneel.gov.br/aplicacoes/capacidadebrasil/Combustivel.cfm/>. Acesso: 03/11/2015.

BRASIL. **Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental**. Probiogás. Guia técnico de aproveitamento energético de biogás em estações de tratamento de esgoto / Probiogás; organizadores, Ministério das Cidades, Deutsche Gesellschaft für Internationale

Zusammenarbeit GmbH (GIZ); autores, Bruno Silveira ... [et al.]. – Brasília, DF : Ministério das Cidades. 2015c.

BRASIL. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental – SNSA. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2014**. Brasília: SNSA/MCIDADES. 2016. 212 p.

CAMPOS, R.J. (coordenador). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999.

CARRARA, S. **Small scale biomass power generation**. Tese de Doutorado (PhD in Energy and Environmental Technology). University of Bergamo. 2010.

CARVALHO JR., J. A.; MCQUAY, M. Q. **Princípios de combustão aplicada**. Florianópolis, 2007. 176p.

CEMIG: Companhia Energética de Minas Gerais. Alternativas Energéticas: uma visão Cemig. Belo Horizonte: Cemig, 2012.

CETESB. **Biogás, geração e uso energético – aterros**, versão 1.0/CETESB, Secretaria de Meio Ambiente, Ministério da Ciência e Tecnologia. São Paulo: SMA: CETESB: MCT. CD-ROM. Manual, vol. 1-2, programas executáveis e código-fonte, 2006.

CHEHEBE, J. R. B. **Análise do ciclo de vida de produtos: ferramenta gerencial da ISO 14000**. Rio de Janeiro: Qualitymark, 1998.

CHERNICHARO, C.A.L. **Reatores anaeróbios**. 2ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG, 1997.

CHERNICHARO, C. A. L. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Reatores anaeróbios**. Vol. 5. Belo Horizonte: Ed. UFMG, 2007.

COELHO, S.T.; VELAZQUEZ, S.M.S.G.; MARTINS O.S.; ABREU, F.C. **A conversão da fonte renovável biogás em energia**. V CBPE Congresso Brasileiro de Planejamento Energético. Brasília, 2006.

COLMENAR-SANTOS, A.; ZARZUELO-PUCH, G.; BORGE-DIEZ, D.; GARCÍA-DIEGUEZ, C. **Thermodynamic and exergoeconomic analysis of energy recovery system**

of biogas from a wastewater treatment plant and use in a Stirling engine. Renewable Energy 88, 171e184. 2016.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução CONAMA 375**, DE 29 DE AGOSTO DE 2006. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário. 2006.

COSTA, D.F. **Geração de energia elétrica a partir do biogás de tratamento de esgoto.** Dissertação Mestrado. IEE / EPUSP / FEA/ IF da Universidade de São Paulo. São Paulo. 194 p. 2006.

COSTA, E.S.; BARBOSA FILHO, O.; GIORDANO, G. **Reatores anaeróbios de manta de lodo (UASB): uma abordagem concisa.** (Série Temática: Tecnologias Ambientais - Volume 5) Rio de Janeiro: COAMB / FEN / UERJ / 2014.

CORD-RUWISCH, R.; KLEINITZ, W.; WIDDEL, F. **Sulfate-reducing bacteria and their activities in oil production.** Journal of Petroleum Technology, v. 39, n. 1, p. 97-106, 1987.

CYR, M.; COUTAND, M.; CLASTRES, P. **Technological and environmental behavior of sewage sludge ash (SSA) in cement-based materials.** Cement and Concrete Research 37, 1278–1289. 2007.

DAVID, A.C., 2002, “Secagem térmica de lodo de esgoto e determinação da umidade de equilíbrio”, USP – Universidade de São Paulo, Dissertação (Mestrado), São Paulo, Brasil.

DE BAERE, L. **Anaerobic digestion of solid waste: state-of-the-art.** Water Science and Technology, 41 (3), 283-290. 2000.

DEUBLEIN, D.; STEINHAUSER, A. **Biogas from Waste and Renewable Resources: An Introduction.** WILEY-VCH Verlag GmbH e Co. KGaA, Weinheim, 2008.

DONOSO-BRAVO, A.; RETAMAL, C.; CARBALLA, M.; RUIZ-FILIPPI, G.; CHAMY, R. **Influence of temperature on the hydrolysis, acidogenesis and methanogenesis in mesophilic anaerobic digestion: parameter identification and modeling application.** Water Science and Technology—WST | 60.1 | 2009.

EL-HADJ, T. **Biodegradation of organic micropollutants in thermophilic and mesophilic anaerobic digestion of sewage sludge.** Thesis. Universitat Barcelona. 215. 2006.

ELIAS, X. **Vías de tratamiento y valorización de fangos de depuradora**. In: Reciclaje de Residuos Industriales: Residuos Sólidos Urbanos y Fangos de Depuradora, 2009.

Embrapa. **Manual de Métodos de Análise de Solo**. 2ª ed. Rio de Janeiro, 1997. Disponível em http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/Repositorio/Manual+de+Metodos_000fzvhotqk02wx5ok0q43a0ram31wtr.pdf. Acesso em 20/10/2015.

FERREIRA, J.V.R. **Análise do ciclo de vida dos produtos**. Gestão Ambiental. Lisboa: Instituto Politécnico de Viseu. 80 p. 2004.

FRIEDRICH, E. PILLAY, S.; BUCKLE, C.A. **Environmental life cycle assessments for water Treatment processes – A South African case study of an urban water cycle**. Water SA Vol. 35, nº 1, January, 2009.

FRISCHKNECHT R, ALTHAUS H-J, BAUER C, DOKA G, HECK T, JUNGBLUTH N, KELLENBERGER D, NEMECEK T. **The Environmental Relevance of Capital Goods in Life Cycle Assessments of Products and Services**. Int J LCA, DOI: <http://dx.doi.org/10.1065/lca2007.02.308>. 11p. 2007.

FYTILI, D, ZABANIOTOU, A. **Utilization of sewage sludge in EU application of old and new methods — A review**. Renewable and Sustainable Energy Reviews 12, 116–140. 2008.

GENTIL, E.C.; DAMGAARD, A.; HAUSCHILD, M.; FINNVEDEN, G.; ERIKSSON, O.; THORNELOE, S.; KAPLAN, P.O.; BARLAZ, M., MULLER, O. ; MATSUI, Y.; II, R. **Models for waste life cycle assessment: Review of technical assumptions**. Waste Management 30, 2636–2648. 2010.

GERVASONI, R.; CANTÃO, M.P. **Produção de metano a partir da digestão anaeróbia: relação entre teoria e prática**. Espaço Energia, nº 15, p. 13-20, outubro. 2011.

CHRISTENSEN, T.H. **Models for waste life cycle assessment: Review of technical assumptions**. Waste Management 30, 2636–2648. 2010.

GUEDES, V.P. **Estudo do Fluxo de Gases Através do Solo de Cobertura de Aterro de Resíduos**. 117 p. Dissertação Mestrado COPPE/UFRJ - Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, Rio de Janeiro. 2007.

GUINÉE, J.B.; GORRÉE, M.; HEIJUNGS, R.; HUPPES, G.; KLEIJN, R.; KONING, A. DE; OERS, L. VAN; WEGENER SLEESWIJK, A.; SUH, S.; UDO DE HAES, H.A.; BRUIJN, H. DE; DUIN, R. VAN; HUIJBREGTS, M.A.J. **Handbook on Life Cycle Assessment. Operational Guide to the ISO Standards**. I: LCA in perspective. IIa: Guide. IIb:

Operational annex. III: Scientific background. Kluwer Academic Publishers, ISBN 1-4020-0228-9, Dordrecht, 692 pp. 2002.

GUTIERREZ, K.G. Análise e gerenciamento de impactos ambientais no tratamento de esgoto doméstico mediante avaliação de ciclo de vida. Tese. Área de concentração: Saneamento. Escola de Engenharia da UFMG. Minas Gerais. 129 p. 2014.

HEIMERSSON, S. Improved life cycle assessment of wastewater and sludge management with resource recovery. Thesis. Department of Chemical and Biological Engineering Chalmers University of Technology. Gothenburg, Sweden. 2014.

HIDAKA, T.; WANG, F.; TOGARI, T.; UCHIDA, T.; SUZUKI, Y. Comparative performance of mesophilic and thermophilic anaerobic digestion for high-solid sewage sludge. *Bioresource Technology* 149, 177–183. 2013.

HOFFMANN, G. , SCHINGNITZ, D. , BILITE, B. Comparing different methods of analysing sewage sludge, dewatered sewage sludge and sewage sludge ash. *Desalination* 250, 399–403. 2010.

ISO 14040:2006. Environmental management — Life cycle assessment — Principles and framework. (on line: <https://www.iso.org/obp/ui/#iso:std:iso:14040:ed-2:v1:en>). Acesso: 03/11/15.

KWON, E.E.; KIM, S.; JEON, Y. J; YI, H. Biodiesel Production from Sewage Sludge: New Paradigm for Mining Energy from Municipal Hazardous Material. *American Chemical Society | Environ. Sci. Technol.* 46, pp 10222–10228, 2012.

KWON, E.E.; YI, H.; KWON, H.H. Urban energy mining from sewage sludge. *Chemosphere* 90 , 1508–1513. 2013.

LEE, E.S.H.; SANTOS, F.S. Caracterização do lodo proveniente de ETE e estudo sobre seu potencial energético. II Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental, IBEAS, Paraná, 2011.

LEI, Z. A Commercial Model for Eco-efficient Production of Biogas from Sewage Sludge in China. Thesis. Department of Energy and Environment, Chalmers University of Technology, Göteborg, Sweden. 2012.

LEITÃO, R.C.; VAN HAANDEL, C.; ZEEMAM, G.; LETTINGA, G. **The effects of operational and environmental variations on anaerobic wastewater treatment systems: A review.** *Bioresource Technology* 97, p. 1105–1118. 2006.

LI, Y.; PARKI, S. Y.; ZHU, J. **Solid-state anaerobic digestion for methane production from organic waste.** *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 15, p. 821-826, 2011.

LUNDIN, M., OLOFSSON, M.; PETTERSSON, G.J.; ZETTERLUND, H. **Environmental and economic assessment of sewage sludge handling options.** *Resources Conservation and Recycling* 41, 255–278, 2004.

LO, I.M.C.; ZHOU, W.; NG, K.K.H. **Environmental and Landfill Operational Aspects of Co-disposal of Dewatered Sewage Sludge and Municipal Solid Waste.** Hong Kong University of Science and Technology. Submitted to HKIE Environmental Division for Peter HK Chan Award for Best Environmental Paper (BEPa). 2003.

MANARA, P. E ZABANIOTOU, A. **Towards sewage sludge based biofuels via thermochemical conversion – A review.** *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 16, 2566– 2582. 2012.

Manual GEM5000, 2012. http://www.geotechenv.com/pdf/air_quality/landtec_gem_5000.pdf. Acesso em 10/7/2015.

MATA, T.M.; CAETANO, N.S.; COSTA, C.A.V.; SIKDAR, S.K.; MARTINS, A.A. **Sustainability analysis of biofuels through the supply chain using indicators.** *Sustainable Energy Technologies and Assessments* 3, 53–60. 2013.

MENDES, M.R.; ARAMAKI, T.; HANAKI, K. **Comparison of the environmental impact of incineration and landfilling in São Paulo City as determined by LCA.** *Resources, Conservation and Recycling* 41, 47–63. 2004.

MONTGOMERY, D. C. **Design and analysis of experiments.** 5 ed, John Wiley & Sons, 2001.

MURRAY, A.; HORVATH, A.; NELSON, K.L. **Hybrid Life-Cycle Environmental and Cost Inventory of Sewage Sludge Treatment and End-Use Scenarios: A Case Study from China.** *Environ. Sci. Technol.* 42, 3163–3169. 2008.

NOGUEIRA, C. E. C. **Dimensionamento de Sistemas Integrados de Energia em Ambientes Rurais.** Tese - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 144 pag. 2004.

NOYOLA, A.; MORGAN-SAGASTUME, J.M.; LÓPEZ-HERNÁNDEZ, J.E. **Treatment of biogas produced in anaerobic reactors for domestic wastewater: odour control and energy/resource recovery**. Reviews in Environmental Sciences and Bio/Technology, v.5, p. 93- 114. 2006.

NOZELA, W.C. **Caracterização do lodo de esgoto, após desaguamento e secagem térmica, da Estação de Tratamento de Esgoto de Araraquara/SP**. Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual Paulista, Instituto de Química Araraquara, 2014.

OBERSTEINER, G.; BINNER, E.; MOSTBAUER, P.; SALHOFER, S. **Landfill modelling in LCA – A contribution based on empirical data**. Waste Management 27, S58–S74. 2007.

OLIVER et al. **Manual de treinamento em biodigestão**. Instituto Winrock. Ver. 2.0. 2008. Disponível em http://www.ieham.org/html/docs/Manual_Biodigestao.pdf. Acesso em 02/05/2016.

PE International. **Gabi software**. Stuttgart: PE International. <http://www.gabi-software.com/brazil/software/> Acesso em 01/11/2015. 2011.

PEREGRINA, C. A.; LECOMTE, D.; ARLABOSSE, P.; RUDOLPH, V. **Life Cycle Assessment (LCA) applied to the design of an innovative drying process for sewage sludge**. Trans IChemE, Part B, Process Safety and Environmental Protection, 84(B4): 270–279. 2006.

PONTES, P.P.; CHERNICHARO, C.A.L. **Efeito do Retorno de Lodo Aeróbio Sobre as Características da Biomassa Presente em Reatores UASB Tratando Esgoto Sanitário** Eng. Sanit. Ambient | V.14 N.2 | Abr/Jun 2009 | 223-234.

PRANDO, D., RENZI, M., GASPARELLA, A., BARATIERI, M. **Monitoring of the energy performance of a district heating CHP plant based on biomass boiler and ORC generator**. Applied Thermal Engineering, Volume 79, 25 March 2015, Pages 98–107

PRÉ SUSTAINABILITY 2014. <https://www.pre-sustainability.com/simapro>. Acesso em 05/05/2015. **SimaPro S** - versão educacional Analyst 8.0.4.30. 2014.

QASIM, S.R. **Wasterwater treatment plants: planning, design and operation**. 2ª ed. CRC Press, Pennsylvania, USA Technomic Publishing Company, 1107 p. 1999.

REBITZER, G.; EKVALL, T.; FRISCHKNECHT, D.; HUNKELER, D.; NORRIS, G.; RYDBERG, T.; SCHMIDT, W. P.; SUH, S.; WEIDEMA, B. P., PENNINGTON, D. W. **Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications.** Environment International, v. 30, p. 701–720. 2004.

RENÓ, M. L. G. **Avaliação do Balanço Energético e dos Impactos Ambientais do Processo de Produção do Metanol a partir do Bagaço de Cana-de-Açúcar, Utilizando a ACV.** Itajubá, 176p. Tese (Doutorado em Conversão de Energia) - Instituto de Engenharia Mecânica, Universidade Federal de Itajubá. 2011.

RIBEIRO, E.M. **Avaliação da Produção de Biogás em Aparato Experimental e seu Potencial Técnico e Econômico para Geração de Energia Elétrica em Aviários de Postura.** Dissertação de mestrado em Engenharia da Energia – UNIFEI. 2015.

ROBINS, C.A. **Food Waste Diversion for Enhanced Methane Gas Production at the Drake Water Reclamation Facility.** Thesis. Department of Civil and Environmental Engineering, Colorado State University Fort Collins, Colorado Spring. 2012.

ROCHA, M. H. **Uso da Análise do Ciclo de Vida para Comparação do Desempenho Ambiental de Quatro Alternativas para Tratamento da Vinhaça.** Dissertação (Mestrado em Conversão de Energia) – Instituto de Engenharia Mecânica, Universidade Federal de Itajubá. 234p. 2009.

RODRIGUES, P.S.H. **Análise de viabilidade econômica de um aterro sanitário para cidade de pequeno porte.** Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira. 2008.

RODRIGUEZ, L. **Methane potential of sewage sludge to increase biogás production.** Degree Project at Master Level. Royal Institute of Technology (KTH), Stockholm, Sweden. 2011.

RODRIGUEZ-GARCIA, G.; FRISON, N.; VÁZQUEZ-PADÍN, J.R.; HOSPIDO, A.; GARRIDO, J.M.; FATONE, F., BOLZONELLA, D.; MOREIRA, M.T.; FEIJOO, G. **Life cycle assessment of nutrient removal technologies for the Treatment of anaerobic digestion supernatant and its integration in a Wastewater treatment plant.** Science of the Total Environment 490, 871–879. 2014.

ROSA, A.P. **Aproveitamento de biogás e lodo excedente de reatores uasb como fonte de energia renovável em estações de tratamento de esgoto.** Tese. UFMG, Belo Horizonte. 2013.

ROUX, P.; BOUTIN, C.; RISCH, E.; HEDUIT, A. **Life Cycle environmental Assessment (LCA) of sanitation systems including sewerage: Case of Vertical Flow Constructed**

Wetlands versus activated sludge. 12th IWA International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Oct 2010, Venice, Italy. IWA - Palombi Editori, 2, p. 879 - p. 887. 2010.

SALOMON, K.R.; LORA, E.E.S. **Estimate of the electric energy generating potential for different sources of biogas in Brazil.** Biomass and Bioenergy 33, 1101-1107. 2009.

SALVATORE, J. **World Energy Perspective Cost of Energy Technologies.** Bloomberg New Energy Finance. London , United Kingdom. 48 p. 2013.

SANTOS, A.D. **Estudo das possibilidades de reciclagem dos resíduos de tratamento de esgoto da região metropolitana de São Paulo.** Dissertação mestrado USP, São Paulo., 2003.

SANTOS, I.F.S. **Estudo de viabilidade econômica da geração de energia elétrica a partir do biogás de estações de tratamento de esgoto.** Trabalho de conclusão de curso Engenharia Hídrica, UNIFEI. 2013.

SANTOS, I.F.S. **Proposta de um método para a motorização de aterros sanitários para fins de geração de energia elétrica.** Dissertação Mestrado no curso de Engenharia da Energia, UNIFEI. 2015.

SANTOS, I.F.S., BARROS, R.M., FILHO, G.L.T. Electricity generation from biogas of anaerobic wastewater Treatment plants in Brazil: an assessment of feasibility and potential. Journal of Cleaner Production 126. 2016.

SEGHEZZO, L.; ZEEMAN, G.; VAN LIEL, J.B.; HAMELERS, H. V. M.; LETTINGA, G. **A Review: the anaerobic treatment of sewage in UASB and EGSB reactors.** Bioresource Technology 65. p.175-190. 1998.

SKREIBERG, A., SKREIBERG, Ø., SANDQUIST, J., SØRUM, L. **TGA and macro-TGA characterisation of biomass fuels and fuel mixtures.** Fuel 90, 2182–2197. 2011

SONNTAG, R.; BORGNAKKE, C.; VAN WYLEN, G.J. **Fundamentos da Termodinâmica.** 5ª ed. Editora Edgard Blucher LTDA. 1997.

STILLWELL, A. S.; HOPPOCK, D. C.; WEBBER, D. M. E. **Energy Recovery from Wastewater Treatment Plants in the United States: A Case Study of the Energy-Water Nexus.** *Sustainability.* v. 2, p. 945-962; doi:10.3390/su2040945. 2010.

TODD, J. A.; CURRAN, M. A. (eds.). **Streamlined Life-Cycle Assessment: A final report from SETAC North America Streamlined LCA Workgroup**. Pensacola, Florida: SETAC. 1999.

TORRES, P.; CARDOSO, A.; ROJAS, O. **Mejoramiento de la calidad de lodos anaerobios. Influencia de la adición de cloruro férrico**. Ingeniería y Competitividad, v. 5, n. 2, p 23-31. 2004.

USEPA. **Inventory of U.S. Greenhouse Gas Emissions and Sinks: 1990-2014 – Waste**. Acesso em 05/02/2016. <https://www3.epa.gov/climatechange/Downloads/ghgemissions/US-GHG-Inventory-2016-Chapter-7-Waste.pdf>. 201

VON SPERLING, M. CHERNICHARO, C. A. L. **Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions**. Publicado por IWA Publishing, Londres, Reino Unido. 2005.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4 ed. Belo Horizonte. Editora UFMG. 2014.

VON SPERLING, M. (2016). **Urban wastewater treatment in Brazil**. Technical note nº IDB-TN-970. Inter-American Development Bank. Felipe Herrera Library.

WBDG: WHOLE BUILDING DESIGN GUIDE. Site www.wbdg.org/resources/microturbines.php. Acesso em março de 2016.

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

XU, G. **Analysis of Sewage Sludge Recovery System in EU - in Perspectives of Nutrients and Energy Recovery Efficiency, and Environmental Impacts**. Thesis. Department of Energy and Process Engineering. Norwegian University of Science and Technology, Trondheim, Noruega. 2014.

YEN, H.H, CHI, C.H. **The influences of aerobic-dark and anaerobic-light cultivation on C₆Q₁₀ production by Rhodobacter sphaeroides in the submerged fermenter**. Enzyme and Microbial Technology 41, 600–604. 2007.

YOSHIDA, H.; SCHEUTZ, C.; CHRISTENSEN, T. H. **Life cycle assessment of sewage sludge treatment and its use on land**. Kgs. Lyngby: DTU Environment. 2014.

ZHANG, C.; SU, H.; BAEYENS, J.; TAN, T. **Reviewing the anaerobic digestion of food waste for biogas production.** *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 38, 383–392. 2014.

ANEXOS

Anexo A

Tabela A.1: Concentrações tóxicas ou inibidoras de diferentes metais em solução no reator.

Substâncias	Quantidade mínima exigida como elementos traços (mg/l)	Parâmetros afetados	Concentração à qual a inibição começa		Toxidez [mg/l]
			Íons livres	Como carbonato	
Cr	0,005-50	-	28-300	530	500
Fe	1-10	-	n.a.	1750	n.a.
Ni	0,005-0.5	-	10-300	-	30-100
Cu	Essencialmente com acetogenica	-	300	170	17-300
zn	Essencialmente com acetogenica	-	400	160	250 – 600
Cd	n.a.	-	70-600	180	20 – 600
Pb	0,02-200	-	8-340	n.a.	340
Na	n.a.	pH – Wert	5000-30 000	n.a.	60 000
K	n.a.	Osmose de formação de metano	2500 - 5000	n.a.	n.a.
Ca	n.a.	Ácidos graxos de cadeia longa	2500-70000	n.a.	n.a.
Mg	Essencialmente com acetogenica	Ácidos graxos	1000-2400	n.a.	n.a.
Co	0,06	-	n.a.	n.a.	n.a.
Mo	0,05	-	n.a.	n.a.	n.a.
Se	0,008	-	n.a.	n.a.	n.a.
Mn	0,005-50	-	1500	n.a.	n.a.
HCN	0,0	-	5-30	n.a.	n.a.
C₆H₆O	A inibição até que os microrganismos estão adaptados. Em seguida, ele é completamente degradada.				

Fonte: Traduzido de Deublein e Steinhauser (2008).

Tabela A.2: Requisitos ambientais.

Parâmetros	Hidrolise/acidogênese	Formação de metano
Temperatura	25 – 35 ° C	Mesofílico (32 - 42°C) Termofílico (50 - 58°C)
Valor de pH	5.2 – 6.3	6,7 – 7,5
Relação C:N	10 – 45	20 – 30
Conteúdo de matéria seca (MS)	< 40% MS	< 30% MS
Potencial de redução	+400 to – 300 mV	< – 250 mV
Relação C:N:P:S	500 : 15 : 5 : 3	600 : 15 : 5 : 3
Elementos traço	Não existem requisitos especiais	Essencial: Ni, Co, Mo, Se

Fonte: Traduzido de Deublein e Steinhauser (2008).

Anexo B

Os quadros a seguir apresentam os dados usados no SimaPro.

Quadro B.1 – Dados de entrada do Cenário A – SimaPro

Nome	Quantidade	Unidade	Grandeza
Cenário A	1.000	kg	massa
Entradas conhecidas para a esfera tecnológica (materiais/combustíveis)			
LLS	1.000	kg	massa
Vala/aterro	1	p	
<i>Flare</i>	1	p	

Quadro B.2 – Dados de entrada do Cenário B – SimaPro

Nome	Quantidade	Unidade	Grandeza
Cenário B	1.000	kg	massa
Entradas conhecidas para a esfera tecnológica (materiais/combustíveis)			
LLS	1.000	kg	massa
Vala/aterro	1	p	
Biodigestor	1.000	kg	
<i>Flare</i>	1	p	

Quadro B.3 – Dados de entrada do Cenário C – SimaPro

Nome	Quantidade	Unidade	Grandeza
Cenário C	1.000	kg	massa
Entradas conhecidas para a esfera tecnológica (materiais/combustíveis)			
LLS	1.000	kg	massa
Vala/aterro cinzas	1	p	
Secagem e Incineração	1	p	

Quadro B.4 – Dados de entrada do LLS – SimaPro. Fonte: Testes laboratoriais.

Nome	Quantidade	Unidade	Grandeza
LLS	1.000	kg	massa
Entradas conhecidas da natureza			
Land use II-III	200	m ²	
Lodo de leite	1000	kg	
Emissões para o ar			
Metano	1,4504	kg	
Dióxido de Carbono	1,6173	kg	
Oxigênio	0,2558	kg	
Monóxido de Carbono	0,6906	kg	

Quadro B.5 – Dados de entrada do Vala/Aterro – SimaPro

Nome	Quantidade	Unidade
Vala/Aterro	1	p
Entradas conhecidas da natureza		
LLS	1000	kg
Land use II-III	125	m ²
Chorume	312,5	m ³
Entradas conhecidas para a esfera tecnológica (materiais/combustíveis)		
Serviço de espalhamento, compactação e cobrimento da vala	1	p

Quadro B.6 – Dados de entrada do Vala/Aterro Cinzas – SimaPro

Nome	Quantidade	Unidade
Vala/Aterro cinzas	1	p
Entradas conhecidas da natureza		
LLS	262,3	kg
Land use II-III	125	m ²
Chorume	187,5	m ³
Entradas conhecidas para a esfera tecnológica (materiais/combustíveis)		
Serviço de espalhamento, compactação e cobrimento da vala	0,2623	p

Quadro B.7 – Dados de entrada do Serviço de espalhamento, compactação e cobrimento da vala – SimaPro. Fonte: Inventário (2013); Rodrigues (2008).

Nome	Quantidade	Unidade	Obs.
Serviço de espalhamento, compactação e cobrimento da vala	1	p	
Entradas conhecidas para a esfera tecnológica (materiais/combustíveis)			
Truck 40 t	0,7	tkm	Operações de fechamento
Diesel {Europe without Switzerland} market for Alloc Def, S	1,1386	kg	
Truck 40 t	0,3402	tkm	Transporte do diesel
Emissões para o ar			
Metano	0,042	g	
Monóxido de carbono	0,0357	g	
Óxido de nitrogênio	0,7175	g	
COVNM	0,0042	g	
Material particulado	0,0049	g	

Quadro B.8 – Dados de entrada do Flare – SimaPro

Fonte: Beylot (2013) e Testes laboratoriais.

Nome	Quantidade	Unidade	Obs.
Flare	1	p	1 t de LLS em 10 anos
Entradas conhecidas para a esfera tecnológica (materiais/combustíveis)			
Biogás de LLS	329,79	kg	CH ₄ , CO ₂ , O ₂
Emissões para o ar			
Óxido de nitrogênio	145,5	g	
Monóxido de carbono	169,9	g	
Material particulado	54,9	g	
Monóxido de enxofre	80	g	
Cloreto de hidrogênio	40	g	
Fluoreto de hidrogênio	8	g	

Quadro B.9 – Dados de entrada da Secagem e Incineração – SimaPro

Fonte: Australia (1999).

Nome	Quantidade	Unidade	Obs.
Secagem e Incineração	1	p	1 t de LLS em 10 anos
Saídas conhecidas para a esfera tecnológica. Produtos Evitados			
Energy Saving {GLO} market for Conseq, S	0,92	MJ	
Entradas conhecidas para a esfera tecnológica (materiais/combustíveis)			
LLS	1.000	kg	
Emissões para o ar			
Monóxido de carbono	15,5	g	
Óxido de nitrogênio	2,5	g	
Material particulado	4,1	g	
Hidrocarbonetos aromáticos policíclicos	0,05	g	
Dióxido de enxofre	14	g	
Cloreto de hidrogênio	30,03	g	
compostos orgânicos voláteis	0,84	g	
Cobalto	0,009	g	
Antimônio	0,015	g	
Níquel	0,008	g	
Manganês	0,0094	g	
Selênio	0,0015	g	
Fluxos finais de resíduos			
Slags and ashes	262,3	kg	43,72% do LLS isento de água

Quadro B.10 – Dados de entrada do Biodigestor – SimaPro
 Fonte: Beylot (2013) e Testes laboratoriais.

Nome	Quantidade	Unidade	Obs.
Biodigestor	1.000	kg	1 t de LLS em 10 anos
Saídas conhecidas para a esfera tecnológica. Produtos Evitados			
Energy Saving {GLO} market for Conseq, S	0,0205	MJ	
Entradas conhecidas para a esfera tecnológica (materiais/combustíveis)			
LLS	1.000	kg	
Biogás de LLS	3,16	kg	CH ₄ , CO ₂ , O ₂
Emissões para o ar			
Óxido de nitrogênio	25,6	g	
Monóxido de carbono	18,7	g	
Material particulado	0,5	g	
Monóxido de enxofre	100	g	
Cloreto de hidrogênio	9	g	
Fluoreto de hidrogênio	10	g	
Saídas conhecidas para a esfera tecnológica			
LLS digerido	900	kg	

Quadro B.11 – Substâncias usadas no SimaPro

Substâncias	Unidade	Descrição
LLS	kg	Lodo de leito de secagem de ETE, com 60% de umidade, com 20% de SV.
Chorume	m ³	