

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SANEAMENTO,
MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS

**APROVEITAMENTO ENERGÉTICO DE BIOGÁS
GERADO EM REATORES UASB TRATANDO
ESGOTO DOMÉSTICO**

Lívia Cristina da Silva Lobato

Belo Horizonte

2011

**APROVEITAMENTO ENERGÉTICO DE BIOGÁS
GERADO EM REATORES UASB TRATANDO
ESGOTO DOMÉSTICO**

Lívia Cristina da Silva Lobato

Lívia Cristina da Silva Lobato

**APROVEITAMENTO ENERGÉTICO DE BIOGÁS
GERADO EM REATORES UASB TRATANDO
ESGOTO DOMÉSTICO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

Orientador: Prof. Dr. Carlos Augusto de Lemos Chernicharo

Área de concentração: Saneamento

Linha de pesquisa: Tratamento de águas residuárias

Belo Horizonte

Escola de Engenharia da UFMG

2011

L796a	<p>Lobato, Lívia Cristina da Silva. Aproveitamento energético de biogás gerado em reatores UASB tratando esgoto doméstico [manuscrito] / Lívia Cristina da Silva Lobato. – 2011.</p> <p>xvii, 184 f., enc.: il.</p> <p>Orientador: Carlos Augusto de Lemos Chernicharo.</p> <p>Tese (doutorado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia.</p> <p>Apêndices: f.181-184. Bibliografia: f.170-180.</p> <p>1. Engenharia Sanitária – Teses. 2. Saneamento – Teses. 3. Biogás – Teses. I. Chernicharo, Carlos Augusto de Lemos. II. Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia. III. Título.</p>
	CDU: 628(043)



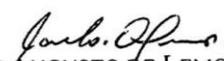
UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
Escola de Engenharia
Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos
Avenida Antônio Carlos, 6627 - 4º andar - 31270-901 - Belo Horizonte – BRASIL
Telefax: 55 (31) 3409-1882 - posgrad@desa.ufmg.br
<http://www.smarh.eng.ufmg.br>

FOLHA DE APROVAÇÃO

Aproveitamento Energético de Biogás Gerado em Reatores UASB
Tratando Esgoto Doméstico

LÍVIA CRISTINA DA SILVA LOBATO

Tese defendida e aprovada pela banca examinadora constituída pelos Senhores:


Prof. CARLOS AUGUSTO DE LEMOS CHERNICHARO


Prof. GILBERTO CALDEIRA BANDEIRA DE MELO


Prof. MARCOS VON SPERLING


Prof. FABRÍCIO JOSÉ PACHECO PUJATTI


Prof. MÁRIO TAKAYUKI KATO


Prof. ELECTO EDUARDO SILVA LORA

Aprovada pelo Colegiado do PG SMARH

Versão Final aprovada por

Profa. Mônica Maria Diniz Leão
Coordenadora

Prof. Carlos Augusto de Lemos Chernicharo
Orientador

Belo Horizonte, 19 de maio de 2011.

*Aos meus pais, Marcelo e Sônia;
ao meu irmão, Marco Túlio;
e ao Gustavo.*

AGRADECIMENTOS

A Deus, pelo dom da vida, por sempre caminhar ao meu lado e me permitir viver grandes momentos, como essa conquista.

A minha família, minha base. Especialmente, aos meus pais e irmão por me apoiarem incondicionalmente, pelo incentivo e amor dedicados em todos os momentos.

Ao querido Gustavo, pelo companheirismo e carinho, pela cumplicidade e compreensão diante das ausências.

Ao meu orientador, professor Carlos Chernicharo, exemplo de dedicação e profissionalismo, pela confiança em meu trabalho, pelo incentivo, apoio e conhecimentos compartilhados. Obrigada pelo aprendizado!

Aos professores do DESA, pelos ensinamentos, que tanto engrandeceram minha formação pessoal e profissional.

Ao professor Fabrício Pujatti (DEMEC), pelo apoio e por todas as contribuições. A parceria com o DEMEC foi essencial para o desenvolvimento desse trabalho.

Aos membros da banca de qualificação e de defesa, pelos importantes comentários e sugestões, que tanto enriqueceram o trabalho.

Ao professor Angel Amado Recio, cuja vinda ao Brasil foi imprescindível ao desenvolvimento desse trabalho, culminando no desenvolvimento do protótipo do secador térmico de lodo.

Ao Jorge, do SAAE Itabira, e ao André e Artur, da Engenho 9, pelas contribuições na concepção do protótipo do secador térmico de lodo.

A professora Sílvia Oliveira, pelo carinho e apoio em todos os momentos, e pela contribuição com a análise estatística dos dados.

Ao Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, pela oportunidade.

A FAPEMIG, pela concessão da bolsa e ao CNPq, pelo financiamento da pesquisa.

Ao Olavo, pela dedicação, seriedade e parceria, sua ajuda foi imprescindível para o desenvolvimento desse trabalho.

Ao Sr. Raimundo, pela manutenção do CePTS, especialmente do sistema de armazenamento de biogás e do protótipo do secador térmico de lodo, e pelo apoio fundamental na realização de todos os testes.

Aos estagiários, Diogo, Felipe e Renan, pelo apoio na coleta das amostras, na execução dos testes no CePTS e na realização das análises nos laboratórios de físico-químicas e de microbiologia.

Aos voluntários do curso de graduação da Engenharia Mecânica, Ana Luiza e Ítalo, pela disponibilidade e colaboração.

A toda equipe do laboratório de análises instrumentais, Danuza, Lucilaine, Olívia e bolsistas, pela realização das análises de composição do biogás.

A Adriana, pela troca de ideias na preparação dos testes de higienização térmica. A Suzy e toda a sua equipe do ICB, pelo apoio fundamental em todas as etapas dos testes de higienização térmica, em especial a Ludmila pela dedicação na realização das análises.

Aos amigos do programa de pós-graduação, pela aprendizagem e crescimento compartilhados: Cláudio, Jackson, Emanuel, Erika, Kátia, Graziela, Eliane, Carol, Raquel e Ana Paula. Em especial, ao Paulo Gustavo, com o qual tive oportunidade de trabalhar em diferentes oportunidades ao longo desses anos, pelas trocas de experiências e conversas sempre enriquecedoras, e ao André, pela parceria, no último ano, no desenvolvimento deste trabalho.

Aos funcionários do DESA, Iara e Reginaldo, e a Suzane, pela atenção e pelos favores e gentilezas prestados nesse período.

As minhas queridas amigas que estiveram sempre ao meu lado me dando forças para percorrer esse caminho: Izabela, Valéria, Deneb (também pela elaboração dos desenhos do protótipo), Ana Maria, Bel, Lilian, Maíra, Luciana, Camila, Grasielle e Juliana. Obrigada pelo carinho!

Obrigada a todos que, de alguma forma, participaram e contribuíram para a realização desse trabalho!

“Mais importante do que saber é nunca perder a capacidade de sempre mais aprender. Mais do que poder necessitamos de sabedoria, pois só esta manterá o poder em seu caráter instrumental, fazendo-o meio de potenciação da vida e de salvaguarda do planeta.”

Leonardo Boff

Desistir...

“Eu já pensei seriamente nisso, mas nunca me levei realmente a sério; é que tem mais chão nos meus olhos do que o cansaço nas minhas pernas, mais esperança nos meus passos, do que tristeza nos meus ombros, mais estrada no meu coração do que medo na minha cabeça.”

Cora Coralina

“Entre o desejo e o alcance, apenas dois moradores: o esforço e a determinação.”

Autor desconhecido

RESUMO

A pesquisa teve como objetivo avaliar as principais alternativas para valorização energética do biogás produzido em reatores UASB tratando esgoto doméstico. O foco principal esteve relacionado à cogeração de energia e calor para secagem térmica e desinfecção do lodo excedente de reatores UASB. Um modelo matemático foi desenvolvido com o intuito de se estimar, com maior precisão, a parcela de DQO recuperada como metano no biogás e que, efetivamente, representasse o potencial de recuperação de energia em reatores UASB tratando esgoto doméstico. O modelo buscou incluir todas as rotas de conversão e perdas no reator, incluindo a parcela de DQO utilizada para redução de sulfato e as perdas de metano nos gases residuais e dissolvido no efluente. Resultados da produção de biogás em reatores UASB, de pequena e larga escala, foram usados para validar o modelo. Os resultados mostraram que o modelo permitiu uma estimativa mais realista da produção de biogás e de seu potencial energético. A comparação entre as principais alternativas para a valorização energética do biogás produzido em reatores UASB tratando esgoto doméstico indicou que a combustão direta com recuperação de energia térmica é a mais simples e com uma melhor relação custo/benefício. A cogeração de energia e calor parece ser viável para quase todas as plantas em larga escala, especialmente, no caso dos motores de combustão interna. Uma pequena unidade de cogeração de energia e calor foi testada no Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento UFMG/COPASA - CePTS, localizado na Estação de Tratamento de Esgoto Arrudas, em Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil. A unidade é composta por um motor de combustão interna (MCI) adaptado para funcionar a biogás, um protótipo de secador térmico e outros periféricos (compressor, tanque de armazenamento do biogás, soprador de ar etc.). O calor dos gases de exaustão do MCI era direcionado para o protótipo do secador térmico com o objetivo de realizar a secagem do lodo e sua desinfecção. Os resultados mostraram que o aparato experimental é autossuficiente em termos de energia elétrica, produzindo ainda um excedente, disponível para outros usos. Os testes de secagem e desinfecção do lodo duraram sete horas, permitindo um aumento dos teores de sólidos de lodo de 4 para 8% (50% de redução do volume de lodo). Apesar da secagem de lodo não ter sido possível (apenas o adensamento foi alcançado), o processo de desinfecção mostrou ser muito eficaz, mensurado pela completa inativação de ovos de helmintos.

ABSTRACT

The research aimed at evaluating the main alternatives for energy recovery from biogas produced in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors treating domestic wastewater. The primary focus was related to cogeneration of power and heat for thermal drying and disinfection of the excess sludge. A comprehensive mathematical model was developed in order to estimate that more precisely the fraction of chemical oxygen demand (COD) recovered as methane in the biogas and which, effectively, represented the potential for energy recovery in upflow UASB reactors treating domestic wastewater. The model sought to include all routes of conversion and losses in the reactor, including the portion of COD used for the reduction of sulfates and the loss of methane in the residual gas and dissolved in the effluent. Results from the production of biogas in small- and large-scale UASB reactors were used to validate the model. The results showed that the model allowed a more realistic estimate of biogas production and of its energy potential. Comparison of the main alternatives for energy recovery from biogas produced in UASB reactors treating domestic wastewater indicated that direct combustion with thermal energy recovery is the simplest one and with a better cost/benefit ratio. Cogeneration of power and heat seems to be feasible for nearly all large-scale plants, especially in the case of internal combustion engines. A small unit of cogeneration of energy and heat was tested at the Centre for Research and Training on Sanitation UFMG/COPASA – CePTS, located at the Arrudas Sewage Treatment Plant, in Belo Horizonte, Minas Gerais, Brazil. The unit consisted of an engine power generator adapted to run on biogas, a thermal dryer prototype and other peripherals (compressor, biogas storage tank, air blower etc.). The heat from engine power generator exhaust gases was directed towards the thermal dryer prototype to dry the sludge and disinfect it. The results showed that the experimental apparatus is self-sufficient in electricity, even producing a surplus, available for other uses. The tests of drying and disinfection of sludge lasted 7 h, leading to an increase in solids content from 4 to 8% (50% reduction in sludge volume). Although the drying of sludge was not possible (only thickening was achieved), the disinfection process proved very effective, enabling the complete inactivation of helminth eggs.

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS	IV
RESUMO	VII
ABSTRACT	VIII
SUMÁRIO	IX
LISTA DE FIGURAS	XII
LISTA DE TABELAS	XV
LISTA DE ABREVIATURAS	XVII
1 INTRODUÇÃO	18
2 OBJETIVOS	22
2.1 Objetivo geral	22
2.2 Objetivos específicos	22
3 HIPÓTESES	23
4 REVISÃO DA LITERATURA	26
4.1 Emissão de gases de efeito estufa	26
4.1.1 Emissões de metano	28
4.1.2 Queima de combustíveis e geração de energia.....	32
4.2 Produção de metano nos processos anaeróbios	33
4.2.1 Aplicabilidade da tecnologia anaeróbia.....	33
4.2.2 Reatores UASB no tratamento de esgoto doméstico.....	36
4.2.3 Microbiologia da digestão anaeróbia.....	37
4.3 Balanço de massa da DQO	41
4.4 Estimativa de emissões de metano	46
4.5 Composição e características do biogás	48
4.5.1 Composição do biogás.....	48
4.5.2 Características do biogás	50
4.5.3 Reações de combustão do metano	51
4.6 Recuperação e utilização do biogás	52
4.6.1 Principais alternativas para gerenciamento, recuperação e utilização do biogás	56
4.6.2 Combustão direta sem recuperação de energia.....	57
4.6.2.1 Queimador aberto	57
4.6.2.2 Queimador fechado.....	57
4.6.3 Combustão direta com recuperação de energia	59
4.6.3.1 Caldeiras	59
4.6.3.2 Secadores térmicos	61
4.6.4 Geração combinada de eletricidade e calor	62
4.6.4.1 Motores de combustão interna.....	62
4.6.4.2 Turbinas a gás.....	64
4.6.4.3 Microturbinas	65
4.7 Requisitos de tratamento do biogás para diferentes tipos de uso	67
4.8 Gerenciamento do lodo de esgoto	69
4.8.1 Teor de umidade presente no lodo.....	71

4.8.2	Indicadores de contaminação de lodos por microrganismos patogênicos e higienização térmica	75
4.9	Secagem térmica de lodo	77
4.9.1	Generalidades	77
4.9.2	Terminologias	81
4.9.3	Tipos de secadores térmicos	82
4.9.3.1	Secadores rotativos	82
4.9.3.2	Secadores por dispersão de ar.....	85
4.9.3.3	Secadores de múltiplas bandejas	86
4.9.3.4	Secadores tipo túnel.....	87
4.10	Aproveitamento energético em ETE	88
5	ESTIMATIVAS DE PERDAS DE METANO E DE POTENCIAL DE RECUPERAÇÃO DE ENERGIA EM REATORES UASB TRATANDO ESGOTO DOMÉSTICO	92
5.1	Introdução.....	92
5.2	Material e Métodos	93
5.2.1	Modelo Matemático.....	93
5.2.1.1	Dados de Entrada.....	94
5.2.1.2	Cálculo das parcelas do balanço de massa da DQO e do potencial de recuperação de metano	95
5.2.2	Simulações.....	101
5.2.3	Validação do modelo matemático	102
5.2.3.1	Reatores UASB em escala piloto e demonstração - CePTS.....	102
5.2.3.2	Reatores UASB em escala plena - ETE Laboreaux e ETE Onça.....	102
5.3	Resultados e Discussão.....	103
5.3.1	Simulação para população contribuinte até 1.000.000 habitantes.....	103
5.3.2	Simulações para diferentes faixas de população contribuinte	114
5.3.3	Validação do modelo – Reatores UASB do CePTS	115
5.3.4	Validação do modelo – Reatores UASB ETE <i>Laboreaux</i> (Itabira/MG).....	117
5.3.5	Validação do modelo – Reatores UASB ETE Onça (Belo Horizonte/MG).....	118
5.3.6	Ajuste dos dados de monitoramento ao modelo matemático	119
5.4	Conclusões	120
6	TECNOLOGIAS DISPONÍVEIS PARA APROVEITAMENTO ENERGÉTICO DO BIOGÁS GERADO EM REATORES ANAERÓBIOS TRATANDO ESGOTO DOMÉSTICO	122
6.1	Introdução.....	122
6.2	Material e Métodos	124
6.3	Resultados e Discussão.....	124
6.3.1	Benefícios da recuperação e utilização de biogás	124
6.3.2	Utilização do biogás em reatores com baixo potencial de recuperação de metano	125
6.3.3	Utilização do biogás em reatores com elevado potencial de recuperação de metano	128
6.3.4	Análise comparativa das principais alternativas para cogeração de eletricidade e calor	129

6.4 Conclusões	134
7 UTILIZAÇÃO DE BIOGÁS DE REATOR ANAERÓBIO TRATANDO ESGOTO DOMÉSTICO NA COGERAÇÃO DE ELETRICIDADE E CALOR PARA USO NA PRÓPRIA ETE	135
7.1 Introdução	135
7.2 Material e Métodos	137
7.2.1 Área de estudo e aparato experimental	137
7.2.1.1 Reatores UASB	139
7.2.1.2 Filtros de H ₂ S	139
7.2.1.3 Reservatório pulmão	140
7.2.1.4 Compressor	141
7.2.1.5 Reservatório pressurizado	141
7.2.1.6 Motogerador	142
7.2.1.7 Protótipo do secador térmico de lodo	145
7.2.2 Caracterização do biogás	148
7.2.3 Ensaio de redução de umidade e higienização no protótipo	148
7.2.3.1 Redução de umidade	148
7.2.3.2 Higienização térmica	151
7.2.4 Ensaio de eficiência do motor	153
7.2.5 Autossuficiência do aparato experimental	155
7.3 Resultados e Discussão	155
7.3.1 Caracterização do biogás	155
7.3.2 Ensaio de redução de umidade	157
7.3.3 Ensaio de higienização térmica	160
7.3.4 Ensaio de eficiência do motor	162
7.3.5 Autossuficiência do aparato experimental	164
7.4 Conclusões	165
8 CONCLUSÕES FINAIS	167
9 RECOMENDAÇÕES	169
REFERÊNCIAS	170
APÊNDICE	181

LISTA DE FIGURAS

Figura 1-1: Tópicos de interesse para possíveis melhorias em reatores UASB	18
Figura 4-1: Emissões globais de GEE no período de 1970 a 2004 (GTCO ₂ eq).....	27
Figura 4-2: Contribuição dos GEE para as emissões globais em 2004 (CO ₂ eq)	27
Figura 4-3: Emissões globais de GEE por setor em 2004 (%CO ₂ eq.)	28
Figura 4-4: a) Evolução das concentrações de CH ₄ na atmosfera e b) taxa de crescimento anual de CH ₄ na atmosfera	29
Figura 4-5: Contribuição relativa de diversas fontes de emissão de CH ₄ – Brasil 2005	30
Figura 4-6: Contribuição relativa de diversas fontes de emissão de CH ₄ – EUA 2007	30
Figura 4-7: Contribuição relativa de fontes de emissão de CH ₄ de interesse para o setor de saneamento e energia – Brasil 2005	31
Figura 4-8: Contribuição relativa de fontes de emissão de CH ₄ para geração de energia a partir da queima de combustíveis de biomassa – Brasil 1994.....	33
Figura 4-9: Rotas de conversão de matéria orgânica: a) sistema anaeróbio e b) sistema aeróbio	35
Figura 4-10: Desenho esquemático de reator UASB.....	37
Figura 4-11: Rotas metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia.....	38
Figura 4-12: Classificação de algumas das principais alternativas para gerenciamento do biogás. ...	56
Figura 4-13: Combustão direta sem recuperação de energia: (a) queimador aberto; (b) queimador fechado.....	58
Figura 4-14: Exemplos de caldeiras que podem ser adaptadas para utilizar biogás como combustível: (a) caldeira de tubos de fogo (Firetube Promethean – Modelo CB-LE – Cleaver Brooks); (b) caldeira de tubos de água (Flexibe watertube – Modelo FLX – Cleaver Brooks)	60
Figura 4-15: Exemplos de secadores térmicos de lodo que podem utilizar biogás como combustível: (a) Secador rotativo – 3TS International; (b) Secador de caçamba com misturador interno – Durco Enviro.	61
Figura 4-16: Motores de combustão interna movidos a biogás: (a) Série QSV91 – 1.250 a 2.000 kW – Cummins; (b) Jenbacher modelo J320 GS – 3.000 kW – General Electric.....	64
Figura 4-17: Esquema de funcionamento de uma de turbina a gás	65
Figura 4-18: Componentes do sistema de uma microturbina	66
Figura 4-19: Interior da microturbina Capstone	66
Figura 4-20: Relação entre o volume de lodo e a fração de sólidos ou umidade.....	72
Figura 4-21: Distribuição típica da água no lodo de esgoto.....	73
Figura 4-22: Variação do volume de lodo em função do tipo de água	74
Figura 4-23: Esquema da transferência de calor: (a) secadores diretos – convecção; (b) secadores indiretos – condução.	80
Figura 4-24: Secador rotativo.....	83
Figura 4-25: Desenho esquemático do secador térmico de lodo da Albrecht	85
Figura 4-26: Vista geral do secador térmico de lodo instalado na ETE Montes Claros	85
Figura 4-27: Lodo seco após a secagem térmica (teor de sólidos de 90%).....	85
Figura 4-28: Secador por dispersão de ar	87
Figura 4-29: Secador de bandeja.....	87
Figura 4-30: Secador transportador de esteira ou túnel	88
Figura 4-31: Fluxograma do aproveitamento energético do biogás na ETE de Iraklio, Grécia.....	89

Figura 4-32: Fluxograma do sistema de cogeração da ETE Arrudas.....	90
Figura 4-33: Gasômetros para armazenamento de biogás	91
Figura 4-34: Sistema de purificação do biogás.....	91
Figura 5-1: Rotas de conversão de DQO e fluxos de metano em reatores UASB.....	94
Figura 5-2: Vista do reator UASB, escala demonstração ($R_{demonstração}$)	102
Figura 5-3: Vista do reator UASB, escala piloto (R_{piloto}).....	102
Figura 5-4: Vista dos reatores UASB da ETE Onça	103
Figura 5-5: Vista geral das unidades da ETE <i>Laboreaux</i>	103
Figura 5-6: Box plot dos resultados da massa de DQO: (a) pior situa�o; (b) situa�o típica; (c) melhor situa�o.	105
Figura 5-7: Resultado das simula�es de balanço de DQO em reatores UASB tratando esgoto tipicamente doméstico em rela�o � DQO afluente: (a) pior situa�o; (b) melhor situa�o.....	106
Figura 5-8: Resultado das simula�es de balanço de DQO em reatores UASB tratando esgoto tipicamente doméstico em rela�o � DQO removida: (a) pior situa�o; (b) melhor situa�o.....	107
Figura 5-9: Resultado das simula�es de balanço de DQO em reatores UASB tratando esgoto tipicamente doméstico, considerando a situa�o típica: (a) DQO aplicada; (b) DQO removida.....	108
Figura 5-10: Faixas esperadas de produ�o de biogás em reatores UASB tratando esgoto tipicamente doméstico para popula�o até 1.000.000 habitantes	109
Figura 5-11: Faixas esperadas de produ�o de biogás em reatores UASB tratando esgoto tipicamente doméstico considerando a vazão contribuinte de esgoto entre 0 e 2.500 L.s ⁻¹	109
Figura 5-12: Faixas esperadas de potencial de gera�o de energia em MJ.d ⁻¹ , para a popula�o contribuinte até 1.000.000 habitantes	110
Figura 5-13: Faixas esperadas de potencial de gera�o de energia em MJ.d ⁻¹ , para vazão contribuinte entre 0 e 2.500 L/s.	110
Figura 5-14: Intervalo de confiança de 95 e 99% para a regressão linear entre as variáveis vazão de esgoto e produ�o esperada de biogás.....	112
Figura 5-15: Intervalo de confiança de 95 e 99% para a regressão linear entre as variáveis vazão de esgoto e potencial de gera�o de energia	113
Figura 5-16: Resíduos relativos ao ajuste de regressão linear aos dados a) produ�o esperada de biogás versus vazão de esgoto; b) potencial de gera�o de energia versus vazão de esgoto	113
Figura 5-17: Simula�es de balanço de massa em reatores UASB em rela�o � DQO removida, considerando a situa�o típica: (a) < 5.000 hab.; (b) 5.000 a 10.000 hab.; (c) 10.000 a 50.000 hab.; (d) 50.000 a 250.000 hab.; (e) 250.000 a 1 milhão hab.	114
Figura 5-18: Valida�o do modelo a partir dos dados de monitoramento do reator UASB, escala piloto.	116
Figura 5-19: Valida�o do modelo a partir dos dados de monitoramento do reator UASB, escala de demonstração.....	116
Figura 5-20: Valida�o do modelo a partir dos dados de monitoramento da ETE <i>Laboreaux</i>	117
Figura 5-21: Calibra�o do modelo a partir dos dados de monitoramento da ETE Onça	119
Figura 5-22: Ajuste dos dados medidos nos reatores em escala piloto e demonstração ao modelo matemático: (a) produ�o de biogás; (b) potencial de recupera�o de energia.	119
Figura 5-23: Ajuste dos dados medidos nos reatores em escala plena ao modelo matemático: (a) produ�o de biogás; (b) potencial de recupera�o de energia.....	120
Figura 5-24: Rotas de conversão de m�teria orgânica: a) sistema anaeróbio e b) sistema aeróbio .	121
Figura 6-1: Representa�o esquemática de possível arranjo para aproveitamento energético do biogás gerado em reatores UASB tratando esgoto doméstico (pequeno porte)	127
Figura 6-2: Representa�o esquemática de possível arranjo para aproveitamento energético do biogás gerado em reatores UASB tratando esgoto doméstico (grande porte).....	129

Figura 6-3: (a) Relação entre produção de biogás, potência disponível e faixas usuais de aplicação das principais alternativas de geração de energia; (b) Faixa típica de vazão contribuinte de esgoto e de produção de biogás com maior viabilidade de aplicação de motores de combustão interna para a cogeração de eletricidade e calor	132
Figura 6-4: (a) Relação entre produção de biogás, potência disponível e faixa usual de aplicação das microturbinas; (b) Faixa típica de vazão contribuinte de esgoto e de produção de biogás com maior viabilidade de aplicação de microturbinas para a cogeração de eletricidade e calor	132
Figura 7-1: Desenho esquemático do protótipo do secador térmico de lodo.	138
Figura 7-2: Vista dos reatores UASB do CePTS: (a) ferrocimento; (b) fibra de vidro; (c) aço carbono	139
Figura 7-3: Filtros de H ₂ S: (a) desenho esquemático; (b) vista geral	140
Figura 7-4: Reservatório pulmão: (a) desenho esquemático; (b) vista geral	140
Figura 7-5: Vista geral do compressor de biogás	141
Figura 7-6: Vista geral do reservatório pressurizado de biogás	141
Figura 7-7: Motogerador utilizado no trabalho	144
Figura 7-8: Banco de resistência elétrica	144
Figura 7-9: Esquema elétrico das ligações das resistências	144
Figura 7-10: Desenho esquemático do protótipo do secador térmico de lodo.	147
Figura 7-11: Protótipo do secador térmico de lodo.	147
Figura 7-12: Cilindro interno e canaletas para revolvimento do lodo.....	147
Figura 7-13: Pontos de amostragem de biogás: (a) P1 e P2 – entrada e saída do filtro de H ₂ S, respectivamente; (b) P3 – entrada no motogerador	148
Figura 7-14: Soprador de ar acoplado ao secador térmico de lodo.....	149
Figura 7-15: Termo-higro-barômetro.....	150
Figura 7-16: Medidor de vazão de biogás.....	150
Figura 7-17: Detalhe da medição de temperatura (termopar e termômetro).....	150
Figura 7-18: Desenho esquemático dos pontos de amostragem de temperatura.....	150
Figura 7-19: Pontos de amostragem de temperatura: (a) lodo; (b) gases de exaustão do motogerador; (c) interior do secador e chaminé.....	151
Figura 7-20: Ovos de helmintos: (a) viável; (b) não viável.....	152
Figura 7-21: Composição de biogás (CH ₄ , CO ₂ e Mistura)	156
Figura 7-22: Concentração de H ₂ S no biogás	156
Figura 7-23: Concentrações de sólidos totais ao longo de cada ensaio	159
Figura 7-24: Concentrações de sólidos totais ao longo dos ensaios.....	159
Figura 7-25: Relação entre a redução de volume e o aumento da concentração de ST	160
Figura 7-26: Variação do número de ovos de <i>Ascaris suum</i>	161
Figura 7-27: Inativação de ovos de <i>Ascaris suum</i> nos diferentes tempos de exposição	161
Figura 7-28: Potência efetiva x Eficiência do motor.....	163
Figura 7-29: Potência efetiva x potência de entrada	163
Figura 7-30: Potência efetiva x Consumo específico de combustível	163
Figura 7-31: Emissões para o motogerador utilizando biogás e gasolina: (a) NO _x e hidrocarbonetos; (b) CO e CO ₂	164
Figura 7-32: Principais resultados obtidos na unidade de cogeração e no secador térmico de lodo	165

LISTA DE TABELAS

Tabela 1-1: Resumo dos potenciais problemas e possíveis melhorias no projeto, construção e operação dos reatores UASB.....	19
Tabela 4-1: Principais gases efeito estufa (GEE)	26
Tabela 4-2: Faixas de população e QPC _{água}	44
Tabela 4-3: Fator de correção K _{sólidos} para diferentes composições químicas da biomassa.....	45
Tabela 4-4: Fatores de emissão de CH ₄ para esgoto doméstico	47
Tabela 4-5: Composição típica de biogás gerado em reatores anaeróbios tratando esgoto doméstico, aterros sanitários na fase metanogênica e digestores de lodo.....	49
Tabela 4-6: Características de diferentes tipos de gases	50
Tabela 4-7: Poder calorífico inferior do biogás e de outros combustíveis	51
Tabela 4-8: Calor de formação padrão das substâncias envolvidas	52
Tabela 4-9: Resumo das principais características de queimadores abertos e fechados.....	58
Tabela 4-10: Principais subprodutos da combustão incompleta do biogás.....	59
Tabela 4-11: Níveis de tratamento requerido para diferentes tipos de uso do biogás	68
Tabela 4-12: Limites de patógenos no lodo, segundo a USEPA.....	77
Tabela 4-13: Características dos secadores diretos e indiretos	78
Tabela 4-14: Critérios para classificação dos secadores	80
Tabela 5-1: Valores e percentuais de perda de metano em relação ao metano produzido considerados no modelo	98
Tabela 5-2: Equações para cálculo das parcelas envolvidas no balanço de massa da DQO e do potencial de recuperação de energia.....	100
Tabela 5-3: Dados de entrada considerados no modelo	101
Tabela 5-4: Principais características dos reatores UASB	102
. Tabela 5-5: Principais características dos reatores UASB da ETE <i>Laboreaux</i> e ETE Onça	103
Tabela 5-6: Estatísticas descritivas para as parcelas do balanço de massa da DQO global	104
Tabela 5-7: Porcentagem das parcelas do balanço de massa em relação à DQO aplicada	105
Tabela 5-8: Porcentagem das parcelas do balanço de massa em relação à DQO removida.....	107
Tabela 5-9: Relações unitárias de produção de metano, de biogás e de energia em reatores UASB tratando esgoto doméstico	111
Tabela 5-10: Equação da reta de regressão linear ajustada aos dados	112
Tabela 5-11: Estatística descritiva para os dados de monitoramento do reator UASB, escala piloto	115
Tabela 5-12: Estatística descritiva para os dados de monitoramento do reator UASB, escala demonstração.....	115
Tabela 5-13: Estatística descritiva para os dados de monitoramento da ETE <i>Laboreaux</i>	117
Tabela 5-14: Balanço energético para a ETE <i>Laboreaux</i>	118
Tabela 5-15: Estatística descritiva para os dados de monitoramento da ETE Onça	118
Tabela 6-1: Algumas possibilidades e benefícios da utilização de biogás gerado em reatores e biodigestores anaeróbios	125
Tabela 6-2: Principais possibilidades e benefícios da combustão direta do biogás e recuperação de calor.....	126
Tabela 6-3: Análise comparativa das principais alternativas para uso direto do biogás para geração de calor. Balanço das vantagens e desvantagens.....	127

Tabela 6-4: Principais possibilidades e benefícios da combustão direta e da cogeração de energia elétrica e térmica	128
Tabela 6-5: Análise comparativa das principais alternativas para uso do biogás para geração combinada de eletricidade e calor. Balanço das vantagens e desvantagens	130
Tabela 6-6: Comparação entre as principais alternativas de cogeração de eletricidade e calor	131
Tabela 6-7: Avaliação relativa das principais alternativas de cogeração de eletricidade e calor atualmente disponíveis.....	133
Tabela 7-1: Principais características dos reatores UASB	139
Tabela 7-2: Principais características do reservatório pulmão	140
Tabela 7-3: Principais características do reservatório pressurizado	142
Tabela 7-4: Principais parâmetros do motogerador	142
Tabela 7-5: Resistência total de acordo com as chaves acionadas	144
Tabela 7-6: Principais características do secador térmico de lodo.....	146
Tabela 7-7: Condições operacionais dos ensaios de secagem térmica.....	149
Tabela 7-8: Parâmetros avaliados e números de medições por ensaio.....	153
Tabela 7-9: Estatística descritiva para a composição de biogás	155
Tabela 7-10: Principais resultados dos ensaios de secagem térmica	157
Tabela 7-11: Estatística descritiva dos principais resultados dos ensaios de secagem térmica	158
Tabela 7-12: Concentrações de sólidos totais nos ensaios de secagem térmica	158
Tabela 7-13: Estatística descritiva referente às análises de ovos de <i>Ascaris suum</i>	161

LISTA DE ABREVIATURAS

BRS	Bactérias redutoras de sulfato
CePTS	Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento
CEDAE	Companhia Estadual de Água e Esgoto do Rio de Janeiro
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
COPASA	Companhia de Saneamento de Minas Gerais
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DQO	Demanda química de oxigênio
DS	Decantador secundário
ETE	Estação de tratamento de esgoto
FBP	Filtro biológico percolador
GEE	Gases de efeito estufa
GNV	Gás natural veicular
GWP	<i>Global Warming Potential</i>
IEA	<i>International Energy Agency</i>
IPCC	<i>Intergovernmental Panel on Climate Change</i>
LFG	<i>Landfill gas</i>
MCI	Motores de combustão interna
MDL	Mecanismo de Desenvolvimento Limpo
NMVOC	Compostos orgânicos voláteis
PCI	Poder calorífico inferior
QPC _{água}	Consumo <i>per capita</i> de água
ST	Sólidos totais
STV	Sólidos totais voláteis
TDH	Tempo de detenção hidráulica
UASB	<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i>
USEPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>

1 INTRODUÇÃO

Atualmente, pode-se afirmar que os reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo ou UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*), aplicados ao tratamento de esgoto doméstico, encontram-se consolidados em alguns países de clima quente, notadamente no Brasil, Colômbia e Índia, com diversos sistemas de tratamento operando em escala plena por mais de 10 anos (equivalentes populacionais variando de 1.000 até cerca de 1 milhão de habitantes). No Brasil, praticamente todas as análises de alternativas de tratamento incluem os reatores UASB como uma das principais opções.

No entanto, em que pese suas grandes vantagens e ampla utilização, os reatores UASB ainda apresentam algumas limitações, não completamente solucionadas até o presente. Caso adequadas diretrizes para projeto, construção e operação não forem disponibilizadas em curto espaço de tempo, a tecnologia pode ser desacreditada e a sua aplicação reduzida (CHERNICHARO e STUETZ, 2008a).

De acordo com a experiência brasileira, as melhorias possíveis a respeito do projeto e operação dos reatores UASB tratando esgoto doméstico são relatadas nos tópicos apresentados na Figura 1-1, que foram agrupados como a seguir: pré-tratamento e bombeamento; biogás e gás residual; efluente líquido; lodo e o próprio reator.

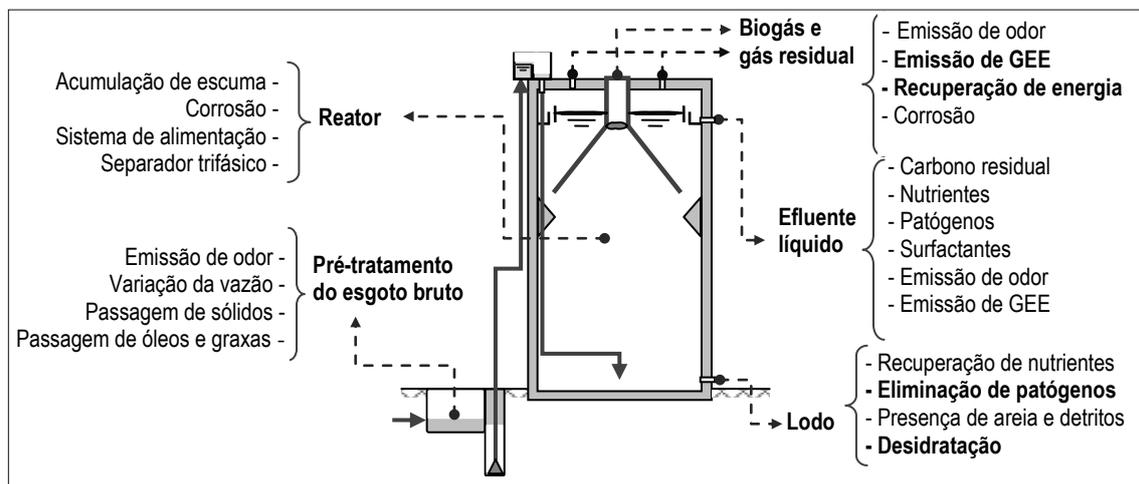
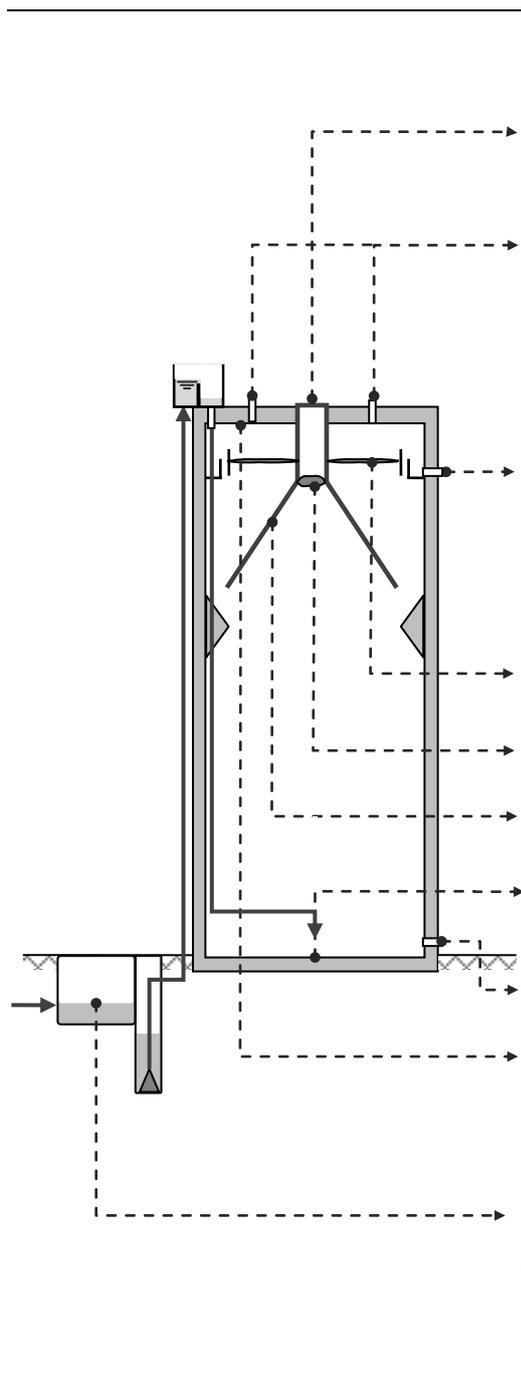


Figura 1-1: Tópicos de interesse para possíveis melhorias em reatores UASB
Fonte: CHERNICHARO e STUETZ (2008a)

A Tabela 1-1 apresenta os potenciais problemas relacionados aos tópicos apresentados na Figura 1-1 e as possíveis melhorias no projeto, construção e operação dos reatores UASB.

Tabela 1-1: Resumo dos potenciais problemas e possíveis melhorias no projeto, construção e operação dos reatores UASB

	Constituintes de interesse	Problemas potenciais	Possíveis melhorias	
	Biogás	H ₂ S	Emissão de odor Corrosão Toxicidade	Queima do biogás Tratamento do biogás
		CH₄	Emissão de GEE Risco de explosão	Recuperação de energia
	Gás residual	H ₂ S	Emissão de odor Corrosão Toxicidade	Coleta do gás residual Tratamento do gás residual
		CH₄	Emissão de GEE	
	Efluente	Carbono	Depleção de OD	Pós-tratamento
		Nutrientes	Eutrofização Toxicidade	Reúso na agricultura Pós-tratamento
		Patógenos	Riscos a saúde	Desinfecção Irrigação sub-superficial Recarga de aquífero
	Escuma	Surfactantes	Toxicidade Espuma	Pós-tratamento aeróbio Redução de turbulências
		H ₂ S dissolvido	Emissão de odor Corrosão Toxicidade	Pós-tratamento aeróbio Stripping gás /tratamento Micro-aeração usando biogás
		CH ₄ dissolvido	Emissão de GEE	Stripping gás /tratamento Micro-aeração usando biogás Oxidação biológica
	Escuma	Orgânicos Detritos	Bloqueio Gerenciamento	Melhorias no pré-tratamento Eliminação do retentor de espuma Manutenção do retentor de espuma
				Melhorias no pré-tratamento Remoção/disposição Aumento da degradação
Separador trifásico	-	Vazamento de gás Falha na estrutura Corrosão	Uso de materiais adequados Uso de revestimentos adequados Melhorias no projeto	
Sistema de alimentação	-	Bloqueio Mistura deficiente	Melhorias no pré-tratamento Aumento do número de tubos de distribuição	
Lodo	Nutrientes Patógenos Areia Detritos	Acúmulo de lodo Riscos à saúde Desidratação	Melhorias no projeto Melhorias na operação Melhorias no pré-tratamento Higienização	
Cobertura	-	Corrosão	Uso de materiais adequados Uso de revestimentos adequados	
Pré-tratamento e bombeamento	H ₂ S dissolvido	Emissão de odor Passagem de detritos Passagem de óleos e graxas Variação de vazão	Coleta do gás residual Tratamento do gás residual Uso de peneiras Remoção de óleos e graxas Controle de ligações clandestinas Mínimo de duas bombas Uso de bomba de velocidade variável Estrutura de extravasamento Uso de tanque de equalização	

Fonte: CHERNICHARO e STUETZ (2008a)

O foco desta pesquisa são as limitações referentes a dois subprodutos dos reatores UASB, quais sejam: lodo excedente (presença de patógenos e desaguamento) e biogás (recuperação de energia).

Nos reatores UASB, o descarte do lodo excedente deve ser feito periodicamente, caso contrário seu acúmulo no interior do reator provocará uma perda excessiva de sólidos para o

compartimento de decantação. O lodo excedente dos reatores UASB, embora já se encontre estabilizado, ainda necessita das etapas de desidratação e, eventualmente, de higienização em caso de uso agrícola, devido à presença de patógenos. Além da desidratação natural e mecânica, a secagem térmica do lodo surge como uma possibilidade de se alcançar conjuntamente a redução da umidade do lodo e, conseqüentemente, do seu volume, reduzindo, dessa forma, os custos no seu transporte e disposição final. Complementarmente, esse tipo de processo surge como uma alternativa de higienização do lodo, possibilitando o seu uso agrícola. O consumo de combustível, muitas vezes, é o principal componente operacional dos sistemas de secagem térmica, sendo que a utilização de fontes alternativas, como a recuperação energética do biogás oriundo de processos anaeróbios, pode promover uma considerável redução nos custos operacionais.

O biogás é composto em sua maior parte por dois gases: metano (CH_4), constituinte energético, e dióxido de carbono (CO_2). O CH_4 é considerado o mais importante gás de efeito estufa (GEE) emitido durante o tratamento de efluentes industriais e domésticos, por apresentar um potencial de aquecimento global (*Global Warming Potential* - GWP) 21 vezes maior, no horizonte de 100 anos, quando comparado ao CO_2 (EUROPEAN COMMISSION, 2001). Se por um lado o CH_4 emitido para a atmosfera contribui de maneira significativa para o aumento do aquecimento global, por outro, se este for coletado e utilizado para recuperação de energia, isso terá um efeito positivo em termos de redução de emissões de GEE, uma vez que se estará considerando uma fonte de energia limpa e renovável (CHERNICHARO e STUETZ, 2008a). Embora bastante praticada em alguns países, a recuperação de energia a partir do CH_4 , principal constituinte do biogás, encontra-se ainda nos primeiros estágios no Brasil. A grande maioria dos aterros sanitários e das estações de tratamento de esgoto doméstico e de efluentes industriais, com o intuito de reduzir os impactos ambientais, simplesmente queima o biogás antes de lançá-lo para a atmosfera, desperdiçando o seu potencial energético. Ao se buscar, portanto, viabilizar o emprego deste combustível em estações de tratamento de esgoto, poderia estar sendo promovida uma redução nos custos operacionais das mesmas.

Na busca pelo desenvolvimento de um sistema de tratamento autossuficiente, é de fundamental importância o gerenciamento integrado dos subprodutos gerados no processo - biogás e lodo excedente - otimizando os seus benefícios e minimizando os impactos negativos deles decorrentes.

Nesse cenário, o presente trabalho visou aprofundar os estudos sobre as alternativas de recuperação energética do biogás, sobretudo aquelas relacionadas à cogeração de energia elétrica e térmica.

Com o intuito de avaliar o potencial de recuperação de energia em reatores UASB tratando esgoto doméstico, foi desenvolvido um modelo matemático para o balanço de massa da DQO (Demanda Química de Oxigênio). Conceitualmente, esse modelo foi estruturado de acordo com as rotas de conversão de DQO e fluxos de metano em reatores UASB.

A fim de se verificar a viabilidade da utilização do biogás gerado em reatores UASB tratando esgoto doméstico, um aparato experimental de cogeração de energia elétrica e térmica foi instalado no CePTS (Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento). Tal aparato é composto basicamente por um motor de combustão interna, utilizando biogás como combustível, acoplado a um protótipo de um secador térmico de lodo excedente. Em relação à parcela de energia elétrica, foi avaliado o potencial de geração pelo motor de combustão interna e o seu uso na própria área da estação de tratamento de esgoto (ETE). Já a energia térmica, proveniente dos gases do escapamento do motor de combustão interna, foi enviada ao protótipo para secar e higienizar o lodo excedente.

Acredita-se que o projeto reveste-se de grande importância para o Brasil, face ao atual momento vivido pela área de tratamento de esgoto doméstico, devido aos grandes investimentos nessa área. O aproveitamento energético do biogás gerado em reatores anaeróbios, além de reduzir a emissão de gases de efeito estufa, colabora para aumentar a eficiência energética global da estação de tratamento.

Este documento se estruturou em nove capítulos, sendo que, após esta introdução, no segundo capítulo são mostrados os objetivos geral e específicos e no terceiro capítulo são apresentadas as hipóteses deste trabalho. No quarto capítulo foi desenvolvida uma revisão da literatura pertinente ao assunto abordado, que visa dar suporte aos capítulos posteriores. Nos capítulos 5 a 7, cada objetivo específico da pesquisa gerou um capítulo autossuficiente, de forma que, posteriormente, ele possa ser publicado. No capítulo 8 são apresentadas as conclusões finais e no capítulo 9, as recomendações da pesquisa.

2 OBJETIVOS

2.1 *Objetivo geral*

Avaliar alternativas para o aproveitamento energético do biogás gerado em reatores UASB tratando esgoto doméstico.

2.2 *Objetivos específicos*

1. Desenvolver modelo para estimativa do balanço de massa da DQO, levando em consideração as perdas de metano nas fases líquida e gasosa, com o intuito de se conhecer o potencial energético do biogás gerado em reatores UASB.
2. Avaliar as alternativas de recuperação de energia do biogás gerado em reatores UASB, com ênfase na cogeração de energia elétrica e térmica e na secagem térmica e higienização do lodo.
3. Desenvolver e avaliar o desempenho de uma unidade de cogeração e de um protótipo de secador térmico de lodo, utilizando biogás como fonte de energia.

3 HIPÓTESES

A presente tese foi fundamentada nas seguintes hipóteses de trabalho:

1. Os modelos para balanço de DQO em reatores UASB que consideram a parcela devida à redução de sulfato e as perdas de metano no gás residual e dissolvido no efluente líquido levam a estimativas mais precisas de produção de metano e, conseqüentemente, do seu potencial energético.
2. A produção volumétrica de biogás em reatores UASB tratando esgoto doméstico (menor concentração de matéria orgânica), embora seja baixa em relação aos efluentes industriais e resíduos mais concentrados, apresenta potencial de recuperação e utilização como combustível para diferentes fins na área da estação de tratamento de esgoto doméstico ou no seu entorno.
3. A energia elétrica proveniente do motogerador alimentado a biogás gerado em reatores UASB tratando esgoto doméstico é capaz de suprir toda demanda de energia do aparato experimental (compressor do biogás, soprador de ar e motorreductor do secador térmico de lodo), havendo ainda um excedente que pode ser empregado em outra finalidade. A energia térmica gerada pelos gases do escapamento do motogerador pode ser utilizada para secagem e higienização do lodo excedente. Em relação a esta hipótese, busca-se verificar dois pontos: (i) a autossuficiência em termos de energia elétrica de todo o aparato experimental e (ii) a energia térmica proveniente do motogerador alimentado com biogás é suficiente para tratar todo o lodo gerado (considerando a mesma população contribuinte para geração de biogás e lodo).
4. A limitação do uso de secadores térmicos de lodo utilizando biogás como fonte de energia deve-se notadamente ao elevado custo e à sofisticação tecnológica dos equipamentos atualmente disponíveis no mercado. O desenvolvimento de equipamentos mais simples e mais apropriados à realidade brasileira poderá favorecer o aproveitamento energético do biogás nas estações de tratamento de esgoto doméstico. Espera-se que o secador térmico de lodo úmido seja capaz de possibilitar a higienização do lodo e reduzir a sua umidade de 96% para cerca de 80%, possibilitando a produção de um lodo com qualidade sanitária adequada à utilização agrícola e a substituição da unidade de desidratação mecânica (centrífuga).

Assim, a tese foi estruturada de acordo com o apresentado a seguir:

Balço de massa de DQO e do potencial de recuperao de CH₄

Hipótese 1
(Objetivo específico 1
e Capítulo 5)

Parcelas consideradas

DQO removida no sistema

DQO convertida em lodo

DQO consumida na
reduo do sulfato

DQO convertida em CH₄ e
presente no biogás

Perda de CH₄ dissolvido no
efluente e perdido na fase
gasosa

Resultados esperados

Valores obtidos para a
produo teórica de CH₄
coletado e disponível para
recuperao de energia
mais próximos dos valores
medidos em campo.

Estudo das alternativas de converso da energia do biogás

Hipótese 2
(Objetivo específico 2
e capítulo 6)

Aspectos avaliados

Consumo de biogás

Estudo das vantagens,
desvantagens e benefícios

Faixas usuais de aplicao

Eficiência total de gerao
de eletricidade e calor

Operao e manuteno

Confiabilidade e
simplicidade

Possibilidade de problemas
ambientais

Resultados esperados

O biogás produzido em
reatores UASB, mesmo
que em baixas taxas
volumétricas, pode ser
utilizado para diferentes
finalidades na ETE ou no
seu entorno.

**Cogeração de eletricidade e calor a partir do biogás
Secagem térmica do lodo excedente**

**Hipóteses
3 e 4**

(Objetivo específico 2
e 3 e capítulo 7)

Aspectos avaliados

Motor de combustão
interna

- Energia elétrica no aparato experimental.
- Geração x Consumo

Secador térmico de lodo

- Volume inicial e final.
- Concentração de sólidos.
- Viabilidade de ovos de helmintos.

Consumo de biogás x Lodo
tratado no secador térmico

Resultados esperados

- Autossuficiência elétrica do aparato experimental.
- Possibilidade de utilização de excedente para outras finalidades.

- Redução do volume de lodo.
- Higienização do lodo.
- Possibilidade de uso agrícola.
- Redução dos custos de transporte e disposição final.

4 REVISÃO DA LITERATURA

4.1 Emissão de gases de efeito estufa

Os gases presentes na atmosfera podem contribuir de forma direta ou indireta para o efeito estufa. Efeitos diretos ocorrem quando o próprio gás absorve radiação. Já os efeitos indiretos ocorrem quando reações químicas produzem outros gases de efeito estufa, quando determinado gás influencia o tempo de vida de outros gases ou quando afeta os processos atmosféricos que alteram o equilíbrio radioativo da terra. Gases de efeito estufa (GEE) que ocorrem naturalmente na atmosfera incluem vapor d'água, dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄), óxido nitroso (N₂O) e ozônio (O₃). Monóxido de carbono (CO), óxidos de nitrogênio (NO_x) e compostos orgânicos voláteis (NMVOC) não têm um efeito direto no aquecimento global, mas indiretamente afetam a absorção da radiação solar e/ou terrestre, influenciando a formação ou destruição de GEE (USEPA, 2009).

O IPCC desenvolveu o conceito de potencial de aquecimento global (*Global Warming Potential* - GWP) para comparar o potencial impacto climático de diferentes emissões, por meio do forçamento radioativo dos diferentes GEE. Forçamento radioativo é uma medida da influência de um fator na alteração do equilíbrio da energia de entrada e saída no sistema Terra-atmosfera e é um índice da importância do fator como um potencial mecanismo de mudança climática. Nessa comparação, o CO₂ é tomado como gás de referência. As emissões de GEE, portanto, são medidas em TgCO₂ equivalente¹. Na Tabela 4-1 são enumerados alguns GEE com os seus tempos médios de vida na atmosfera e GWP.

Tabela 4-1: Principais gases efeito estufa (GEE)

GEE	Tempo de vida (anos)	Forçamento radioativo (W m ⁻² ppb ⁻¹)	GWP 100 anos
Dióxido de carbono (CO ₂)	variado	1,4x10 ⁻⁵	1
Metano (CH ₄)	12±3	3,7x10 ⁻⁴	21
Óxido Nitroso (N ₂ O)	120	3,03x10 ⁻³	310

Fonte: IPCC (1996) e IPCC (2007a)

Em um horizonte de tempo de 100 anos, cada tonelada de CH₄ e N₂O tem GWP equivalente a 21 e 310 toneladas de CO₂, respectivamente.

Os GEE de longa vida - CO₂, CH₄ e N₂O - são quimicamente estáveis e persistem na atmosfera durante escalas de tempos desde décadas até séculos ou mais, de modo que suas

¹ Tg (teragrama) = 10¹²g .

emissões exercem influência no clima em longo prazo. Devido à sua longa vida, esses gases se mesclam bem na atmosfera, muito mais rápido do que são eliminados. Os gases de curta duração (por exemplo, dióxido de enxofre e monóxido de carbono) são quimicamente reativos e, geralmente, são eliminados por processos naturais de oxidação na atmosfera.

A partir da era pré-industrial, as emissões crescentes de GEE devido às atividades humanas levaram a um aumento acentuado nas concentrações atmosféricas de GEE (IPCC 2007a). As emissões globais de GEE aumentaram aproximadamente 70%, de 28,7 GtCO₂eq², em 1970, para 49 GtCO₂eq, em 2004 (Figura 4-1).

Apesar de apresentarem baixo potencial de aquecimento global quando comparados a outros GEE, o CO₂ e o CH₄ são os gases emitidos em maior quantidade na atmosfera conferindo, portanto, maior contribuição para as mudanças climáticas. As emissões de CO₂ aumentaram cerca de 80% entre 1970 e 2004, o que representou 76,7% do total de emissões de GEE de origem antropogênica no ano de 2004. Já as emissões de CH₄ aumentaram cerca de 40% entre 1970 e 2004, o que representou 14,3% (CO₂eq) do total de emissões de GEE no ano de 2004 (Figura 4-2).

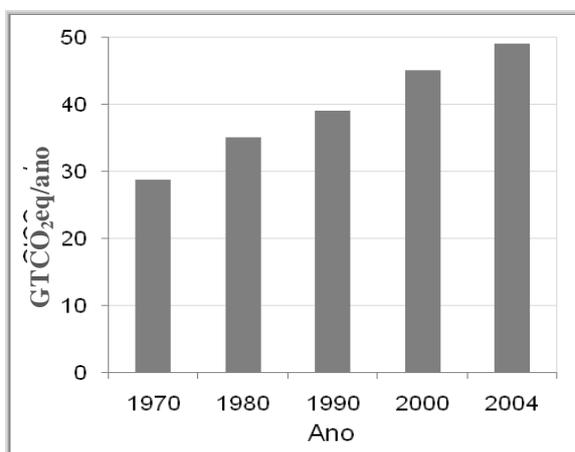


Figura 4-1: Emissões globais de GEE no período de 1970 a 2004 (GtCO₂eq)
 Fonte: Adaptado de OLIVIER *et al.* (2005, 2006) apud IPCC (2007b)

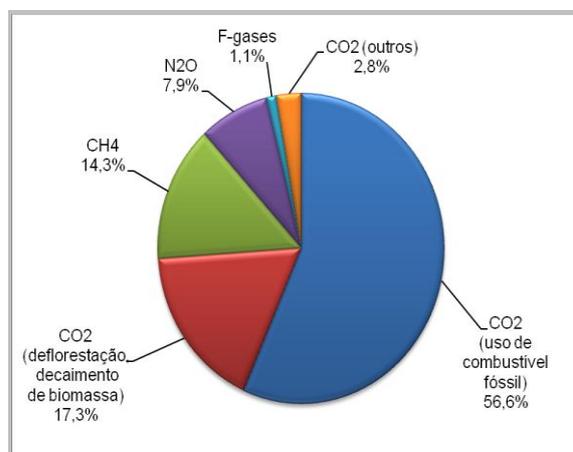


Figura 4-2: Contribuição dos GEE para as emissões globais em 2004 (CO₂eq)
 Fonte: Adaptado de OLIVIER *et al.* (2005, 2006) apud IPCC (2007b)

O setor de abastecimento de energia foi responsável pela maior parte das emissões de GEE em 2004, aproximadamente 26%. O setor de resíduos e águas residuárias foi responsável por 2,8% das emissões de GEE (Figura 4-3).

² Gt (gigatonelada) = 10⁹t

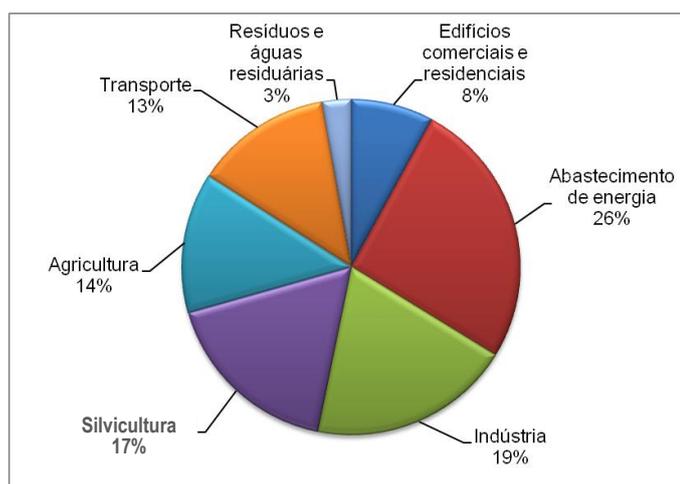


Figura 4-3: Emissões globais de GEE por setor em 2004 (%CO₂eq.)
 Fonte: Adaptado de OLIVIER *et al.* (2005, 2006) *apud* IPCC (2007b)

Estudos recentes mostram que o aumento da concentração dos gases de efeito estufa na atmosfera, nos últimos 100 anos, causou elevação média de 0,6°C da temperatura da Terra (IPCC, 2007c), sendo que os efeitos da contínua elevação da temperatura poderão causar consideráveis alterações de padrões climáticos, com impactos ambientais e sociais de grande magnitude.

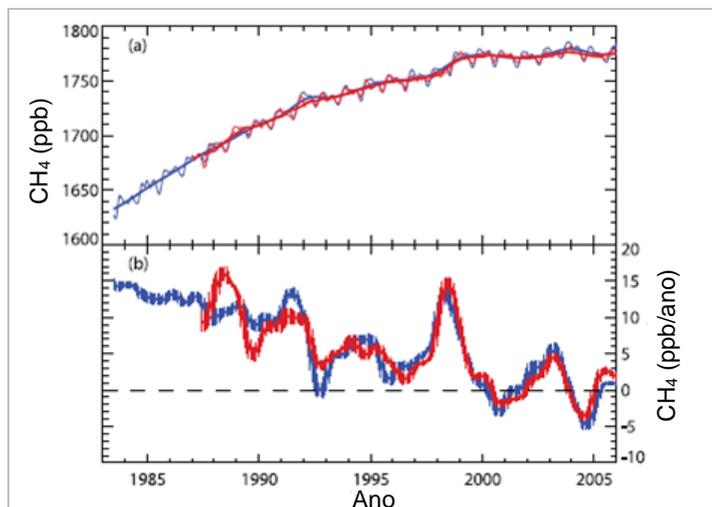
4.1.1 Emissões de metano

É grande a preocupação mundial em atenuar também as emissões de outros GEE que não o CO₂, tendo em vista que estes apresentam uma contribuição significativa para as mudanças climáticas, mas também podem ter suas emissões reduzidas por meio de ações com melhor relação benefício/custo (CHERNICHARO e STUETZ, 2008b).

Particularmente em relação ao metano, este é primariamente resultante da decomposição anaeróbia de matéria orgânica em sistemas biológicos. Práticas agrícolas, como cultivo de arroz em várzeas, fermentação entérica e decomposição de dejetos animais emitem metano. Esse gás é também emitido durante a produção e distribuição de gás natural e petróleo, e é liberado como um subproduto da mineração de carvão e combustão incompleta de combustíveis fósseis (USEPA, 2008a).

Segundo El-Fadel e Massoud (2001), 70% das emissões de CH₄ são provenientes de fontes antrópicas e 30% de fontes naturais. De acordo com IPCC (2007b), mais da metade do fluxo atual de CH₄ é resultado de atividades antrópicas, tais como agricultura, utilização de combustíveis fósseis e decomposição de resíduos.

As concentrações de CH₄ na atmosfera aumentaram cerca de 150% desde 1750, de um valor no período pré-industrial próximo a 715 ppb³ para 1774 ppb, em 2005. Entretanto, a taxa de crescimento nas concentrações de CH₄ na atmosfera vem diminuindo. No ano de 1984 essa taxa foi de 14 ppb.ano⁻¹, já nos anos 2001, 2004 e 2005 essa taxa foi menor que 0 ppb.ano⁻¹, não sendo observado crescimento nas concentrações de CH₄ (Figura 4-4).



Legenda:

— Monitoramento do “National Oceanic and Atmospheric Administration’s Global Monitoring Division (NOAA/GMD)”

— Monitoramento do “Advanced Global Atmospheric Gases Experiment (AGAEE)”.

Figura 4-4: a) Evolução das concentrações de CH₄ na atmosfera e b) taxa de crescimento anual de CH₄ na atmosfera

Fonte: IPCC (2007a)

O CH₄ é removido da atmosfera por vários processos, frequentemente denominados sumidouros. O balanço entre emissões e processos de remoção de metano determina as concentrações e por quanto tempo as emissões de metano permanecerão na atmosfera. O principal mecanismo de remoção é a reação química do metano com radicais hidroxila (OH) para produzir CH₃ e água na troposfera. Semelhante à oxidação na troposfera, pequenas quantidades de CH₄ são destruídos pela reação com radicais hidroxila (OH) na estratosfera. A oxidação na estratosfera desempenha um papel menor na remoção de CH₄ na atmosfera. Estas duas reações representam quase 90% das remoções de CH₄. Além desse mecanismo químico, existem outros dois mecanismos de remoção do metano: oxidação biológica em solos (~7%) e reação do metano com átomos de cloro no ambiente marinho (< 2%) (USEPA, 2008a).

O recente declive nas taxas de crescimento das concentrações de CH₄ na atmosfera, conforme apresentado na Figura 4-4 implicam no equilíbrio entre as fontes de emissão e sumidouros.

³ ppb: partes por bilhão

Os níveis de emissões de metano a partir de uma fonte podem variar significativamente de uma região para outra, dependendo de vários fatores como clima, características da produção industrial e agrícola, tipos e usos de energia, e as práticas de gestão de resíduos. Por exemplo, a temperatura e a umidade têm um efeito significativo sobre o processo de digestão anaeróbia, um dos principais processos biológicos que podem causar as emissões de metano tanto em fontes naturais como de origem antrópica. Ademais, a aplicação de tecnologias para coleta e reaproveitamento do CH₄ proveniente do gerenciamento de resíduos sólidos e águas residuárias, mineração de carvão e gerenciamento de resíduos animais afetam os níveis de emissão a partir dessas fontes (USEPA, 2008a).

As Figuras 4.5 e 4.6 mostram a contribuição relativa de diversas fontes de emissão de CH₄ no Brasil, para o ano de 2005 e nos Estados Unidos da América (EUA), para o ano de 2007.

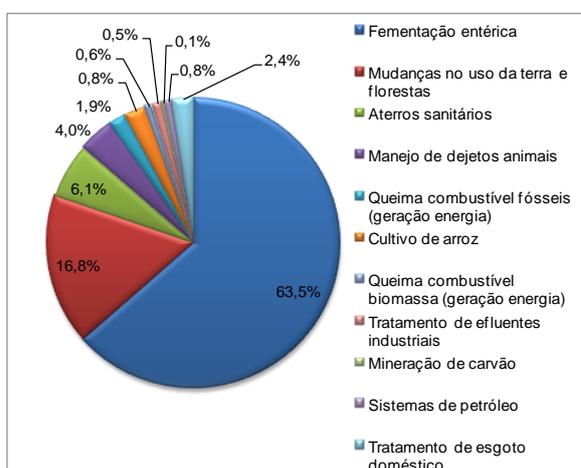


Figura 4-5: Contribuição relativa de diversas fontes de emissão de CH₄ – Brasil 2005
Fonte: adaptado de BRASIL (2010)

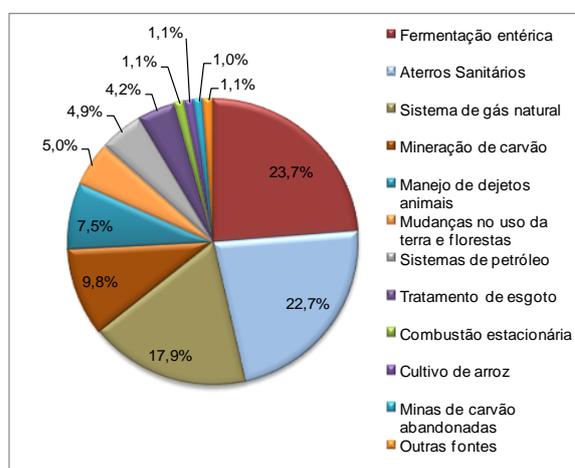


Figura 4-6: Contribuição relativa de diversas fontes de emissão de CH₄ – EUA 2007
Fonte: USEPA (2009)

No Brasil, o setor agropecuário (fermentação entérica, manejo de dejetos animais, cultivo de arroz e queima de biomassa) é o maior responsável pelas emissões de CH₄ (68,9%), sendo a principal emissão decorrente da fermentação entérica (63,5%) (Figura 4-5). Enquanto isso, nos EUA, em 2007, a fermentação entérica representou apenas 23,7% da emissão total de metano naquele país (Figura 4-6). Em razão da limitada quantidade de dados e de alternativas de redução de emissões de metano originário da fermentação entérica, os países têm focado a busca de opções de redução das emissões de metano em outros setores, notadamente: mineração de carvão; gerenciamento de resíduos animais; produção, processamento, transmissão e distribuição de gás natural; produção de óleo e gerenciamento de resíduos sólidos urbanos e águas residuárias (USEPA 2003b).

No Brasil, as emissões do setor de tratamento de resíduos (aterros sanitários, tratamento de efluentes industriais e esgoto doméstico) representaram 9% do total das emissões de CH₄ em 2005, sendo o tratamento de efluentes e a disposição de resíduos sólidos responsáveis por 32% e 68% desse valor, respectivamente. As emissões de metano aumentaram 42% no período de 1990 a 2005. Nos EUA, em 2007, os aterros sanitários foram responsáveis por aproximadamente 23%, sendo a segunda maior fonte de emissão de CH₄, já o tratamento de esgoto representou 4,2% do total das emissões de CH₄.

No setor de energia, as emissões de CH₄ ocorrem devido à queima incompleta de combustíveis e, também, devido à fuga de CH₄ durante os processos de produção e transporte de gás natural e mineração de carvão. Em 2005, as emissões de CH₄ do setor de energia representaram 3% das emissões totais de CH₄, tendo aumentado 27% em relação às emissões de 1990. No setor de mudança do uso da terra e florestas, as emissões de CH₄ ocorrem pela queima da biomassa nas áreas de desflorestamento, representando 16,8% do total de emissões de CH₄ em 2005 (BRASIL, 2010).

Se excluídas da Figura 4-5 as emissões de metano decorrentes das mudanças no uso da terra, da fermentação entérica, do cultivo de arroz, dos sistemas de petróleo e da mineração de carvão, pode-se ter uma visão mais clara da contribuição relativa das fontes de emissão de maior interesse para o setor de saneamento no Brasil (Figura 4-7).

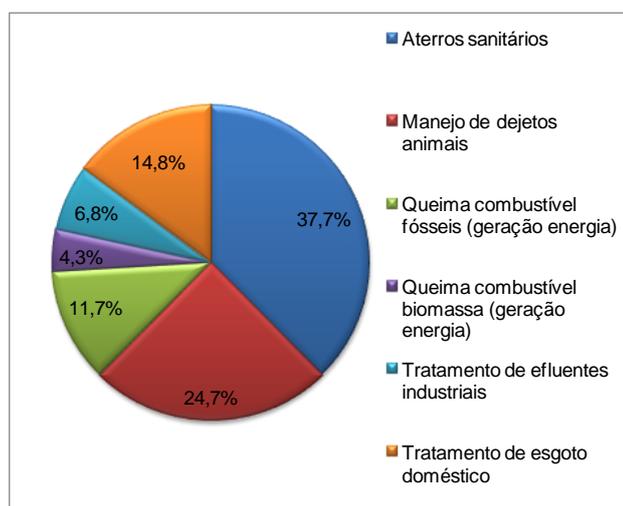


Figura 4-7: Contribuição relativa de fontes de emissão de CH₄ de interesse para o setor de saneamento e energia – Brasil 2005
Fonte: adaptado de BRASIL (2010)

A partir da Figura 4-7 é possível observar a magnitude da geração de metano a partir do setor de tratamento de resíduos, sendo os aterros sanitários e o tratamento de efluentes industriais e

de esgoto doméstico, responsáveis, em 2005, por cerca de 37,7% e 21,6% das emissões de CH₄, respectivamente. O gerenciamento de dejetos animais e da queima de combustíveis fósseis e oriundos de biomassa, conjuntamente, foram responsáveis pelos 40,7% restantes das emissões. O aumento das emissões proveniente do tratamento de efluentes industriais e de esgoto doméstico se deve ao incremento observado nesse setor no período entre 1990 a 2005.

Segundo El-Fadel e Massoud (2001), as emissões de CH₄ originadas do tratamento de esgoto doméstico e efluente industrial correspondem a cerca de 5% da emissão global de CH₄.

4.1.2 Queima de combustíveis e geração de energia

Embora as emissões de metano decorrentes da queima de combustíveis, para geração de energia, não tenham uma relação direta com o setor de saneamento, é possível fazer uma análise interessante sobre qual tipo de energia está sendo gerada com a queima de combustíveis.

Em 2005, no Brasil, foram emitidos 344 Gg⁴ CH₄ devido à queima de combustíveis. As emissões apresentaram um aumento de 2,4% no período de 1990 a 2005. Os combustíveis de biomassa são as principais fontes emissoras de CH₄ (95,5%). No entanto, as emissões de CH₄ derivadas do uso da biomassa se limitaram a um crescimento de apenas 1,5% nesse período. Por outro lado, as emissões dos combustíveis fósseis, que foram responsáveis por 4,5% das emissões em 2005, apresentaram um aumento de 26% no período de 1990 a 2005. O principal combustível, em termos de emissões de CH₄, foi a lenha (72% de participação nas emissões em 2005), seguida pelo carvão vegetal (15%) e pelo bagaço (7,8%) (BRASIL, 2010).

Observa-se, a partir da Figura 4-8, que cerca de 96% das emissões de metano oriundas da queima de combustíveis de biomassa (notadamente lenha, carvão vegetal e bagaço de cana) relacionam-se a fornos e caldeiras. De acordo com BRASIL (2010), a queima de combustíveis de biomassa ocorre predominantemente na conversão da lenha em carvão (44%), nas residências (22%) e nas indústrias (21%), para a produção de energia, cocção de alimentos e geração de vapor. Trata-se de setores que potencialmente poderiam ser atendidos pelo suprimento de biogás gerado nos aterros sanitários e nos sistemas anaeróbios de tratamento de efluentes industriais e de esgoto doméstico, a depender de estudos de viabilidade técnico-econômica. Além da possibilidade de substituição de alguns combustíveis de biomassa, ter-

⁴ Gg (gigagrama) = 10⁹g

se-ia, ainda, o enorme benefício simultâneo da geração de energia e da redução das emissões de metano (CHERNICHARO e STUETZ, 2008b).

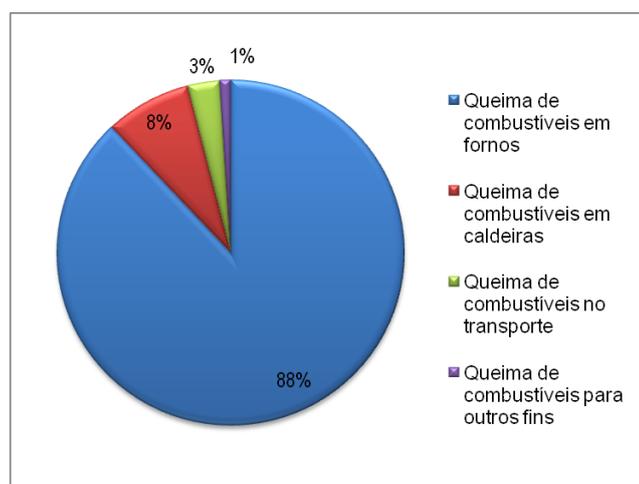


Figura 4-8: Contribuição relativa de fontes de emissão de CH₄ para geração de energia a partir da queima de combustíveis de biomassa – Brasil 1994
Fonte: adaptado de BRASIL (2004).

O destaque na produção de energia para esses setores (energético/carvoarias, residencial e industrial) se deve à clara possibilidade de utilização do biogás para a geração de energia térmica, que pode ser conseguida a partir de equipamentos mais baratos, menos sofisticados e de maior eficiência energética (EUROPEAN COMMISSION, 2001). Esses equipamentos, a exemplo de aquecedores e caldeiras, requerem níveis de adaptação mínimos. Ademais, o nível de tratamento requerido para o biogás, para uso na geração de energia térmica, é bastante simples, usualmente consistindo apenas de etapas de remoção de umidade (USEPA, 2008b).

4.2 Produção de metano nos processos anaeróbios

4.2.1 Aplicabilidade da tecnologia anaeróbia

De forma geral, observa-se um aumento gradual no atendimento e acesso ao serviço de esgotamento sanitário no país. De acordo com os dados mais recentes da Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB), o percentual de domicílios com acesso à rede geral de esgoto é de 44%, sendo que apenas 28,5% dos municípios brasileiros com esgotamento por rede pública são atendidos por estações de tratamento de esgoto (IBGE, 2010). Os dados quando confrontados com a pesquisa realizada no ano de 2000 atestam uma melhora na situação do esgotamento sanitário, apesar de se observar um cenário aquém às condições adequadas de saneamento. Diante dos dados apresentados, aliado ao quadro epidemiológico e ao perfil

socioeconômico das comunidades brasileiras, constata-se a necessidade por sistemas simplificados de tratamento de esgoto.

Uma tecnologia que muito se adaptou às condições brasileiras, em que é necessária a utilização de técnicas que associem baixo custo e simplicidade operacional, tendo em vista a escassez de recursos e de mão de obra qualificada, que historicamente vigora no setor de saneamento do Brasil, foi a tecnologia anaeróbia.

Uma profunda discussão sobre a evolução e aplicabilidade da tecnologia anaeróbia para o tratamento de esgoto doméstico é apresentada em Lettinga *et al.* (1993), Seghezze *et al.* (1998), Foresti (2002) e von Sperling e Chernicharo (2005), onde são destacadas as diversas características favoráveis, como o baixo custo, simplicidade operacional e baixa produção de sólidos. Essas vantagens aliadas às condições ambientais favoráveis dos países de clima quente, como o Brasil, onde há predominância de elevadas temperaturas durante praticamente todo o ano, têm contribuído para a colocação dos sistemas anaeróbios em posição de destaque, particularmente, os reatores UASB.

Em relação às condições ambientais favoráveis, ressalta-se que a aplicabilidade da tecnologia anaeróbia depende de forma muito mais significativa da temperatura do esgoto, devido à baixa atividade dos microrganismos anaeróbios em temperaturas abaixo de 20°C e à inviabilidade de aquecimento dos reatores. Isso porque o esgoto doméstico é bem mais diluído que o efluente industrial, resultando em baixas taxas de produção volumétrica de biogás, o que torna antieconômica a sua utilização como fonte de energia para aquecimento do próprio reator. Dessa forma, o tratamento anaeróbio de esgoto doméstico torna-se bem mais atrativo para os países de clima tropical e subtropical (CHERNICHARO, 2007).

A Figura 4-9 apresenta as rotas de conversão de matéria orgânica no sistema anaeróbio e no sistema aeróbio. A partir desses diagramas podem-se visualizar algumas das vantagens da digestão anaeróbia, em relação ao tratamento aeróbio, notadamente no que se refere à produção de biogás e à baixa produção de sólidos.

Nos sistemas aeróbios, do total de matéria orgânica que entra no sistema, cerca de 40 a 50% é degradada biologicamente, com a conseqüente conversão em dióxido de carbono (CO₂), cerca de 30 a 40% da matéria orgânica afluenta é convertida em novas células microbianas (biomassa) e 5 a 15% da matéria orgânica não convertida em CO₂ ou biomassa,

correspondente ao material não degradado, deixa o sistema junto ao efluente. Já nos sistemas anaeróbios, do total de matéria orgânica que entra no sistema, cerca de 50 a 80% é convertida em biogás, do qual pode ser aproveitado o potencial energético do metano (CH₄). Ao contrário dos sistemas aeróbios, apenas uma pequena parcela da matéria orgânica afluente ao sistema é convertida em novas células microbianas (cerca de 5 a 15%). O material não convertido em biogás ou biomassa sai do reator como material não degradado (10 a 30%).

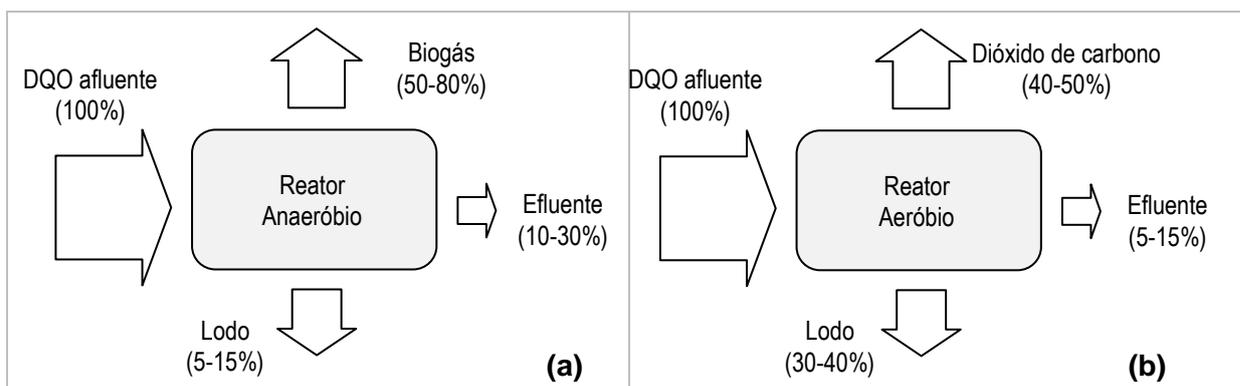


Figura 4-9: Rotas de conversão de matéria orgânica: a) sistema anaeróbio e b) sistema aeróbio

Fonte: CHERNICHARO (2007)

O desenvolvimento das técnicas de digestão anaeróbia tem sido impulsionado pela intensificação das políticas de utilização de fontes de energia renováveis e da crescente demanda pela redução da emissão de GEE para a atmosfera, constituindo em uma importante ferramenta para a proteção ambiental e recuperação de energia.

Keller e Hartley (2003) apresentam uma correlação entre o tratamento de águas residuárias (aeróbio ou anaeróbio) e o balanço energético, particularmente no que diz respeito às emissões de GEE. Esses autores demonstram como a mudança de tecnologia de tratamento pode alterar o impacto em termos de consumo de energia e produção de gases de efeito estufa. O processo de remoção de DQO, seja ele aeróbio ou anaeróbio, tem um grande impacto sobre a emissão de GEE. Com o tratamento anaeróbio, a energia gerada a partir do metano pode compensar amplamente a energia externa necessária para o processo de tratamento aeróbio. Por exemplo, substituindo a digestão aeróbia de lodo por digestão anaeróbia, a emissão de CO₂ a partir de geração de energia pode ser reduzida em quase 60%. A coleta e utilização do metano são essenciais para manter uma baixa emissão de GEE. Em geral, a degradação anaeróbia da matéria orgânica parece economicamente e tecnicamente viável, e traria grandes benefícios ambientais em termos de emissão de gases de efeito de estufa.

Segundo Lettinga (2005), sistemas de tratamento baseados na rota natural de mineralização biológica, com o tempo, irão se impor como soluções de desenvolvimento sustentável, na medida em que essa tecnologia aponta no sentido da autossuficiência e economia de recursos. Os reatores UASB, como principais representantes da tecnologia de tratamento anaeróbio, participariam de um sistema de produção de recursos aproveitáveis para a sociedade, na medida em que os reatores anaeróbios removem grande quantidade da matéria orgânica afluyente e geram subprodutos utilizáveis, tais como o lodo excedente e o biogás.

4.2.2 Reatores UASB no tratamento de esgoto doméstico

Os reatores UASB são unidades de tratamento anaeróbio que se prestam fundamentalmente à remoção de matéria orgânica carbonácea em suspensão ou dissolvida nas águas residuárias.

O perfil do reator caracteriza-se por uma distribuição do lodo biológico variando de muito denso e com boas condições de sedimentação próximas ao fundo (leito de lodo), até uma zona de crescimento bacteriano mais disperso (lodo menos concentrado) e com piores condições de sedimentação denominada manta de lodo. A estabilização da matéria orgânica ocorre em todo o compartimento de digestão (leito e manta de lodo), sendo a mistura do sistema promovida pelo fluxo ascensional do esgoto e das bolhas de gás.

Com o movimento ascensional das bolhas de gás, ocorre o carreamento de lodo, sendo necessária a instalação de um separador trifásico (gases, sólidos e líquidos) na parte superior do reator, de forma a permitir a retenção e o retorno do lodo. No entorno e acima do separador trifásico configura-se o compartimento de decantação, onde o lodo mais pesado é removido da massa líquida e retornado ao compartimento de digestão, enquanto as partículas mais leves são perdidas junto ao efluente final. As bolhas de gás que se formam no compartimento de digestão sobem na fase líquida até encontrarem a interface líquido-gás, presente abaixo do separador trifásico. Nessa interface as bolhas se desprendem, formando uma fase gasosa. Tal atmosfera apresenta fluxo de saída por meio de tubulações, as quais devem conduzir o biogás a algum tipo de tratamento e/ou aproveitamento. As bolhas de gás que se formam verticalmente abaixo das aberturas do separador trifásico precisam ser desviadas para evitar que passem pelas mesmas aberturas, criando turbulências no compartimento de decantação. Para tanto se colocam obstáculos que funcionam como defletores de gás abaixo das aberturas (van HAANDEL e LETTINGA, 1994).

A Figura 4-10 apresenta um desenho esquemático do reator UASB com as suas partes constituintes.

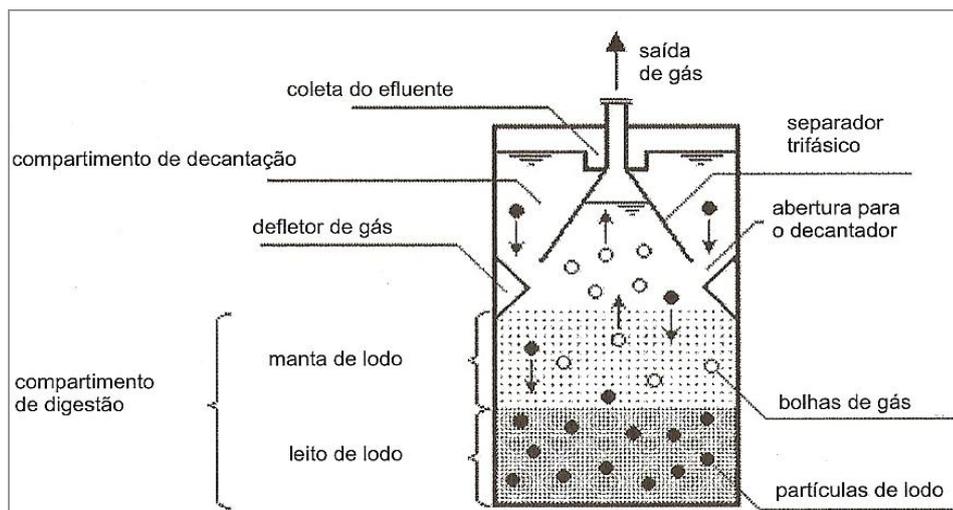


Figura 4-10: Desenho esquemático de reator UASB
Fonte: CHERNICHARO (2007)

Uma vez que nenhum grupo de microrganismos apresenta condições de transformar diretamente matéria orgânica complexa nos produtos finais do processo anaeróbico, a digestão anaeróbia só se completa pela atuação de vários grupos de microrganismos, ocorrendo à transformação sequencial do substrato.

4.2.3 Microbiologia da digestão anaeróbia

A digestão anaeróbia pode ser considerada como um ecossistema onde diversos grupos de microrganismos trabalham interativamente na conversão da matéria orgânica complexa em metano, gás carbônico, água, gás sulfídrico e amônia, além de novas células bacterianas. Para a ocorrência dos processos metabólicos da digestão anaeróbia é necessária a atividade conjunta de ao menos três grupos de microrganismos distintos: as bactérias fermentativas ou acidogênicas, as bactérias sintróficas⁵ acetogênicas e os microrganismos metanogênicos (Figura 4-11).

Na primeira etapa, denominada acidogênese, em decorrência da atividade das bactérias fermentativas acidogênicas, o material orgânico particulado presente no esgoto doméstico é hidrolisado, e os produtos solúveis dessa primeira etapa (açúcares, aminoácidos e ácidos

⁵ Sintrófia: relação de dependência entre as bactérias. A presença de microrganismos sintróficos é essencial para um eficiente desempenho da digestão anaeróbia.

graxos) são fermentados em ácidos orgânicos (principalmente acético, butírico e propiônico), alcoóis e compostos minerais (CO_2 , H_2 , NH_3 , H_2S).

Na segunda etapa, denominada acetogênese, os microrganismos acetogênicos convertem compostos orgânicos intermediários, como propionato e butirato, em substratos apropriados para os microrganismos metanogênicos, como acetato, hidrogênio e dióxido de carbono.

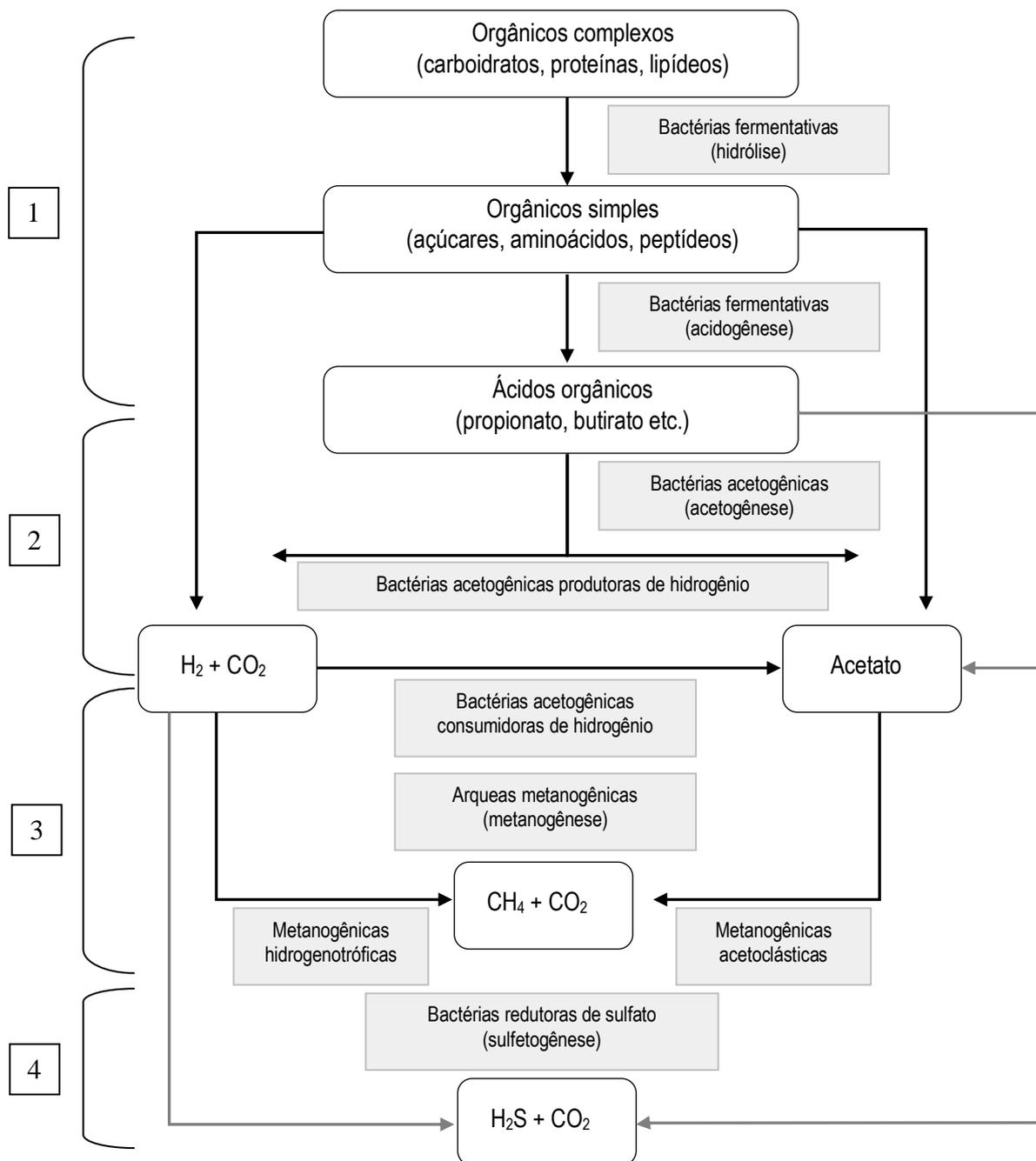


Figura 4-11: Rotas metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia
 Fonte: CHERNICHARO (2007)

Segundo McCarty (1971) *apud* Chernicharo (2007), a grande importância dos organismos acetogênicos, no processo de digestão anaeróbia, decorre do fato de que cerca de 60 a 70% dos elétrons do substrato original são canalizados para a produção de acetato. Em decorrência, a remoção de DQO da fase líquida depende da conversão de acetato em metano, o que é feito pelos microrganismos metanogênicos acetoclásticos.

Na terceira etapa, denominada metanogênese, o acetato e o hidrogênio produzidos nas etapas anteriores são convertidos em metano e dióxido de carbono, pelas arqueas metanogênicas. Em função de sua fisiologia, as arqueas metanogênicas são divididas em dois grupos principais: i) metanogênicas acetoclásticas e ii) metanogênicas hidrogenotróficas.

Os dois mecanismos básicos de formação do metano em reatores anaeróbios são descritos a seguir (van HAANDEL e LETTINGA, 1994; CHERNICHARO, 2007).

Decomposição do ácido acético (metanogênicas acetoclásticas). Na ausência de hidrogênio, a decomposição do ácido acético conduz à formação de metano e gás carbônico. O grupo metil do ácido acético é reduzido a metano, enquanto o grupo carboxílico é oxidado a dióxido de carbono conforme a Equação 4-1.

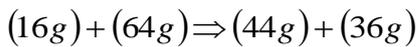


Redução do gás carbônico (metanogênicas hidrogenotróficas). Quando o hidrogênio se encontra disponível, a maior parte do metano restante é formada a partir da redução do gás carbônico. O CO₂ atua como um aceptor dos átomos de hidrogênio removidos dos compostos orgânicos pelas enzimas. Uma vez que o dióxido de carbono encontra-se sempre presente em abundância em um reator anaeróbio, sua redução a metano não é o fator limitante no processo. O mecanismo de formação de metano, a partir da redução do dióxido de carbono, é dado pela Equação 4-2.



Segundo van Haandel e Lettinga (1994), as bactérias que produzem metano a partir do hidrogênio crescem mais rapidamente quando comparadas com as que usam ácido acético, de modo que as metanogênicas acetoclásticas geralmente limitam a taxa de transformação de material orgânico complexo presente no esgoto para metano.

A estimativa da produção de metano pode ser feita a partir da massa de DQO degradada, de acordo com a Equação 4-3.



Observa-se que um mol de metano requer dois moles de oxigênio para sua completa oxidação a dióxido de carbono e água, ou seja, cada 16 gramas de CH₄ produzido e retirado da fase líquida correspondem à remoção de 64 gramas de DQO do despejo. Em termos de volume, nas condições normais de temperatura e pressão (P = 760 mmHg e T = 0°C), isso corresponderia a 0,35 L de CH₄ para cada grama de DQO removida (22,41L dividido por 64g) (CHERNICHARO, 2007).

Na Figura 4.11 observa-se que além das três etapas da digestão anaeróbia descritas anteriormente, a presença de sulfato em uma água residuária, pode, ainda, ocasionar uma quarta etapa de redução de sulfato e formação de sulfeto, etapa essa denominada de sulfetogênese. A produção de sulfeto é um processo no qual o sulfato e outros compostos à base de enxofre são utilizados como aceptores de elétrons, durante a oxidação de compostos orgânicos. Neste processo, sulfato, sulfito e outros compostos sulfurados são reduzidos a sulfeto, através da ação de bactérias redutoras de sulfato (BRS) (CHERNICHARO, 2007).

Com a presença de sulfato em uma água residuária, muitos dos compostos intermediários formados durante o processo de digestão anaeróbia, passam a ser utilizados pelas BRS, provocando uma alteração das rotas metabólicas e uma competição dessas bactérias com as bactérias fermentativas, acetogênicas e metanogênicas, pelos substratos disponíveis. Devido a essa competição, dois produtos finais passam a ser formados: metano (através da metanogênese) e sulfeto (através da sulfetogênese), sendo a concentração de sulfato que define qual o processo será predominante. A importância dessa competição é maior quando ocorre o aumento da concentração relativa de SO₄²⁻ em relação à concentração de DQO. Sendo assim, o aumento desta competição torna-se mais importante quando a relação DQO/SO₄²⁻ é menor.

Segundo Lettinga (1995) e Visser (1995) *apud* Chernicharo (2007), a redução de SO₄²⁻ resulta na formação de H₂S, composto inibidor para as metanogênicas, podendo reduzir sua atividade. A digestão anaeróbia ocorre sem problemas quando esta relação é superior a 10, em que grande parte do H₂S produzido será removido da fase líquida, em função de uma maior produção de biogás, diminuindo seu efeito inibidor na massa líquida.

Para uma mesma quantidade de material orgânico presente no esgoto, a redução química de sulfato diminui a quantidade de metano produzido. A redução de 1,5 g de SO_4^{2-} é equivalente a utilização de 1,0 g de DQO, o que significa uma menor disponibilidade de DQO para conversão em CH_4 . A estimativa da DQO utilizada para redução do sulfato presente no esgoto pode ser dada pela Equação 4-4 (CHERNICHARO, 2007).



Verifica-se que 1 mol de SO_4^{2-} requer dois moles de oxigênio para sua redução a sulfeto. Portanto, cada 96 g de SO_4^{2-} presentes no esgoto consomem 64 g de DQO (relação 1,5 SO_4^{2-} : 1,0 DQO).

Teoricamente a redução completa do sulfato é possível para relação DQO/ SO_4^{2-} acima de 0,667 kgDQO/kg SO_4^{2-} convertido (1,0 kgDQO por 1,5 kg SO_4^{2-} convertido), porém para relação DQO/ SO_4^{2-} abaixo de 10, o sistema anaeróbio tem dificuldades para proceder a degradação da matéria orgânica em taxas satisfatórias.

4.3 Balanço de massa da DQO

O balanço de massa é baseado no princípio da conservação da massa para a análise de sistemas físicos, que consiste no fato de que a matéria não pode desaparecer ou ser criada espontaneamente, apenas transformada, ou seja, consiste na descrição quantitativa de todos os materiais que entram, saem e se acumulam em um sistema com limites físicos definidos (von SPERLING, 1996).

Segundo van Haandel e Lettinga (1994), o mecanismo mais importante para a remoção de material orgânico em sistemas de tratamento biológico é o metabolismo bacteriano, em que a utilização pelas bactérias do material orgânico serve como fonte de energia (catabolismo) ou como fonte material para síntese de material celular (anabolismo). O anabolismo é um processo que consome energia e somente é viável se o catabolismo está ocorrendo simultaneamente e fornecendo a energia necessária para a síntese do material celular. Por outro lado, o catabolismo somente é possível se estiver presente uma população de bactérias vivas. Conclui-se que os processos de catabolismo e anabolismo são interdependentes e que sempre ocorrem simultaneamente. Assim, seriam quatro as opções para degradação do material orgânico em sistemas de tratamento: (i) conversão em lodo (anabolismo); (ii)

conversão em metano (catabolismo fermentativo); (iii) conversão por oxidação (catabolismo oxidativo) e (iv) permanência na fase líquida (descarga no efluente). De acordo com esses autores, a massa diária de DQO no afluente tem que ser igual à soma das massas diárias de DQO convertida em metano, lodo ou presente no efluente, mais a massa diária de material orgânico oxidado conforme a Equação 4-5⁶.

$$DQO_{afl} = DQO_{efl} + DQO_{lodo} + DQO_{CH_4} + DQO_{oxi} \quad (4-5)$$

onde:

DQO_{afl} = massa diária de material orgânico afluente.

DQO_{efl} = massa diária de material orgânico no efluente.

DQO_{lodo} = massa diária de material orgânico convertida em lodo.

DQO_{CH_4} = massa diária de material orgânico convertida em metano.

DQO_{oxi} = massa diária de material orgânico oxidada.

A Equação 4-5 é muito utilizada para desenvolver o balanço de massa da DQO em reatores UASB, como observado nas pesquisas de Rissoli e Bernardes (2005) e Ramos (2008). Entretanto, estes autores não consideram a parcela devido à redução de sulfato a sulfeto (sulfetogênese), a qual também oxida DQO, e que pode ser muito importante, sobretudo, em esgoto com concentrações razoavelmente elevadas de sulfato.

Em relação à recuperação de metano, embora a mesma esteja bem estabelecida no caso de digestores anaeróbios de lodo, o mesmo não acontece no caso do tratamento anaeróbio de esgoto doméstico (diluído), uma vez que quantidade significativa de metano pode estar dissolvida na fase líquida (HARTLEY e LANT, 2006).

Nos processos anaeróbios, a liberação do biogás da fase líquida só ocorre quando as concentrações dos diferentes constituintes gasosos excedem as concentrações de saturação na fase líquida. A lei de Henry⁷ estabelece que a massa de qualquer gás que se dissolve em um dado volume de um líquido, em temperatura constante, é diretamente proporcional à pressão que esse gás exerce acima do líquido. A partir dessa lei é possível estimar a parcela de gás que permanece necessariamente na fase líquida e, por diferença, a parcela que potencialmente é liberada com o biogás. Assim, normalmente, o metano produzido no processo de digestão

⁶ Considerando regime estacionário, sem acúmulo de lodo no reator.

⁷ $C_{equil} = K_H \times P_{gás}$

C_{equil} : Concentração de gás dissolvido no líquido em equilíbrio ($mg.L^{-1}$); K_H : constante ($mg.L^{-1}.atm^{-1}$); $P_{gás}$: Pressão do gás (atm)

anaeróbia é rapidamente separado da fase líquida, devido à sua baixa solubilidade em água, resultando num elevado grau de degradação dos despejos líquidos, uma vez que este gás deixa o reator na fase gasosa. Ao contrário, o dióxido de carbono e o sulfeto de hidrogênio são muito solúveis, saindo do reator parcialmente como gás e também dissolvido no efluente líquido (CHERNICHARO e STUETZ, 2008b; SOUZA *et al.* 2010a). Todavia, ao contrário do que foi comentado anteriormente, elevadas concentrações de metano no efluente líquido de reatores anaeróbios, entre 15% e 60%, devido à supersaturação do metano, têm sido também reportadas por vários pesquisadores, a partir de estimativas feitas pela lei de Henry (van HAANDEL e LETTINGA, 1994; AGRAWAL *et al.*, 1997; KELLER e HARTLEY, 2003; SEGHEZZO, 2004; SOUZA *et al.*, 2010a).

Pierotti (2007) reporta um balanço de massa que considera que a parcela de DQO convertida a metano se divide em metano no biogás e metano dissolvido no efluente do reator, em quantidades percentuais de 20 a 25% da DQO afluente, para ambas as parcelas. No mesmo balanço de massa é apresentado o percentual de 40 a 50% para a DQO efluente e de 10% para a DQO que é convertida em lodo, respectivamente. Esse balanço de massa avança na questão referente à parcela de DQO convertida em metano e sua divisão, entretanto, também nada informa sobre a parcela devida à sulfetogênese.

No balanço de massa da DQO em reatores UASB é necessário considerar todas as parcelas possíveis e importantes, isto é, as parcelas convertidas a metano, seja aquele presente no biogás ou o que escapa dissolvido no efluente ou junto com o gás residual (perdas), a parcela devida à redução de sulfato, a parcela que é convertida em lodo, a qual pode ser subdividida no lodo retido no reator e no lodo que é carregado junto com o efluente, e a parcela que sai solubilizada no efluente, conforme a Equação 4-6.

$$DQO_{\text{afl}} = DQO_{\text{efl sol}} + DQO_{\text{lodo ret}} + DQO_{\text{lodo efl}} + DQO_{\text{CH}_4 \text{ biogás}} + DQO_{\text{CH}_4 \text{ perdas}} + DQO_{\text{sulf red}} \quad (4-6)$$

onde:

DQO_{afl} = massa diária de material orgânico afluente.

$DQO_{\text{efl sol}}$ = massa diária de material orgânico solubilizada no efluente.

$DQO_{\text{lodo ret}}$ = massa diária de material orgânico convertida em lodo retido no sistema.

$DQO_{\text{lodo efl}}$ = massa diária de material orgânico convertida em lodo e perdida com o efluente.

$DQO_{\text{CH}_4 \text{ biogás}}$ = massa diária de material orgânico convertida em metano e presente no biogás.

$DQO_{CH_4\text{perdas}}$ = massa diária de material orgânico convertida em metano e perdida dissolvida no efluente ou com o gás residual.

$DQO_{\text{sulf red}}$ = massa diária de material orgânico utilizada pelas BRS na redução de sulfato.

Nos próximos parágrafos serão apresentados os principais parâmetros e coeficientes utilizados em balanço de massa da DQO, reportados na literatura.

A Tabela 4-2 mostra o consumo *per capita* de água para a população contribuinte de acordo com o porte da comunidade.

Tabela 4-2: Faixas de população e $QPC_{\text{água}}$

Porte da comunidade	Faixa da população (hab.)	$QPC_{\text{água}}$ (L.hab ⁻¹ .d ⁻¹)
Povoado rural	< 5.000	90-140
Vila	5.000 – 10.000	100-160
Pequena localidade	10.000 – 50.000	110-180
Cidade média	50.000 – 250.000	120-220
Cidade grande	250.000 – 1.000.000	150-300

Fonte: von SPERLING (2005).

Para a contribuição *per capita* de DQO, von Sperling (2005) apresenta a faixa de 80 a 120 g.hab⁻¹.d⁻¹ (valor típico de 100 g.hab⁻¹.d⁻¹). Metcalf e Eddy (2003) e von Sperling (2005) apresentam para a concentração de DQO em esgoto doméstico, respectivamente, as faixas de 250 a 800 mg.L⁻¹ (valor típico de 430 mg.L⁻¹) e 450 a 800 mg.L⁻¹ (valor típico de 600 mg.L⁻¹). Segundo Chernicharo (2007), a eficiência de remoção de DQO em reatores UASB é da ordem de 60 a 70%.

O parâmetro de metabolismo celular Y corresponde à relação entre a massa celular sintetizada e a massa de material orgânico metabolizado (medida como DQO). Os valores de Y reportados para o tratamento de esgoto doméstico são da ordem de 0,15 a 0,25 kgSVT.kgDQO_{remov}⁻¹ (CHERNICHARO, 2007).

A determinação do valor numérico de Y é insuficiente para se avaliar que fração do material orgânico metabolizado é sintetizada como material celular. Para tanto, precisa-se determinar qual é a DQO por unidade de massa de material celular, ou seja, o fator de correção $K_{\text{sólidos}}$ (kgDQO_{lodo}.kgSVT⁻¹) (van HAANDEL e van der LUBBE, 2007). A Tabela 4-3 apresenta alguns valores encontrados para o fator de correção $K_{\text{sólidos}}$, considerando diferentes composições químicas do composto orgânico biodegradável submetido ao processo de degradação anaeróbia.

Tabela 4-3: Fator de correção $K_{sólidos}$ para diferentes composições químicas da biomassa

Composição química	Peso molar	kgDQO _{lodo} .kgSVT ⁻¹	Referência
C ₅ H ₇ O ₂ N	113	1,42	Hoover e Porges (1952)
C ₅ H ₉ O ₃ N	131	1,22	McCarty (1964)
C ₅ H ₈ O ₂ N	114	1,47	McKinney e Symons (1968)

Fonte: van HAANDEL e van der LUBBE (2007)

Singh e Viraraghavan (1998) *apud* Glória (2009) encontraram valores para a concentração de sulfato em esgoto doméstico variando de 50 a 100 mgSO₄²⁻.L⁻¹. Metcalf e Eddy (2003) apresentam a faixa de 20 a 50 mgSO₄²⁻.L⁻¹.

Souza *et. al.* (2010a), ao medir a concentração de metano dissolvido em efluentes de diferentes reatores UASB (escala piloto, demonstração e real) tratando esgoto doméstico, obteve valores de grau de saturação de metano variando de 1,4 a 1,7 vezes à concentração de saturação dada pela lei de Henry, o que configura a supersaturação. Os resultados globais dessa pesquisa também indicaram que as perdas de metano dissolvido em efluentes de reatores anaeróbios foram consideravelmente elevados, variando entre 36 a 40% do total de metano gerado no reator. Agrawal *et al.* (1997) quantificaram a perda de metano no efluente de reatores UASB em cerca de 50%. Esses autores observaram que em águas residuárias com baixa concentração de matéria orgânica e em sistemas com baixos tempos de detenção hidráulica, as perdas de metano dissolvido no efluente são maiores. Keller e Hartley (2003), também levantam a problemática da perda de metano no efluente, no entanto, como resultados de cálculos de seus estudos são colocados valores menores, da ordem de 14%.

Segundo van Haandel e Lettinga (1994), as perdas de metano em reatores UASB podem variar de 20 a 50%, motivadas pela saída de metano dissolvido no efluente e também como resultado da transferência deste gás, da superfície do reator, para atmosfera, dependendo isto do tamanho da superfície líquida e da presença ou não de uma cobertura (hermética) da superfície do reator. A quantidade de metano presente nas fases líquida e gasosa dependerá de fatores como temperatura e pressão parcial do gás no interior do reator. O metano que permanece dissolvido na fase líquida é liberado com o efluente tratado, enquanto que o metano liberado da fase líquida pode estar presente no biogás coletado no interior do separador trifásico ou no gás residual liberado na superfície do compartimento de decantação.

Salienta-se que as perdas de metano dissolvido no efluente ou no gás residual não apenas representam uma perda de potencial energético, mas também contribuem com a emissão de gases de efeito estufa.

4.4 Estimativa de emissões de metano

No documento “Orientações para Emissão de Inventários Nacionais de Gases de Efeito Estufa” são sugeridos três passos para estimar as emissões de CH₄ derivadas do esgoto doméstico (IPCC, 2006).

Passo 1: Estimar o conteúdo total de matéria orgânica no esgoto (*Total Organic Waste – TOW*).

$$TOW = P \times QPC_{DQO} \times 0,001 \times I \times 365 \quad (4-7)$$

na qual:

TOW = total de matéria orgânica (kgDBO.ano⁻¹)

P = população (hab)

QPC_{DQO} = contribuição *per capita* de DQO (g.hab⁻¹.dia⁻¹)

I = fator de correção para contribuição industrial nas redes coletoras (1,25 quando há contribuição industrial e 1 quando não há contribuição).

Passo 2: Obter os fatores de emissão (EF_j) para cada sistema de tratamento.

$$EF_j = B_o \times MCF_j \quad (4-8)$$

na qual:

Ef_j = fatores de emissão (gCH₄.gDQO⁻¹)

B_o = capacidade máxima de produção de CH₄ (gCH₄.gDQO⁻¹)

MCF_j = fator de correção para o CH₄ de acordo com a via de tratamento e/ou destinação final

j = sistemas de tratamento e/ou destinação final

De acordo com o IPCC (2006), a capacidade máxima de produção teórica de CH₄ (B_o), em termos de DQO e DBO, seriam igual a 0,60 gCH₄.gDBO_{remov}⁻¹ e 0,25 gCH₄.gDQO_{remov}⁻¹. Já o fator de correção MCF_j varia de 0 a 1 de acordo com a via de tratamento e/ou destinação final, para reatores UASB sem recuperação do CH₄ este valor é igual a 0,8. A abordagem teórica do IPCC para o fator de emissão (EF) pressupõe que toda fração orgânica removida anaerobiamente é convertida em CH₄, sendo baseada na reação global estequiométrica para metanogênese em que os principais reagentes são a fração orgânica e a água, e os principais produtos incluem o CH₄ e o CO₂. Entretanto, essa estimativa simplificada do complexo processo de degradação anaeróbia não leva em consideração inúmeros fatores, incluindo o grau de decomposição, limitações de nutrientes, inibição biológica e as interações físico-químicas (EL-FADEL e MASSOUD, 2001).

A Tabela 4-4 apresenta fatores de emissão de CH₄ (EF) relatados a partir de abordagens teóricas e experimentais.

Tabela 4-4: Fatores de emissão de CH₄ para esgoto doméstico

Tipo de esgoto	Tipo de estudo	EF (gCH ₄ .gDQO ⁻¹)	Referência
Doméstico	Teórico	0,35	Droste, 1997
Doméstico	Teórico	0,21-0,25	USEPA, 1997
Doméstico	Estudo de campo limitado	0,22	Orlich, 1990
Doméstico	Testes de campo	0,10	Toprak, 1995

Fonte: EL-FADEL e MASSOUD (2001)

Souza *et al.* (2010b) obteve, em reatores UASB (escala piloto) tratando esgoto tipicamente doméstico, resultados para o fator de emissão (EF) de 0,04 gCH₄.gDQO_{afli}⁻¹ e 0,06 gCH₄.gDQO_{remov}⁻¹. É importante ressaltar que esses valores referem-se apenas à parcela das emissões devidas ao metano dissolvido no efluente final (considerando que essa parcela encontrará condições de ser totalmente emitido para atmosfera). Ao considerar os fatores de emissão de metano global (incluindo o metano presente no biogás, nos gases residuais e dissolvido no efluente final) foram obtidos resultados de 0,19 gCH₄.gDQO_{remov}⁻¹ e 0,12 gCH₄.gDQO_{afli}⁻¹. Esses valores são próximos dos fatores de emissão teóricos recomendados pelo IPCC (2006) para a realização de inventários nacionais de emissões de GEE, iguais a 0,25 gCH₄.gDQO_{remov}⁻¹ (0,20 gCH₄.gDQO_{afli}⁻¹), e também dos valores apresentados na Tabela 4-4.

Passo 3: Estimar as emissões, subtraindo a quantidade de CH₄ recuperado e destruído por combustão.

$$EmissõesCH_4 = \left[\sum_{i,j} (U_i \times T_{i,j} \times EF_j) \right] \times (TOW - S) - R \quad (4-9)$$

na qual:

EmissõesCH₄ = emissões de CH₄ durante o ano (kgCH₄.ano⁻¹)

TOW = total de matéria orgânica (kgDQO.ano⁻¹)

S = matéria orgânica convertida em lodo (kgDQO.ano⁻¹)

U_i = fração da população para cada grupo i

T_{i,j} = grau de utilização da via de tratamento e/ou eliminação j para cada grupo i

i = grupos de acordo com a renda: rural, urbano de alta renda e urbano de baixa renda

j = cada via de tratamento e/ou eliminação

EF_j = fator de emissão (kgCH₄.kgDQO⁻¹)

R = CH₄ recuperado (kgCH₄.ano⁻¹)

De acordo com estimativa realizada por Salomon e Lora (2009), com base nas informações do IPCC, a produção anual estimada de metano proveniente do tratamento anaeróbio de esgoto no Brasil é da ordem de 50 Gg CH₄.ano⁻¹. Ressalta-se que as equações propostas pelo IPCC para a estimativa das emissões de CH₄ não consideram as parcelas da DQO convertida em CH₄, mas perdida dissolvida no efluente e com os gases residuais, nem a parcela de DQO utilizada na redução do sulfato. Essas parcelas são essenciais para o balanço de massa de DQO em reatores UASB e, portanto, devem ser consideradas para estimativas mais precisas das emissões de CH₄.

As emissões de CH₄ a partir do tratamento de águas residuárias variam de país para país, dependendo da tecnologia de tratamento e das práticas de gestão adotadas, bem como das características das águas residuárias e dos métodos de estimativa.

Cakir e Stenstrom (2005) analisaram as diferenças das emissões de gases de efeito estufa entre sistemas de tratamento aeróbio e anaeróbio de esgoto doméstico. Esses autores levaram em consideração as emissões devido ao CH₄ dissolvido no efluente dos reatores UASB, uma vez que o impacto dessa parcela pode ser tão grande quanto às emissões provenientes do CH₄ recuperado no biogás, especialmente em reatores com baixas concentrações afluentes de matéria orgânica. Em altas concentrações afluentes de matéria orgânica, o processo anaeróbio produz valores insignificantes para emissões de CO₂ equivalente, devido à possibilidade de recuperação de energia pela combustão do biogás. As emissões pelos processos aeróbios e anaeróbios se cruzam para concentrações afluentes de matéria orgânica variando de 300 a 700 mgDBO.L⁻¹, em função da eficiência do sistema de tratamento aeróbio. Para as concentrações de esgoto afluente acima desses pontos, a tecnologia anaeróbia apresenta-se como uma tecnologia viável para o tratamento de esgoto devido às menores emissões de gases de efeito estufa. A adoção de técnicas para capturar o CH₄ perdido no efluente de reatores UASB e a sua utilização como gás combustível tornaria o tratamento anaeróbio favorável até mesmo para concentrações afluentes muito baixas de matéria orgânica.

4.5 Composição e características do biogás

4.5.1 Composição do biogás

O biogás é uma mistura de gases gerados durante a digestão anaeróbia da matéria orgânica. Sua composição é variável, dependendo do tipo e concentração da matéria orgânica a ser

digerida, das condições físico-químicas no interior do digestor (pH, alcalinidade, temperatura) e da presença de outros ânions, como o sulfato e o nitrato (NOYOLA *et al.*, 2006).

O biogás de reatores UASB é geralmente constituído por metano em alto teor (70 a 80 %) e em menor concentração por gás carbônico, devido à grande solubilidade deste composto gasoso no líquido (van HAANDEL e LETTINGA, 1994).

Segundo Noyola *et al.* (2006), o biogás de reatores que tratam esgoto doméstico apresenta uma composição de metano (70 a 80%), nitrogênio (10 a 25%) devido a parcela de N₂ dissolvida no esgoto doméstico e dióxido de carbono (5 a 10%). Nos aterros sanitários, a concentração de metano no biogás é usualmente da ordem de 50%, enquanto as tecnologias mais avançadas de tratamento de resíduos podem produzir biogás com concentrações bem mais elevadas, entre 60 e 80%.

Os constituintes usualmente presentes no biogás gerado em aterros sanitários, digestores de lodo e em reatores anaeróbios tratando esgoto doméstico são apresentados na Tabela 4-5.

Tabela 4-5: Composição típica de biogás gerado em reatores anaeróbios tratando esgoto doméstico, aterros sanitários na fase metanogênica e digestores de lodo

Parâmetro	Unidade	Composição volumétrica típica		
		Biogás de reatores anaeróbios	Biogás de aterro sanitário	Digestores de lodo
Metano – CH ₄	%	60 a 85	45 a 50	60 a 70
Gás carbônico – CO ₂	%	5 a 15	30 a 45	20 a 40
Monóxido de carbono – CO	%	0 a 0,3	0 a 0,2	-
Nitrogênio – N ₂	%	10 a 25*	0 a 15	< 2
Hidrogênio – H ₂	%	0 a 3	Traços a > 1	-
Sulfeto de hidrogênio – H ₂ S	ppmv	1000 a 2000	10 a 200	até 1000
Oxigênio – O ₂	%	traços	0,8	-

(*) a elevada fração de nitrogênio no biogás de reatores anaeróbios deve-se ao N₂ dissolvido no esgoto doméstico

Fonte: adaptado de RANDES *et al.*(1981); NOYOLA *et al.* (1988); AGRAWAL *et al.* (1997); BOHN (2001) *apud* BELLI *et al* (2001); PAGLIUSO *et al.* (2002); BARBOSA e STUETZ (2005); USEPA (2005); NOYOLA *et al.* (2006); RASI *et al.* (2007).

O menor teor de CO₂ no biogás de reatores UASB indica que a maior parte desse gás permanece no efluente como íons bicarbonato. Para digestores de lodo com altas concentrações de matéria orgânica, o conteúdo de CO₂ normalmente é mais alto (20 a 35%) e a fração de nitrogênio é menor (cerca de 2%) (AGRAWAL *et al.*, 1997).

Em alguns casos o biogás pode conter siloxanos⁸, formados a partir da degradação anaeróbia de materiais comumente encontrados em cosméticos, desodorantes, aditivos de alimentos e alguns sabões. Durante a combustão de biogás contendo siloxanos, pode ocorrer a formação de depósitos contendo sílica (SiO₂) ou silicatos (Si_xO_y), e ainda cálcio, enxofre, zinco e fósforo. Esses depósitos minerais provocam incrustações com vários milímetros de espessura e devem ser removidos por meio de métodos químicos ou mecânicos (CHERNICHARO e STUETZ, 2008b).

O metano, principal constituinte do biogás, é um gás inodoro, incolor e mais leve que o ar (densidade igual a 0,55 em relação ao ar). Quando na forma gasosa, é inflamável apenas na faixa de concentração entre 5 e 12% no ar (CONSTANT *et al.*, 1989 *apud* NOYOLA *et al.*, 2006). Sua molécula é tetraédrica e apolar (CH₄), de pouca solubilidade em água. É o mais simples dos hidrocarbonetos e tem alto valor combustível.

4.5.2 Características do biogás

As principais características do biogás, do gás natural e do gás de síntese são apresentadas na Tabela 4-6.

Tabela 4-6: Características de diferentes tipos de gases

Parâmetro	Unidade	Gás natural	Gás de síntese	Biogás (60% CH ₄)
Poder calorífico inferior (PCI)*	MJ.m ⁻³	31,8	16,1	21,5
	kcal.m ⁻³	7600	3.846	5.134
Densidade	kg.m ⁻³	0,82	0,51	1,21
Índice de Wobbe (baixo) ⁹	MJ.m ⁻³	39,9	22,5	19,5
Velocidade máxima de chama	m.s ⁻¹	0,39	0,7	0,25
Requisito teórico de ar	m ³ ar. m ⁻³ gás	9,53	3,83	5,71
Concentração máxima de CO ₂ após combustão	% (v)	11,9	13,1	17,8

* refere-se ao calor de combustão menos o calor de vaporização do vapor de água presente no gás

Fonte: WELLINGER e LINDBERG (2000)

O potencial energético do biogás é relacionado com a quantidade de metano em sua composição, fator este determinante para o seu poder calorífico. O poder calorífico do metano é 35,9 MJ.Nm⁻³ e o do biogás com 60% de metano é 21,5 MJ.Nm⁻³, correspondendo a 67% do poder calorífico do gás natural (Tabela 4-7).

⁸ Qualquer composto químico contendo unidades na forma R₂SiO, onde R é um átomo de hidrogênio ou um radical orgânico. A ocorrência de siloxanos é mais comum em biogás gerado em aterros sanitários.

⁹ Medida do conteúdo energético do gás, medido com base no seu poder calorífico por unidade de volume à pressão e temperatura nas condições padrão.

Tabela 4-7: Poder calorífico inferior do biogás e de outros combustíveis e equivalência com o metano

Combustível	MJ.kg ⁻¹	MJ.Nm ⁻³	kWh.Nm ⁻³	Equivalência ao metano
Gases				
Metano	50,0	35,9	10,0	1,0
Gás natural	45,1	31,8	8,8	0,9
Biogás típico (60% CH ₄)	30,0	21,5	6,0	0,6
Butano	45,7	118,5	32,9	3,3
Propano	46,4	90,9	25,2	2,5
Líquidos				
Metanol	19,9	15.900*	4.415,4*	442,9
Etanol	26,9	21.400*	5.942,8*	596,1
Gasolina	45,0	33.300*	9.247,4*	927,6
Diesel	42,1	34.500*	9.580,7*	961,0

Nm³: volume e condições padrão de temperatura e pressão: 273 K e 1 atm; 1 kJ = 0,2388 kcal; 1 kJ = 0,2777 Wh

* MJ.m⁻³ e kWh.m⁻³

Fonte: Adaptado de CONSTANT *et al.* (1989) *apud* NOYOLA *et al.* (2006)

4.5.3 Reações de combustão do metano

A combustão do metano envolve as seguintes etapas:

Pirólise oxidativa



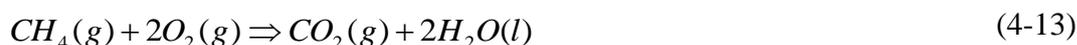
Oxidação de H₂, com formação de H₂O e liberação de calor. Esse processo ocorre muito rapidamente, usualmente em intervalo de tempo muito inferior a um milissegundo.



Oxidação de CO, com formação de CO₂ e liberação de mais calor. Esse processo é geralmente muito mais lento que as etapas químicas anteriores, geralmente demorando de alguns a vários milissegundos para ocorrer.



A equação global de combustão do metano é a seguinte:



O calor de formação padrão (Tabela 4-8) de uma substância, ΔH_f° (kcal.mol⁻¹), é definido como o calor envolvido quando 1 mol de uma substância é formado, a partir dos elementos envolvidos, em seus respectivos estados padrões, a 25°C e 1 atmosfera. Quando se absorve calor, na formação de uma substância, o valor final do calor de formação padrão é positivo, sendo negativo quando calor é liberado.

Tabela 4-8: Calor de formação padrão das substâncias envolvidas na combustão do metano

Substância	ΔH_f° (kcal.mol ⁻¹)
CH ₄ (gás)	-17,889
O ₂ (gás)	0
CO ₂ (gás)	-94,052
H ₂ O (gás)	-57,798

Fonte: PERRY e GREEN (1997)

Com base nos valores apresentados na Tabela 4-8, obtém-se o calor envolvido na reação, resultante da conversão de energia química em energia térmica, da seguinte maneira:

$$\Delta H_C^0 = [(1 \times -94,052) + (2 \times -57,798)] - [(1 \times -17,889) + (2 \times 0)] = -191,7 \text{ kcal/mol} \quad (4-14)$$

Sendo assim, a reação de combustão do metano é uma reação exotérmica, liberando 191,7 kcal.mol⁻¹ de energia, nas condições padrões de 25°C e 1 atmosfera (191,7 kcal.mol⁻¹ = 802,7 kJ.mol⁻¹ = 222,9 Wh.mol⁻¹).

Para o limite inferior (50%) e superior (80%) de biogás produzido na digestão anaeróbia da matéria orgânica (Figura 4-9) e 75% de CH₄ no biogás, a produção de CH₄ no sistema será igual a 37,5% e 60% da DQO afluente, respectivamente. Considerando 1 kg de DQO afluente ao sistema anaeróbio, serão convertidas em DQO de metano, 375 gDQO_{CH₄} e 600 gDQO_{CH₄}, para o limite inferior e superior de biogás produzido na digestão anaeróbia, respectivamente. Se cada 64 g de DQO correspondem a 1 mol de CH₄ obtêm-se para 375 gDQO_{CH₄} e 600 gDQO_{CH₄}, respectivamente, 5,86 e 9,37 mol de metano. Desta forma, a partir de 1 kg de DQO afluente podem ser obtidos, 4704 kJ (1,3 kWh) e 7521 kJ (2,1 kWh), para o limite inferior e superior de biogás produzido na digestão anaeróbia, respectivamente.

A partir dos valores apresentados anteriormente, pode-se apreender que o metano tem um poder calorífico que faz com que se tenha grande interesse no aproveitamento do biogás gerado nos reatores UASB tratando esgoto doméstico.

4.6 Recuperação e utilização do biogás

Embora cerca de 80% da demanda de energia no mundo sejam atualmente atendida por combustíveis fósseis, as reservas destes combustíveis se encontram em processo de declínio permanente, sendo que a depleção teórica de petróleo e gás natural ocorrerá em torno do ano 2070. É certo que essas reservas não serão esgotadas de um dia para outro, mas a mensagem que fica é que os recursos fósseis não são ilimitados. Nesse sentido, o uso criterioso de

combustíveis fósseis e a utilização de recursos complementares para a produção de energia e materiais é imperativa (BOERIU *et al.*, 2005).

Ademais a crise ambiental, a ratificação do protocolo de Kyoto, a implementação do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) e o desenvolvimento econômico em um curto período, aliado ao aumento do preço dos combustíveis convencionais têm contribuído para o aumento em pesquisas e nos investimentos no aproveitamento de novas fontes de energia (SALOMON e LORA, 2009).

Em todo o mundo, questões são levantadas em relação ao suprimento futuro de energia, existindo uma busca contínua pelas fontes de energias renováveis que, em princípio, nunca se esgotarão, a exemplo da energia hidráulica, solar, eólica, das marés, geotérmica e, também, energia de materiais renováveis, como a biomassa ou a bioenergia.

Para serem ambientalmente positivos, os serviços de energia devem ser fornecidos com baixo impacto ambiental e baixas emissões de gases de efeito estufa. No entanto, 85% da energia primária utilizada nas economias globais provêm da combustão de combustíveis fósseis, sendo que o consumo desses combustíveis representa 56,6% de todas as emissões antrópicas de GEE. As fontes de energia renováveis desempenham um papel importante na prestação de serviços de energia de forma sustentável e, em particular, na mitigação das mudanças climáticas. Vários tipos de fontes de energia renovável podem fornecer energia elétrica, térmica e mecânica, bem como a produção de combustíveis capazes de satisfazer diversas necessidades dos serviços de energia. Fonte de energia renovável é qualquer forma de energia a partir de fontes solares, geofísicas ou biológicas reabastecidas por processos naturais, a uma taxa igual ou maior que sua taxa de utilização. Ao contrário dos combustíveis fósseis, a maioria das fontes de energia renovável produz pouca ou nenhuma emissão de CO₂ (IPCC, 2011).

Em termos globais, estima-se que as fontes de energia renovável foram responsáveis por 12,9% do total de 492 EJ¹⁰ da oferta de energia primária, em 2008. O maior contribuinte entre as fontes de energia renovável foi a biomassa (10,2%). A energia hidráulica representou 2,3%, enquanto, outras fontes de energia renovável representaram 0,4%. Em 2008, as fontes de energia renovável contribuíram com aproximadamente 19% da oferta global de eletricidade (16% de energia hidrelétrica, 3% outras fontes de energia renovável) e os biocombustíveis

¹⁰ EJ (exajoule) = 10x10⁷J

contribuíram com 2% do abastecimento de combustível para o transporte em estradas. A biomassa tradicional (17%), biomassa moderna (8%), energia térmica solar e geotérmica (2%), em conjunto, foram responsáveis por suprir 27% da demanda global de calor. A contribuição das fontes de energia renovável para o abastecimento de energia primária varia substancialmente entre regiões e países (IPCC, 2011).

Enquanto a parcela de energia renovável utilizada para o consumo global de energia ainda é relativamente pequena, a implantação da energia renovável cresceu rapidamente nos últimos anos. Dos cerca de 300 GW¹¹ da nova capacidade de geração global de eletricidade adicionada durante o período de dois anos, 2008 e 2009, 140 GW vieram da adição de energia renovável. Em 2009, coletivamente, os países em desenvolvimento hospedavam 53% da capacidade mundial de geração de energia renovável. Algumas tecnologias de energia renovável podem ser implantadas no local de uso (forma descentralizada), em ambientes rurais e urbanos, enquanto outras tecnologias são utilizadas principalmente em redes de energia de grande porte (forma centralizada). O potencial teórico das fontes de energias renováveis excede a energia utilizada por todas as economias do planeta. O potencial técnico global para geração de energia renovável é substancialmente maior que a demanda global futura de energia (IPCC, 2011).

A recuperação do biogás gerado a partir da digestão anaeróbia pode oferecer importantes benefícios ambientais, econômicos, energéticos e sociais. O maior benefício é certamente o ambiental – climático, uma vez que se pode atuar na redução de emissões significativas de metano. Conforme mencionado anteriormente, cada tonelada de metano emitido para a atmosfera tem um impacto de aquecimento global equivalente a 21 toneladas de gás carbônico. Do ponto de vista dos benefícios econômicos e energéticos, destaca-se o fato de que o metano produzido em aterros sanitários e estações de tratamento de efluentes industriais e esgoto doméstico é um recurso energético local e renovável, gerado continuamente e podendo se constituir em uma fonte de combustível para diversas aplicações (USEPA, 1996; 2008b).

Em termos absolutos, os países nos quais a geração a partir do biogás é mais importante são EUA, Reino Unido e Alemanha, que juntos somaram 71% da geração elétrica em 2003. Em termos relativos, considerando a participação da geração a partir de biogás sobre a geração

¹¹ GW (gigawatt) = 10⁹W

total a partir de biomassa, os países que mais se destacaram, em 2003, foram Reino Unido (54%) e Austrália (46%) (IEA, 2006 *apud* CORTEZ *et al.*, 2008).

A Alemanha encontra-se em uma posição de destaque por produzir 40% do biogás da União Europeia, com geração de eletricidade em 7.470 plantas de conversão (FEA, 2010).

A recuperação energética do biogás nos países em desenvolvimento é conhecida há muito tempo, mas nos últimos anos o interesse por ela tem aumentado significativamente, principalmente devido aos custos mais elevados e a diminuição das reservas de combustíveis fósseis, bem como seus impactos ambientais. Há cerca de 16 milhões de famílias em todo o mundo que usam o biogás de digestores em pequena escala. A recuperação energética do biogás vem sendo utilizado com sucesso na Ásia, em particular, mas também na América Latina e em algumas regiões do Oeste da África. Na China e na Índia, a tecnologia do biogás é altamente disseminada em pequenos produtores agrícolas. Na Índia, cerca de 6 milhões de toneladas de lenha foram substituídos por biogás em 1996. Em 2007, existiam 26,5 milhões de unidades de biogás na China, no entanto, esse número corresponde ao aproveitamento de apenas 19% do potencial de biogás gerado no meio rural (MWAKAJE, 2008; YU CHEN *et al.*, 2010).

No Brasil, o fato da população encontrar-se concentrada em grandes centros urbanos contribui para o significativo potencial de produção de biogás em aterros sanitários e estações de tratamento de efluentes. Nos aterros sanitários, o potencial de produção de metano pode chegar a 15,8 milhões de $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$, enquanto nas estações de tratamento de efluentes este potencial é de até 7,3 milhões de $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$, considerando a universalização dos serviços de coleta e tratamento de efluentes e disposição adequada dos resíduos sólidos urbanos (ZANETTE, 2009).

Embora o uso do biogás seja uma prática comum em diferentes países, alguns desafios devem ser superados para a plena utilização desse subproduto como combustível. Salomon e Lora (2009) identificaram como principais limitantes do uso do biogás como fonte energética: a carência de tecnologias nacionais de geração de energia pelo uso do biogás e os elevados custos dos equipamentos; falta de garantia do bom funcionamento das unidades de aproveitamento de biogás a longo prazo; baixos investimentos governamentais em programas para a conversão de biogás a energia; viabilidade econômica; dependência das condições

locais; capacidade de armazenamento e distribuição de biogás; as dificuldades de pequenas unidades que produzem biogás em comercializar créditos de carbono.

4.6.1 Principais alternativas para gerenciamento, recuperação e utilização do biogás

O conteúdo energético do biogás, com poder calorífico entre 21,5 e 25,1 MJ/Nm³ (considerando concentrações de metano entre 60 e 70%, respectivamente), pode ser recuperado para diferentes aplicações, tais como: (i) uso direto como combustível em caldeiras, fornos e estufas em substituição aos outros tipos de combustíveis; (ii) geração de eletricidade para uso local ou venda para a rede da concessionária de energia; (iii) cogeração de eletricidade e calor; (iv) combustível alternativo visando à injeção na linha de gás natural ou o aproveitamento como combustível veicular.

No meio rural pode ser utilizado, principalmente, para cocção, iluminação, refrigeração de alimentos e aquecimento de água. Além desses usos, também tem utilidade em processos térmicos para secagem de insumos. Neste último caso, o biogás gerado em estações de tratamento de esgoto doméstico e efluentes industriais pode ser utilizado para secagem e higienização do lodo da própria estação.

Apesar dos diversos usos possíveis, atualmente o biogás é utilizado principalmente para a geração de eletricidade (cerca de 2/3 da quantidade total, metade obtida em plantas de cogeração) e para a produção de calor (1/3 restante) (TRICASE e LOMBARDI, 2009).

Algumas das principais alternativas para gerenciamento do biogás foram classificadas de acordo com a Figura 4-12, sendo as suas principais características apresentadas nos itens seguintes.

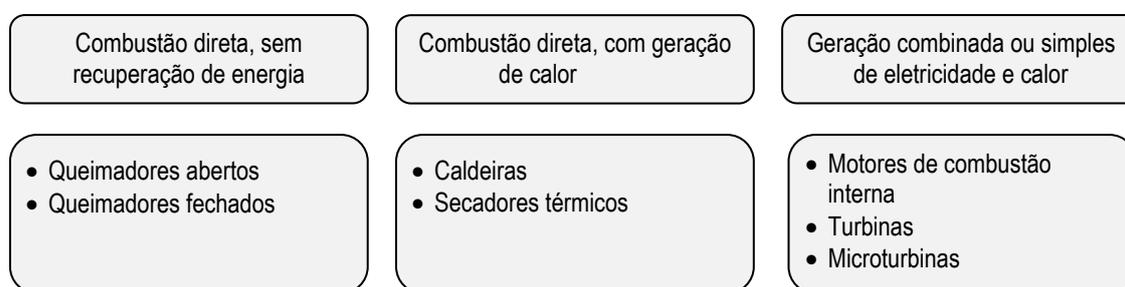


Figura 4-12: Classificação de algumas das principais alternativas para gerenciamento do biogás.

4.6.2 Combustão direta sem recuperação de energia

A combustão direta sem recuperação de energia é realizada através de queimadores que são, basicamente, dispositivos que possibilitam a ignição e a queima de gases. Embora o uso de queimadores não possibilite o aproveitamento energético do biogás, ainda assim esta alternativa deve sempre existir nos locais em que é gerado biogás, por motivo de segurança (evitar possíveis explosões), para o controle de odores e por razões ambientais – climáticas. Até mesmo nas plantas em que se pratica a recuperação de energia, torna-se necessária a instalação de um queimador para ser utilizado quando o equipamento de geração de energia estiver fora de operação, bem como nos momentos em que a produção de biogás e a concentração de metano são baixas e não permitem a combustão no equipamento de geração (EUROPEAN COMMISSION, 2001). Ademais, é usualmente mais vantajoso aumentar gradualmente o porte do sistema de recuperação de energia, promovendo a queima do excesso de biogás enquanto o sistema não é ampliado (USEPA, 1996).

4.6.2.1 Queimador aberto

Consiste essencialmente de um queimador acoplado a um defletor de vento para proteger a chama. O controle de gás é rudimentar, não existe isolamento térmico e a mistura é pobre, o que resulta na combustão incompleta do biogás. A perda de calor é considerável e isso leva à ocorrência de baixas temperaturas na parte superior da chama e interrupção das reações de combustão, resultando na formação de subprodutos indesejáveis. Devido à elevada perda de calor, os queimadores abertos são instalados 5 a 6 metros acima do nível do terreno para proteger os trabalhadores e as tubulações de suprimento. Dada a sua simplicidade, torna-se impossível melhorar as condições de queima de forma a atender padrões internacionais mais restritivos de emissões, o que certamente limitará a sua aplicação no futuro (IEA, 2000). A Figura 4-13a apresenta um exemplo de queimador aberto.

4.6.2.2 Queimador fechado

Possibilita a combustão do biogás no interior de uma câmara (torre) de material refratário, usualmente cilíndrica, assentada sobre o terreno. A combustão ocorre sob condições controladas, garantindo a conversão quase completa do biogás. No queimador fechado, a combustão é mais uniforme e as emissões são reduzidas. Os níveis de fumaça, chama e ruído são praticamente imperceptíveis (IEA, 2000). A Figura 4-13b apresenta um exemplo de queimador fechado.

A Tabela 4-9 apresenta um resumo das principais características de queimadores abertos e fechados.

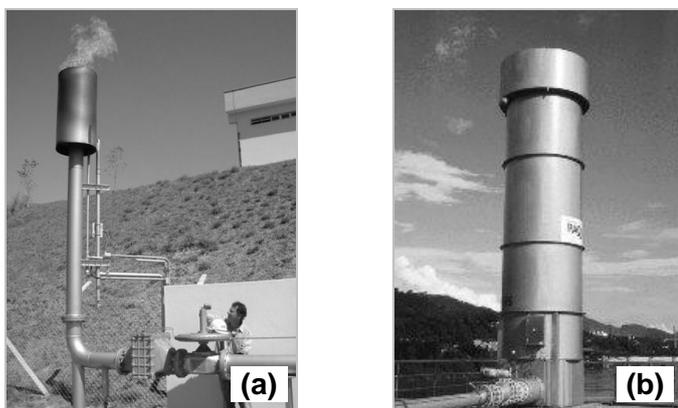


Figura 4-13: Combustão direta sem recuperação de energia: (a) queimador aberto; (b) queimador fechado

Tabela 4-9: Resumo das principais características de queimadores abertos e fechados

Queimadores abertos	Queimadores fechados
<ul style="list-style-type: none"> • O controle de gás é rudimentar e não existe isolamento térmico. • Combustão incompleta do biogás e perda de calor na queima. • Não conseguem atender aos padrões internacionais de desempenho e de emissões. • Custo 25-70% menor quando comparado com os queimadores fechados. • Podem ser removidos de um local e assentados em outro. 	<ul style="list-style-type: none"> • Pode ser projetado para atender especificidades locais. • A combustão ocorre sob condições controladas. • Os níveis de fumaça, chama e ruído são praticamente imperceptíveis. • Capazes de atender aos padrões internacionais de desempenho e de emissões. • Capazes de operar em uma grande faixa de condições de combustão. • São instalações permanentes, não podendo ser transportadas para outro local.

Fonte: IEA (2000)

Os queimadores fechados são mais caros, principalmente devido ao material refratário utilizado no revestimento do seu interior, de modo que os queimadores abertos são os mais utilizados em países em desenvolvimento (NOYOLA *et al.*, 2006).

Ao se projetar os queimadores deve-se ter a preocupação em maximizar a conversão de metano, de forma a minimizar a emissão de produtos da oxidação incompleta, como o monóxido de carbono. Outros produtos podem ser formados, dependendo da relação ar/combustível, temperatura e da cinética das reações de combustão (Tabela 4-10).

O queimador, embora seja utilizado para reduzir o impacto do biogás, também introduz riscos adicionais ou perturbações que precisam ser consideradas dentro de uma adequada avaliação antes da concepção e implantação.

Tabela 4-10: Principais subprodutos da combustão incompleta do biogás

Subproduto	Mecanismo de formação
CO	A oxidação completa requer temperatura maior que 850°C e tempo de residência maior que 0,3 segundo durante todo o processo.
Hidrocarbonetos	Para prevenir a formação destas espécies através de indesejados rearranjos moleculares, a temperatura deve ser superior a 850°C.
NO _x	Formado em temperaturas superiores a 1200°C pela oxidação do N ₂ .

Fonte: IEA (2000)

Embora, no Brasil, o uso de queimadores para o biogás, até o momento, seja opcional e voluntário, diante das possibilidades do mercado de créditos de carbono, uma vez que a queima reduz as emissões de metano, a utilização desses equipamentos vem se tornando tendência em unidades que geram esse subproduto.

4.6.3 Combustão direta com recuperação de energia

A combustão direta é o método mais simples e mais eficiente de recuperar energia do biogás, uma vez que mais de 80% do valor calorífico do metano pode ser recuperado como energia útil. Este tipo de uso de biogás respondeu, em 2008, por cerca de 1/3 de todos os projetos de recuperação de energia nos EUA (USEPA, 2008b).

O biogás é canalizado diretamente até o consumidor, onde é utilizado nos equipamentos de combustão, em substituição ou em complementação ao combustível utilizado anteriormente. A principal desvantagem de se utilizar o biogás como combustível direto é a necessidade do consumidor estar localizado próximo à fonte de geração.

4.6.3.1 Caldeiras

Equipamento onde ocorre a transferência de energia de um combustível para a água ou outro fluido contido no interior de uma câmara fechada, e daí até o ponto de utilização final. O fluido aquecido ou vaporizado é utilizado em vários processos ou aplicações de aquecimento, seja na forma estacionária (a exemplo de residências e indústrias) ou móvel (como no caso do fornecimento de vapor para a movimentação de trens e embarcações) (USEPA, 2008b).

A fonte de calor para uma caldeira é a combustão de qualquer tipo de combustível, como madeira, carvão, petróleo ou gás natural. Ademais, os gases de exaustão de outros processos, como as turbinas e motores de combustão interna, podem ser utilizados como fonte de energia térmica para as caldeiras. A utilização do biogás, em substituição a um combustível convencional, como o gás natural, óleo combustível ou carvão, em caldeiras é uma prática conhecida e com histórico de sucesso nos EUA há mais de 25 anos. A energia produzida por caldeiras alimentadas com biogás de aterros sanitários varia de 2 kJ.h^{-1} a $160.000 \text{ MJ.h}^{-1}$ (USEPA, 2008b).

Algumas considerações devem ser feitas para a combustão direta do biogás em caldeiras, a fim de assegurar o funcionamento adequado do sistema. A queima do biogás é similar à queima de um gás natural diluído. Se o combustível é uma mistura de gás natural e biogás, são necessárias pequenas adaptações na caldeira. Ao contrário, se o biogás é o combustível predominante ou o único combustível, são necessárias maiores modificações para se compensar o menor conteúdo energético do biogás, em comparação ao gás natural. Como o biogás apresenta um valor calorífico inferior ao do gás natural, o volume de biogás utilizado na caldeira será maior que o gás natural. Com isso, haverá a necessidade de modificação do sistema de alimentação e de queima de combustível na caldeira, de modo a possibilitar o processamento de uma vazão maior de gás e garantir um valor calorífico equivalente ao do gás natural. Todavia, tais adaptações não interferem significativamente no projeto e na operação dos componentes da caldeira (USEPA, 2008b).

Na Figura 4-14 são apresentados dois tipos de caldeiras que podem ser adaptadas para utilizar biogás como combustível.

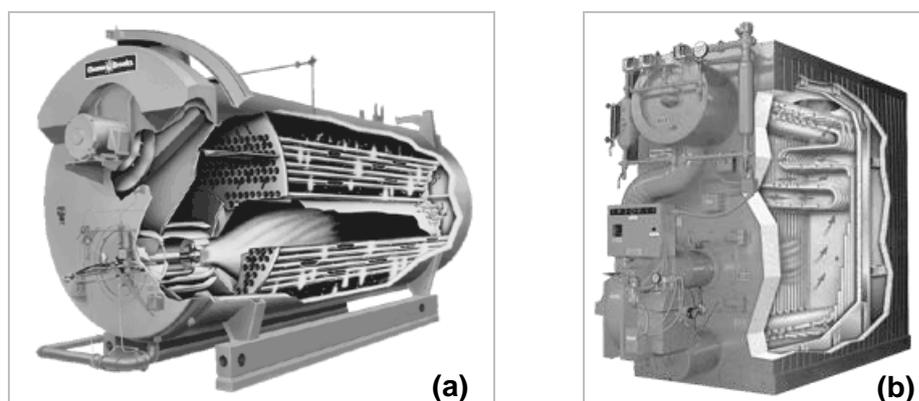


Figura 4-14: Exemplos de caldeiras que podem ser adaptadas para utilizar biogás como combustível: (a) caldeira de tubos de fogo (Firetube Promethean – Modelo CB-LE – Cleaver Brooks); (b) caldeira de tubos de água (Flexibe watertube – Modelo FLX – Cleaver Brooks)

A corrosão devido à umidade e ao ácido sulfídrico é outro problema nas caldeiras que usam o biogás como combustível. O revestimento do pré-aquecedor e da chaminé com material anticorrosivo ou a substituição por materiais resistentes à corrosão (ex.: aço inoxidável), o controle da temperatura dos gases de exaustão e a circulação adequada da água podem reduzir os efeitos corrosivos. Os níveis de umidade do biogás devem ser controlados com a instalação de purgadores e linhas de condensado para impedir danos aos equipamentos e problemas operacionais nas caldeiras. A instabilidade da chama, decorrente das flutuações na vazão de biogás, pode ser controlada com a instalação de sensores ultravioleta que monitoram a chama impedindo que esta se apague, ou com o uso de um sistema de combustível auxiliar, funcionando como reserva em situações de variação na vazão de biogás (USEPA, 2008b).

4.6.3.2 Secadores térmicos

Embora exista a possibilidade de aplicação da energia térmica em secadores para diferentes propósitos, vislumbra-se, nessa pesquisa, apenas a sua aplicação em secadores térmicos de lodo. São vários os benefícios dessa aplicação, com destaque para a substancial redução de volume e para a inativação dos patógenos, além da própria utilização do lodo seco como combustível. Existem diversos tipos de secadores térmicos atualmente disponíveis no mercado, como os secadores rotativos diretos e indiretos, secadores de esteira diretos, secadores de caçamba diretos com misturadores internos, entre outros. (Figura 4-15). Os secadores térmicos de lodo serão tratados com mais detalhes no item 4.9.

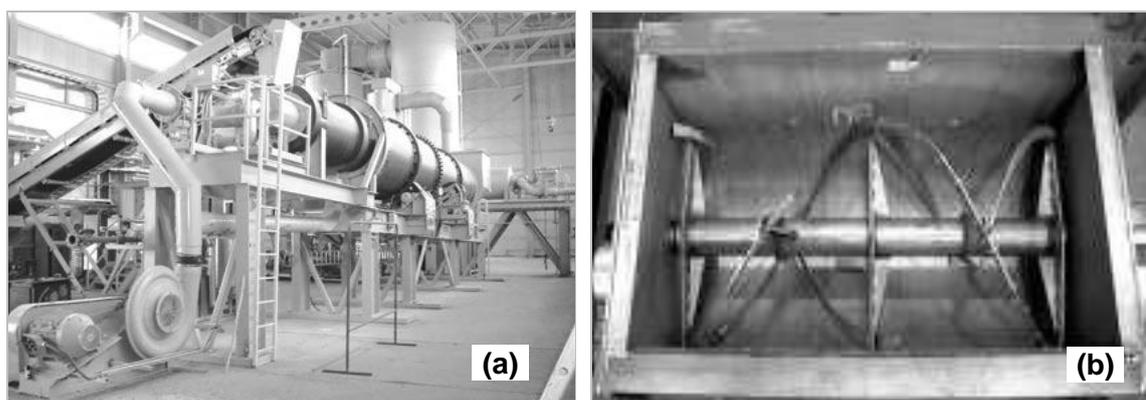


Figura 4-15: Exemplos de secadores térmicos de lodo que podem utilizar biogás como combustível: (a) Secador rotativo – 3TS International; (b) Secador de caçamba com misturador interno – Durco Enviro.

4.6.4 Geração combinada de eletricidade e calor

A cogeração consiste no aproveitamento local do calor residual originado nos processos termodinâmicos de geração de energia elétrica, que de outra forma seria desperdiçado. O aproveitamento pode se dar sob a forma de vapor, água quente e/ou fria, para uma aplicação secundária. Por mais eficiente que seja o processo de transformação da energia de um combustível em energia elétrica, a maior parte da energia contida nesse combustível é transformada em calor e perdida para o meio ambiente. Assim, através da cogeração, é possível aproveitar o calor antes perdido, aumentando a eficiência energética do processo.

Para Salomon e Lora (2009) as principais vantagens da produção de energia elétrica pelo uso do biogás são: (i) geração descentralizada, com a geração de energia próxima da fonte consumidora; (ii) possibilidade de lucro adicional devido à produção de energia e comercialização com companhias energéticas; (iii) redução no consumo de energia pela planta produtora; (iv) potencial de uso de processos para a cogeração de energia; (v) redução das emissões de metano para a atmosfera, gerando créditos de carbono. De acordo com esses autores, o Brasil tem um potencial considerável de geração de eletricidade a partir do biogás obtido pela digestão anaeróbia, que poderia suprir a demanda de energia em locais com altas taxas de produção do mesmo.

Algumas das principais tecnologias disponíveis comercialmente para a cogeração de eletricidade e calor são apresentadas a seguir, quais sejam: motores de combustão interna, turbinas a gás e microturbinas.

4.6.4.1 Motores de combustão interna

Nos motores de combustão interna (MCI), 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. A expansão desses gases possibilita a movimentação dos pistões, ocorrendo então a conversão de pressão em movimento rotacional. Esses equipamentos encontram-se disponíveis no mercado em potências variando entre 5 kW e 5 MW, todavia apresentam maior viabilidade de aplicação em projetos de recuperação de energia acima de 800 kW. Os MCI podem utilizar diversos tipos de combustíveis líquidos ou gasosos tais como óleo diesel, gasolina, gás natural, biogás ou ainda uma mistura deles, aumentando assim a sua flexibilidade. Esses equipamentos apresentam partida rápida, operação estável, elevado potencial de recuperação de calor e são usualmente bastante confiáveis. Ademais, tendem a

ter um custo mais baixo e encontram-se disponíveis em tamanhos menores, mas estão mais sujeitos à corrosão causada pelas espécies ácidas presentes no biogás (USEPA, 2003b).

Existem quatro fontes de liberação de calor em motores de combustão interna que podem ser utilizadas: i) gás de exaustão; ii) água/ar do sistema de arrefecimento do motor; iii) água/ar do sistema de arrefecimento do óleo de lubrificação e iv) resfriamento do ar de sobrealimentação. A recuperação do calor emitido pelo escapamento e pelo sistema de arrefecimento do motor pode produzir água quente ou vapor à baixa pressão, que são apropriados para processos que demandam baixas temperaturas, para o aquecimento de ambientes, para o aquecimento de água e para a movimentação de refrigeradores de absorção (que utilizam calor para movimentar o sistema de resfriamento, ao invés de eletricidade para movimentar um compressor). O gás do sistema de exaustão pode ser utilizado diretamente em processos de secagem. Motores alimentados com gás natural normalmente atingem eficiências globais de 70 a 80% nas aplicações de cogeração de calor e eletricidade. A eficiência de recuperação de energia térmica emitida pelo escapamento e pelo sistema de arrefecimento usualmente representa 60 a 70% da energia disponível no combustível de alimentação (USEPA, 2003b).

Esses equipamentos são divididos em motores de ignição por centelha ou Otto e de ignição por compressão ou Diesel, podendo ser de dois ou quatro tempos. A diferença principal entre os dois tipos de motores está na forma em que ocorre a combustão. Nos motores de ignição por centelha, a mistura ar/combustível é admitida na câmara de combustão e inflamada por meio de uma vela de ignição. Já nos motores de ignição por compressão, o ar é admitido na câmara de combustão e comprimido até uma pressão suficiente para que ocorra a combustão espontânea quando o combustível for injetado (PECORA, 2006). Na Figura 4-16 são ilustrados alguns tipos de motores de combustão interna movidos a biogás disponíveis no mercado.

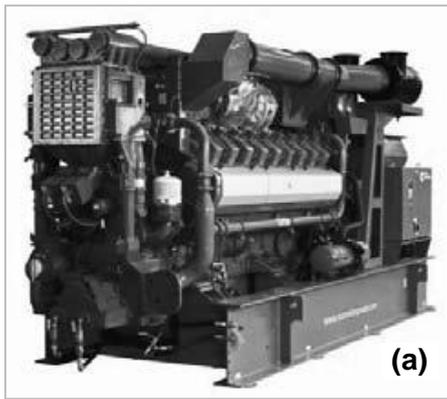


Figura 4-16: Motores de combustão interna movidos a biogás: (a) Série QSV91 – 1.250 a 2.000 kW – Cummins; (b) Jenbacher modelo J320 GS – 3.000 kW – General Electric

4.6.4.2 Turbinas a gás

Esses equipamentos encontram-se disponíveis no mercado com potências entre 500 kW e 250 MW e com maior viabilidade de aplicação em projetos de recuperação de energia acima de 3.000 kW. As turbinas a gás apresentam menos problemas de corrosão, todavia são mais caras que os motores de combustão interna e necessitam de gás com qualidade consistente. O fato de demandarem pressões muito maiores de gás na entrada resulta na necessidade de compressores de gás, com maiores custos de instalação e de operação (USEPA, 2003a).

A turbina a gás tem várias características atraentes, como tamanho compacto, alta flexibilidade, confiabilidade, partida rápida, menor necessidade de mão de obra operacional e melhor desempenho ambiental, em comparação com turbina a vapor e com os motores de combustão interna. No entanto, apresenta baixa eficiência, principalmente em carga parcial, lacuna esta que pode ser superada pela cogeração (GUPTA *et al.*, 2010).

Na Figura 4.17 é apresentado o esquema de funcionamento de uma turbina a gás, onde o fluido de trabalho é comprimido elevando-se a pressão. Este processo não tem nenhum calor adicionado, visto que o compressor, em condições ideais, opera em regime adiabático, fazendo com que o trabalho de compressão aumente a temperatura do ar. Este então entra na câmara de combustão e, em contato com o combustível, reage, iniciando o processo de queima. Os gases resultantes da combustão, à elevada temperatura, expandem-se na turbina gerando energia mecânica, além de acionar o compressor. O trabalho útil produzido é calculado pela diferença entre o trabalho da turbina e o consumido pelo compressor.

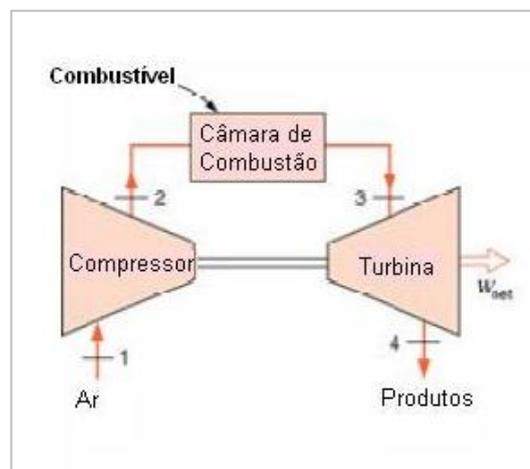


Figura 4-17: Esquema de funcionamento de uma de turbina a gás
 Fonte: MORAN e SHAPIRO (2002)

Nas turbinas a gás, o combustível é fornecido na câmara de combustão a uma pressão bastante elevada (entre 6 e 11 atm), onde é queimado juntamente com o ar. A liberação de calor provoca a expansão dos gases, que, por sua vez, movimentam a turbina e esta o gerador, produzindo energia. Na produção combinada de eletricidade e calor, as turbinas a gás são equipadas com uma unidade de recuperação de calor dos gases de exaustão, para conversão em energia térmica.

4.6.4.3 Microturbinas

Nessa tecnologia, o compressor comprime o ar para dentro da câmara de combustão, na qual se forma uma mistura de ar comprimido e combustível que alimenta um processo de combustão contínua. Os gases aquecidos e em alta pressão são então expandidos através das pás de uma turbina, fazendo com que esta gire em alta velocidade. Como a turbina de expansão é montada no mesmo eixo do compressor e do gerador elétrico, quando o ciclo se completa a turbina é responsável por fornecer a energia necessária para girar o compressor e o gerador elétrico (COSTA, 2006; CORTEZ *et al.*, 2008).

O combustível entra na câmara de combustão a uma pressão da ordem de 4 a 6 atm, onde é queimado juntamente com o ar. A liberação de calor provoca a expansão dos gases, que, por sua vez, movimentam o gerador, produzindo energia. A utilização do gás de exaustão para promover o pré-aquecimento do ar de combustão proporciona o aumento da eficiência global do sistema. Esses equipamentos encontram-se disponíveis no mercado com potências entre 30 e 1000 kW (USEPA, 2002).

O pequeno porte destes sistemas aumenta a flexibilidade operacional, possibilitando a geração de energia em pequenas localidades, o que amplia o espectro de localidades com potencial para a recuperação de biogás. Outra vantagem desta tecnologia é a redução nas emissões, principalmente de óxidos de nitrogênio, quando comparadas com os motores de combustão interna e turbinas de maior porte. As emissões das microturbinas situam-se abaixo de 9 ppm, enquanto que para turbinas a gás elas são de 50 ppm e, para motores de combustão interna podem atingir até 3.000 ppm. O problema deste tipo de tecnologia para pequenas potências é o preço elevado, em função da ainda pequena escala de produção (PILAVACHI, 2002). As Figuras 4.18 e 4.19 apresentam o sistema de uma microturbina.

O projeto Energ-Biog, instalado na SABESP (Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo), em Barueri/SP, teve como objetivo uma avaliação comparativa da geração de energia elétrica a partir do biogás, utilizando uma microturbina e um motor ciclo Otto, ambos de 30 kW. Os resultados desse projeto indicaram que a microturbina consome uma maior quantidade de biogás por kWh gerado ($0,64 \text{ m}^3.\text{kWh}^{-1}$) quando comparada com o motor ciclo Otto ($0,49 \text{ m}^3.\text{kWh}^{-1}$). O custo de geração utilizando-se as microturbinas também foi maior quando comparado aos motores ciclo Otto. Quando avaliado os aspectos ambientais, as análises dos gases de exaustão da microturbina indicaram emissões de NOx da ordem de 1 ppm, levando-se em conta que o fabricante do equipamento (Capstone) garante uma taxa de emissão de NOx inferior a 9 ppm (COSTA, 2006; CENBIO, 2005).

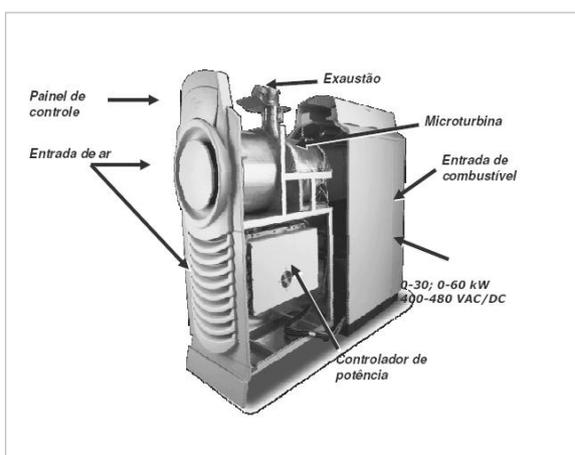


Figura 4-18: Componentes do sistema de uma microturbina
Fonte: PECORA (2006)

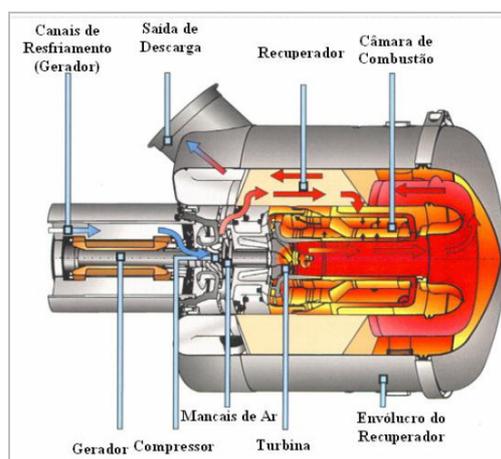


Figura 4-19: Interior da microturbina Capstone
Fonte: COSTA (2006)

4.7 Requisitos de tratamento do biogás para diferentes tipos de uso

O estudo da viabilidade de emprego do biogás normalmente se inicia pela avaliação da equivalência energética entre o biogás e o combustível a ser substituído. Na escolha da tecnologia de conversão, além do poder calorífico, da produção e composição do biogás, é necessário que se observem outras propriedades como pressão, presença de umidade, contaminantes, gases inertes e gases ácidos, estes últimos responsáveis por corrosão precoce dos equipamentos e emissões indesejadas de poluentes. Tais considerações contribuem para uma previsão adequada das adaptações necessárias ao emprego do biogás, quer seja como único recurso energético ou como combustível complementar.

Qualquer que seja o uso pretendido para o biogás, haverá sempre a necessidade de algum tipo de tratamento. Esse requisito poderá ser mínimo, a exemplo da simples remoção de condensado, no caso de usos menos nobres como a combustão direta; como bastante completo, quando se almeja a injeção na linha de gás natural ou a utilização como combustível veicular (CHERNICHARO e STUETZ, 2008b).

Embora simples, a remoção de condensado se caracteriza como uma etapa importante em qualquer sistema de coleta de biogás. O condensado se forma quando o gás retirado do interior do reator se encontra em temperatura superior à do interior do sistema de coleta, devido ao seu resfriamento ao longo da tubulação de transporte. Se o condensado não for removido, este pode bloquear o sistema de coleta e interromper o processo de recuperação de energia. O controle de condensado se inicia já no início do sistema de coleta de biogás, a partir da utilização de declividades adequadas para as tubulações, de modo a permitir a drenagem do condensado, seja para o interior do reator ou para pontos de purga (USEPA, 1996).

Como mencionado anteriormente, quando o objetivo do tratamento é a obtenção de uma qualidade que possibilite a injeção na linha de gás natural, devem ser removidos todos os compostos prejudiciais, a exemplo do H_2S , CO_2 e N_2 . Embora, o dióxido de carbono e o nitrogênio sejam gases inertes, devem ser removidos por que reduzem o valor calorífico do biogás (BARBOSA e STUETZ, 2005).

O sulfeto de hidrogênio é altamente corrosivo a equipamentos, como caldeiras, tubulações e peças de motores. Segundo Holm-Nielsen *et al.* (2009), o conteúdo de H_2S no biogás, em níveis superiores a 300-500 ppm, podem causar danos as técnicas de conversão energética. A

remoção de H₂S é ainda necessária devido a problemas de poluição atmosférica, uma vez que a sua queima pode resultar na formação de dióxido de enxofre (SO₂), aumentando o potencial de chuvas ácidas (SMET e van LANGENHOVE, 1998). É importante ressaltar que dependendo do teor de H₂S no biogás, essas emissões são menores que aquelas observadas para óleos combustíveis.

Um resumo dos níveis de tratamento requeridos para os diferentes tipos de uso do biogás é apresentado na Tabela 4-11.

Tabela 4-11: Níveis de tratamento requerido para diferentes tipos de uso do biogás

Tipo de uso do biogás	Nível de tratamento			Outros requisitos
	Remoção de água	Remoção de H ₂ S	Remoção de CO ₂	
Combustão direta (queimadores abertos e fechados)	Tratamento parcial	Nenhum a tratamento parcial (H ₂ S < 5 ppmv no caso de queimadores fechados**)	Nenhum tratamento	De-foaming (controle de espuma) Compressão* Temperatura ≥ 900°C** Tempo de residência ≥ 0.3s** Hidrocarbonetos ≤ 150 mg/m ³ **
Uso direto para geração de calor (ex. combustível para caldeiras e aquecedores)	Tratamento parcial	Nenhum a tratamento completo	Nenhum tratamento	-
Cogeração de eletricidade e calor a partir de motores de combustão interna	Tratamento parcial a completo	Tratamento parcial a completo***	Nenhum a tratamento completo	-
Cogeração de eletricidade e calor a partir de turbinas e microturbinas	-	Turbina (H ₂ S < 10000 ppmv)*** Microturbina (H ₂ S < 50ppmv)***	-	Pressão do combustível nas microturbinas: 345-552kPa
Injeção na rede de gás natural	Tratamento completo (umidade < 70-80%)	Tratamento completo (H ₂ S < 5 mg/m ³)	Tratamento completo (CH ₄ ≥ 95%)	Compressão: 60-70 bar ****
Motores a gás (ex.: combustível veicular)	Tratamento completo (umidade < 70-80%)	Tratamento completo (H ₂ S < 1000-2000 mg/m ³)	Tratamento completo	Compressão: 200 bar Teor energético: 13-21 MJ/m ³

* Pode ser necessário se a pressão do biogás for muito baixa

** Requisitos da Norma Holandesa de Emissões (NER 3.5/90.1). Nos queimadores abertos não há como determinar temperatura e tempo de residência.

*** Variável de acordo com a demanda dos fabricantes das tecnologias de conversão energética.

**** Variável dependendo da rede de gás natural

Fonte: adaptado de NYNS e THOMAS (1998) e AD-NETT (2000) *apud* NOYOLA *et al.* (2006); CHAMBERS e POTTER (2000); CAPSTONE TURBINE Co. (2006).

Embora vários métodos estejam disponíveis para a remoção de compostos sulfurados presentes no biogás, nem todos são apropriados para a remoção seletiva do H₂S e de outros compostos de enxofre, sem que removam, também, o metano (BARBOSA e STUETZ, 2005). As concentrações de H₂S encontradas em estações de tratamento de esgoto podem variar bastante, a depender do tipo de esgoto e dos processos de tratamento envolvidos.

O custo do tratamento do biogás dependerá do requisito de pureza da aplicação que se pretende, sendo o custo de um filtro de gás, para remover condensados visando à produção de

energia, consideravelmente inferior ao custo da remoção de dióxido de carbono e outros constituintes, para o caso de injeção na linha de gás natural ou para conversão em combustível veicular (USEPA, 1996).

4.8 Gerenciamento do lodo de esgoto

A produção de lodo vem sofrendo um considerável incremento em decorrência da ampliação dos serviços de coleta e tratamento de esgoto. Paralelamente a esse aumento, as legislações ambientais vêm se tornando mais exigentes na qualidade dos biossólidos, em relação a seus potenciais impactos ambientais, o que leva a adoção de sistemas de gerenciamento mais eficazes. Muitos países já reconheceram que a disposição em aterros sanitários não é a prática de gerenciamento mais eficiente, apresentando a cada dia maiores custos em função das maiores distâncias e do atendimento às crescentes restrições ambientais. A reciclagem é o processo que apresenta as maiores perspectivas de evolução em todo o mundo, pois se trata da alternativa mais econômica e ambientalmente mais adequada. Esta opção de disposição final deve ser compreendida como a produção de um insumo de boa qualidade para a agricultura. Como os requisitos de qualidade e a segurança ambiental têm sido cada vez mais restritos, há uma tendência no aumento dos custos para estas práticas (ANDREOLI *et al.*, 2001).

No Brasil, embora também tenha se verificado um aumento da produção de lodo devido ao maior número de ETE, o gerenciamento desse subproduto muitas vezes ainda é negligenciado. O gerenciamento do lodo é uma atividade de grande complexidade e alto custo, que se for mal executada pode comprometer parcialmente os benefícios ambientais e sanitários de todo o sistema de esgotamento sanitário. O volume de lodo gerado em uma estação de tratamento de esgoto representa, aproximadamente, 1% a 2% do volume de esgoto tratado, porém o custo do tratamento e disposição final desse subproduto pode atingir 20% a 60% do custo operacional da estação (ANDREOLI *et al.*, 2001).

O estudo e escolha de alternativas mais interessantes do ponto de vista do gerenciamento de lodo podem garantir a autossuficiência energética da ETE (Houdkova *et al.*, 2008). A sustentabilidade energética é um dos principais pontos a ser desenvolvido no futuro das ETE, com especial destaque para o uso do lodo, principal subproduto dos processos de tratamento, e insumo para a produção de energia. Destaca-se a mudança de paradigma para o destino final do lodo seco, onde o material caracterizado, até então, como um resíduo passível de aterramento, passa a ser avaliado como uma fonte de energia após o seu tratamento dentro das

etapas de gerenciamento do lodo (COURTAUD *et al.*, 2010). De acordo com Khiari (2004) *apud* Fytili e Zabaniotou (2008), as principais limitações no emprego de processos térmicos para o gerenciamento do lodo estão relacionadas à elevada quantidade de energia necessária para a remoção da parcela líquida, grandes investimentos e equipamentos de controle de emissões gasosas.

Os lodos gerados em estações de tratamento de esgoto apresentam características distintas em função da qualidade do esgoto bruto, do processo de tratamento da fase líquida e de tratamento do próprio lodo. Já a quantidade de lodo produzida está intrinsecamente ligada ao tipo de tratamento de esgoto e a carga de DQO aplicada ao sistema. Dentre as características do lodo que estão relacionadas à sua utilização ou disposição, destacam-se o teor de umidade presente no lodo e os contaminantes.

Algumas características importantes dos lodos excedentes dos reatores UASB são como a seguir (CHERNICHARO, 2007):

- Elevado grau de estabilização, devido ao elevado tempo de residência celular, o que possibilita o seu encaminhamento a unidades de desidratação, sem a necessidade de etapas prévias de digestão (estabilização).
- Elevada concentração, usualmente da ordem de 3 a 6%, possibilitando o descarte de menores volumes de lodo.
- Facilidade de desidratação.
- Possibilidade de utilização do lodo seco como fertilizante na agricultura e na recuperação de áreas degradadas, desde que tomados os cuidados necessários devido à presença de patógenos.

Em decorrência da baixa produção e das elevadas concentrações de lodo no reator UASB, os volumes descartados são muito inferiores aos verificados nos processos aeróbios. De qualquer forma, o descarte do lodo excedente deve ser feito periodicamente, caso contrário, seu acúmulo no interior do reator poderá provocar a perda excessiva de sólidos para o compartimento de decantação e, posteriormente, juntamente com o efluente líquido. Com isso, ocorrerá a deterioração da qualidade do efluente do reator UASB, devido à presença de matéria orgânica particulada.

O lodo descartado dos reatores UASB, embora já se encontre estabilizado, ainda necessita das etapas de desidratação e, eventualmente, de higienização em caso de uso agrícola. A desidratação objetiva a redução do volume e, conseqüentemente, dos custos com transporte e disposição final. Estes custos estão intrinsecamente ligados ao teor de sólidos do lodo, já que quanto maior esse teor, menor o volume de lodo a ser transportado.

Os processos de desidratação podem ser classificados em mecanizados e naturais. Os processos naturais são simples e requerem poucos investimentos, mas em contrapartida demandam grandes áreas e têm a eficiência intrinsecamente dependente das condições climáticas. Os processos mecanizados necessitam de pequenas áreas e têm capacidade de processar grandes volumes de lodo, porém, os custos de implantação, operação e manutenção, associadas à complexidade operacional, geralmente inviabilizam seu emprego em pequenas comunidades. No Brasil, os principais processos utilizados para a desidratação natural são os leitos de secagem e para a desidratação mecânica, os filtros-prensa e as centrífugas.

A legislação ambiental internacional, no que se refere ao gerenciamento de lodo, vem se desenvolvendo rapidamente nos últimos anos. As tendências atuais para a disposição do lodo incluem a utilização segura de nutrientes e matéria orgânica na agricultura, a redução dos custos energéticos e a desinfecção do lodo (WEISZ *et al.*, 2000). Embora mais exigentes, as agências ambientais têm incentivado o emprego agrícola do lodo, devendo para isso apresentar características adequadas a esta finalidade. Uma destas exigências trata-se da higienização do lodo, de forma a reduzir a quantidade de microrganismos patogênicos a níveis aceitáveis. Para alcançar esse objetivo, têm-se aplicado a higienização com cal (caleação) ou a secagem e higienização térmica. Embora as dosagens, os equipamentos de mistura e os períodos de maturação já estejam bem estabelecidos no caso da utilização de cal, os procedimentos e as análises de custos para a secagem e higienização térmica se encontram apenas parcialmente estabelecidos.

4.8.1 Teor de umidade presente no lodo

A quantidade de água presente no lodo influi em suas características físicas e, conseqüentemente, em seu manuseio, volume e disposição final. As propriedades mecânicas do lodo estão diretamente relacionadas com seu teor de umidade, e esta por sua vez tem uma relação direta com o teor de sólido.

van Haandel e Lettinga (1994) definem cinco categorias de lodo: (i) lodo fluído – teor de umidade entre 100% e 75%; (ii) torta semi-sólido – teor de umidade entre 75% e 65%; (iii) sólido duro – teor de umidade entre 65% e 40%; (iv) lodo em grânulos – teor de umidade entre 40% e 15%;(v) lodo desintegrado em pó fino – teor de umidade entre 0% e 15%.

Além das propriedades mecânicas do lodo, o teor de umidade influencia em seu volume e, conseqüentemente, no seu transporte e destinação final. A Figura 4-20 apresenta as curvas de volumes relativos para diferentes teores iniciais de sólidos. Observa-se que um lodo com teor inicial de sólidos de 4% (96% de umidade), ao ser desidratado para 20% de sólidos (80% de umidade), terá o volume relativo reduzido de 1,0 para 0,2 ($1,0 \times 4/20$), passando a ter 20% do volume inicial.

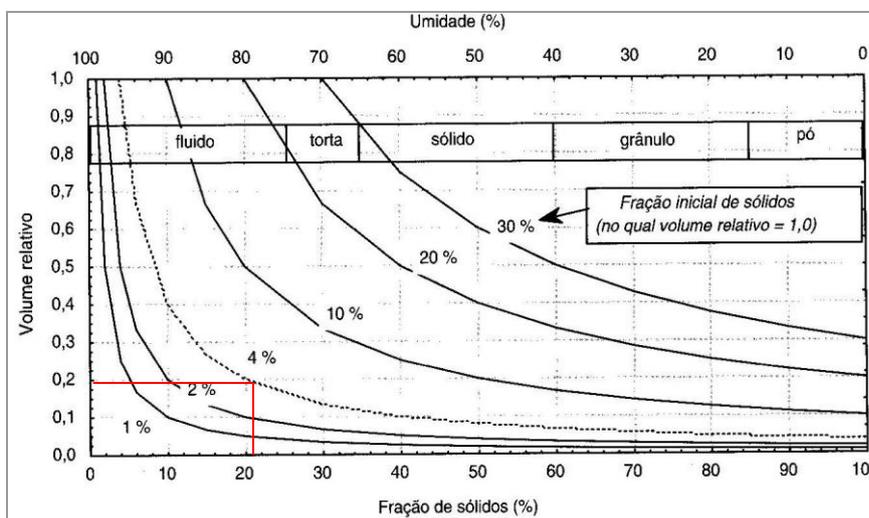


Figura 4-20: Relação entre o volume de lodo e a fração de sólidos ou umidade
Fonte: ANDREOLI *et al.* (2001)

O lodo apresenta quatro categorias de água, definidas de acordo com a força de ligação entre as partículas de água e de sólido (ANDREOLI *et al.*, 2001; VAXELAIRE e CÉZAC, 2004; CHEN *et al.*, 2006):

- *Água livre:* água que não está associada às partículas de sólidos e pode ser facilmente separada por gravidade (70 a 75% do total de umidade).
- *Água intersticial:* água presa nos interstícios dos flocos, caracterizada pela baixa energia de ligação entre as partículas sólidas e líquidas. Estas partículas estão unidas fisicamente por forças capilares e podem se tornar água livre se o floco for destruído (20 a 25% do total de umidade).

- *Água vicinal ou superficial*: água presa à superfície das partículas por adsorção e adesão. Pode ser removida por força mecânica ou pelo uso de floculantes (1% do total de umidade).
- *Água de hidratação ou intracelular*: água ligada quimicamente às partículas de sólido. Este tipo de água só pode ser removido por forças térmicas que promovam uma mudança no estado de agregação da água (1% do total de umidade).

A Figura 4-21 ilustra a distribuição típica da água no lodo.

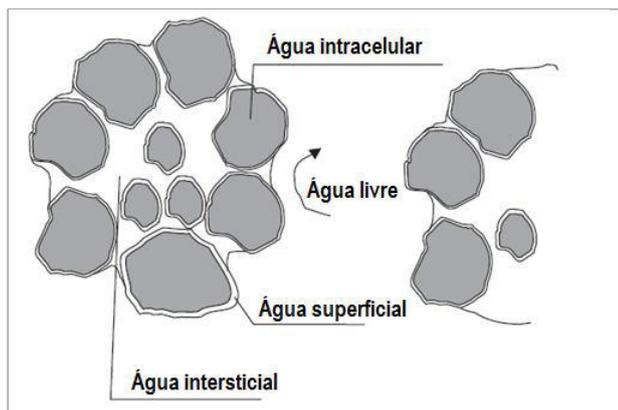


Figura 4-21: Distribuição típica da água no lodo de esgoto
Fonte: CHEN *et al.* (2006)

A Figura 4-22 apresenta uma relação entre volume e tipos de água. Observa-se que quando o teor de sólidos é muito baixo, uma pequena variação deste implica em grande diminuição do volume total.

Observa-se que um volume inicial de lodo de 1000L com 95% de umidade pode ser reduzido para 333L quando alcança 85% de umidade, como resultado da remoção de água livre por adensamento. A água imobilizada é então removida, por desidratação mecânica, resultando em um volume final de 125L com 60% de umidade.

A redução de água resulta numa considerável redução de volume de lodo a ser manuseado. Lodos que passam de 95 para 90% de umidade, reduzem aproximadamente 50% de volume. Essa redução inicial é facilmente alcançada, pois a água removida é a água livre. Após a remoção desta, uma grande quantidade de energia é necessária para remover a água imobilizada, pois esta tem grande força atrativa com as partículas sólidas (SMOLLEN, 1988).

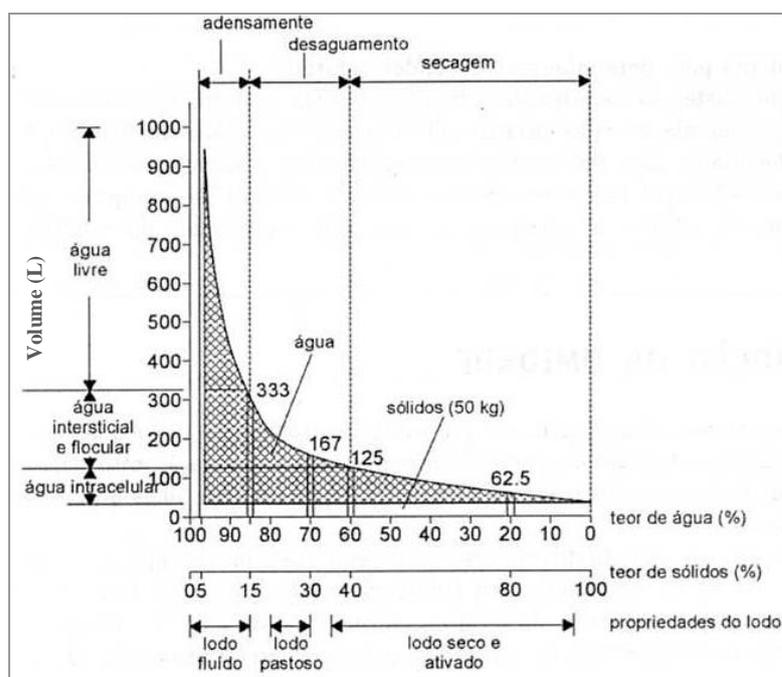


Figura 4-22: Variação do volume de lodo em função do tipo de água
 Fonte: FERREIRA e ANDREOLI (1999)

Pela Equação 4.15, que permite calcular a produção volumétrica de lodo em um sistema, pode-se perceber a relação inversa que existe entre a concentração de sólidos e o volume de lodo, sendo que o aumento da concentração de sólidos acarreta em uma diminuição do volume de mesma magnitude. Ressalta-se que essa relação é aplicável apenas à água livre, de mais fácil remoção.

$$V_{\text{lodo}} = \frac{M_{\text{lodo}}}{\gamma \times C} \quad (4-15)$$

na qual:

M_{lodo} = massa diária de lodo produzida ($\text{kg} \cdot \text{d}^{-1}$)

V_{lodo} = produção volumétrica de lodo ($\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$)

γ = densidade do lodo ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$)

C = concentração do lodo (%) ($\text{kgSST} \cdot \text{kg}^{-1}$)

A densidade do lodo, na maior parte do seu processamento, é bem próxima à da água. Valores usuais situam-se entre 1,02 a 1,03 (1020 a $1030 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$) para o lodo líquido, durante seu tratamento, e entre 1,05 a 1,08 (1050 a $1080 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$) para o lodo desidratado, a seguir para a disposição final (von SPERLING, 2005).

4.8.2 Indicadores de contaminação de lodos por microrganismos patogênicos e higienização térmica

Alguns componentes das águas residuárias, ao passarem pelo sistema de tratamento, concentram-se em proporções variáveis no lodo. Vários componentes orgânicos e minerais conferem características fertilizantes ao lodo. Da mesma forma, outros componentes, pelo seu risco ambiental e sanitário, são indesejáveis, como por exemplo, metais, poluentes orgânicos variados e os microrganismos patogênicos. O esgoto exclusivamente residencial apresenta baixos teores de metais pesados, o que não implica em qualquer risco sanitário ou ambiental. Já a presença de contaminantes químicos está diretamente ligada ao recebimento de efluentes industriais e comerciais na rede coletora. Desta forma, o principal problema com o lodo oriundo de estações de tratamento de esgoto doméstico é a questão dos patógenos.

Os organismos patogênicos que mais comumente são encontrados no lodo de esgoto são bactérias, vírus, protozoários e helmintos. Dentre os helmintos, a *Taenia solium* e o *Ascaris lumbricoides* merecem ênfase. O primeiro por estar associado a uma zoonose de alta incidência na América e o segundo por ser o parasita que tem maior incidência na população brasileira, podendo variar de 2% a 80% de acordo com a região e a classe social da população (ANDREOLI *et al.*, 2001). Os ovos de helmintos são considerados ótimos indicadores para avaliação da patogenicidade, pois possuem uma alta capacidade de sobreviver em condições adversas, podendo continuar viáveis por um período de até sete anos no solo (USEPA, 1992).

De acordo com Andreoli (2001), os principais fatores físicos limitantes à sobrevivência dos helmintos são a temperatura, a luz, o oxigênio e a umidade. No que se refere à temperatura, a eficácia desta sobre os helmintos deve-se ao fato de que ela age sobre as enzimas componentes dos microrganismos, principalmente a albumina, diminuindo ou anulando totalmente a capacidade funcional das mesmas, uma vez que a estrutura das proteínas é modificada pelo efeito térmico. A higienização do lodo através do tratamento térmico combina duas variáveis de controle: tempo de exposição e temperatura.

Rudolfs *et al.* (1951) *apud* Godinho (2003) conduziram um experimento em laboratório, onde tubos contendo uma solução de ovos de *Ascaris suum* foram imersos em água quente, a temperaturas de 45°, 50°, 60° e 65 °C e tempos de exposição variando entre 3 e 120 min. Estes autores verificaram que os ovos não foram afetados quando expostos à temperatura de 45 °C, após 2 horas. Foi observado, a 50 °C e tempo de exposição de 30 minutos, um “retardamento” no desenvolvimento dos ovos, que aumentava à medida que o tempo de

exposição aumentava, e após 2 horas de exposição a 50 °C, 80% dos ovos foram incapazes de iniciar seu desenvolvimento em 10 dias, sendo assim considerados “mortos”. Já nas temperaturas de 55 ° e 60 °C todos os ovos foram “mortos” dentro de 10 minutos e a 65 °C a morte ocorria dentro de 3 minutos.

Barnard *et al.* (1987) *apud* Godinho (2003) verificaram a “morte” de 100% de ovos de *Ascaris* sp com as seguintes combinações de tempo e temperatura: 55 °C a 6,5 minutos de aquecimento; 52 °C e 47 minutos de aquecimento e 50 °C com 4,8 horas de aquecimento. Confirmando-se que temperaturas menores requeriam maior tempo de exposição para inviabilizar ovos de *Ascaris* sp.

Andreoli *et al.* (2000), avaliando o emprego do biogás como fonte de energia calorífica para injeção de calor em leitos de secagem cobertos com estufas plásticas objetivando a higienização do lodo anaeróbio, concluíram que as relações entre temperatura e tempo de exposição, de 50°C por um período de 48 horas, 60°C por um período de 6 horas e 80°C por um período de 5 minutos, mostraram-se eficientes na redução do número de ovos de helmintos viáveis, a níveis aceitáveis.

Gantzer *et al.* (2001) estudando diferentes tipos de tratamento que visavam alcançar um nível de sanitização do lodo compatível com os valores determinados pela legislação francesa para uso na agricultura, encontrou que processos que utilizam temperaturas mesofílicas (até 37 °C) não foram eficientes para eliminar ovos viáveis de nematóides, porém, nos tratamentos conduzidos sob condições termofílicas, onde as temperaturas alcançaram valores acima de 48°C, nenhum ovo viável foi detectado.

Borges (2004), em sua unidade de tratamento térmico do lodo excedente dos reatores UASB utilizando o biogás como fonte de energia, obteve 100% de eliminação/inativação de microrganismos patogênicos, especificamente ovos de *Ascaris lumbricoides*, para as seguintes combinações de tempos e temperatura de ensaios: escala piloto (20 min e 70°C; 24 min e 63°C; 2h e 54°C;) e escala de demonstração (5h e 67°C). Os resultados alcançados, tanto no aparato experimental em escala piloto quanto em escala de demonstração, indicaram que ovos de *Ascaris lumbricoides* podem ser inativados em variadas combinações entre os parâmetros temperatura e tempo de exposição, particularmente trabalhando-se a temperaturas superiores a 50°C.

A partir do exposto e mesmo com as variações dos resultados observados nos estudos devido a diferenças metodológicas, percebe-se que a inativação de ovos de helmintos presentes no lodo de esgoto pode ser realizada a partir do tratamento térmico, variando-se os parâmetros temperatura e tempo de exposição. Portanto, após higienização, a qual deve ser verificada a partir de análises parasitológicas, o lodo tratado poderá ser manuseado de maneira segura, podendo ser enviado para aplicação no solo.

Alguns países possuem legislação que definem os critérios para uso agrícola. A Agência de Proteção Ambiental Americana (USEPA) adotou duas classes de qualidade microbiológica de lodo: classe A e classe B. O primeiro permite o uso de modo irrestrito e o segundo possui algumas restrições e recomendações para sua utilização na agricultura. A Tabela 4-12 apresenta os limites permissíveis de patógenos nos lodos de esgoto possíveis de serem empregados na reciclagem agrícola, segundo critérios estabelecidos pela USEPA.

Tabela 4-12: Limites de patógenos no lodo, segundo a USEPA

Parâmetro	Classe A	Classe B
Helmintos (contagem de ovos viáveis)	<0,25 ovo.gMS ⁻¹	Não especificado
Coliformes termotolerantes	<10 ³ NMP.gMS ⁻¹	< 10 ⁶ NMP.gMS ⁻¹ em 7 amostras por duas semanas

Fonte: USEPA, 2002

A resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) nº 375/2006 define os critérios e procedimentos para o uso agrícola de lodos gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, sendo adotados os mesmos limites de patógenos no lodo apresentados na Tabela 4-12 (BRASIL, 2006).

4.9 Secagem térmica de lodo

4.9.1 Generalidades

Secagem térmica é um processo de remoção de substâncias voláteis (umidade) de um material sólido ou líquido, devido à existência de diferentes gradientes de umidade e de temperatura entre o meio do qual a umidade é removida e o meio para o qual é transferida (MUJUMDAR, 2006).

A secagem térmica do lodo promove a redução da umidade através da evaporação da água e a destruição dos organismos patogênicos, sendo removida apenas a água e mantidos praticamente inalterados os sólidos totais. A preservação da matéria orgânica, associada à eliminação dos organismos patogênicos, constitui-se em um aspecto de fundamental

importância quando o lodo (biossólido) vai ser utilizado na agricultura. Os principais benefícios da secagem térmica do lodo são (ANDREOLI *et al.*, 2001):

- Redução do volume de lodo e, conseqüentemente, dos custos de transporte e disposição final.
- Produto estabilizado facilmente estocado, manuseado e transportado.
- Produto final praticamente livre de patógenos.
- Preservação das propriedades agrícolas do lodo.

Segundo Perry e Green (1997) e Mujumdar (2006), como condição geral para a secagem térmica, dois processos fundamentais devem ocorrer simultaneamente: (i) transferência de calor para evaporação do líquido e (ii) transferência de massa como líquido ou vapor dentro dos sólidos e como vapor pela superfície.

Quanto ao processo de transferência de calor, os secadores térmicos podem ser classificados em diretos ou indiretos, sendo o resumo das suas características apresentado na Tabela 4-13.

Tabela 4-13: Características dos secadores diretos e indiretos

Secadores diretos	Secadores indiretos
<ul style="list-style-type: none"> • Contato direto dos gases quentes com os sólidos, para aquecê-los e remover a água neles presente. • As temperaturas de secagem podem atingir 750°C. • Nas temperaturas do gás abaixo do ponto de ebulição, o teor de vapor no gás influencia a velocidade de secagem e o teor final de umidade no sólido. Com as temperaturas do gás acima do ponto de ebulição, o teor de vapor do gás tem um pequeno efeito retardador sobre a velocidade de secagem e o teor final de umidade. • Quanto mais baixo for o teor final de umidade, maior será o consumo de combustível por m³ evaporado. • A eficiência aumenta com o aumento da temperatura do gás afluente. • Devido à necessidade de grandes volumes de gás para fornecer todo o calor, o equipamento de coleta de poeira pode ser muito grande e caro quando se operam sólidos em pequenas partículas. 	<ul style="list-style-type: none"> • O calor é transferido ao material úmido mediante a condução numa parede metálica. • As temperaturas das superfícies podem ultrapassar 540°C, no caso dos secadores aquecidos pelos produtos de combustão. • São convenientes para secar sob pressão reduzida e em atmosferas inertes, com o objetivo de permitir a recuperação de solventes e impedir a ocorrência de misturas explosivas ou a oxidação de materiais que se decompõem com facilidade. • A recuperação de poeira e de material pulverulento pode ser efetuada muito mais satisfatoriamente. • O fato de não ocorrer o contato direto do meio de secagem e o lodo, constitui uma vantagem quanto à geração de gases e odores.

Fonte: PERRY e GREEN (1997)

Nos secadores diretos, a transferência de calor é realizada por convecção, através do contato direto do lodo com o meio de secagem (ar quente, gases de combustão ou vapor aquecido), que serve como fonte de calor para a remoção de umidade (Figura 4-23a). Devido ao contato direto entre o lodo e o meio de secagem, a taxa de transferência de calor é mais alta. O fluxo

de calor por convecção pode ser determinado pela Equação 4-16. Uma vez que as condições do escoamento variam de ponto a ponto na superfície, tanto o fluxo de calor como o coeficiente de transferência de calor por convecção também variam ao longo da superfície. Definindo um coeficiente médio de transferência de calor por convecção para toda a superfície, a taxa total de transferência de calor pode ser expressa pela Equação 4-17. (INCROPERA e DeWITT, 1998).

$$q''_{conv} = h \times (T_{sup} - T_{\infty}) \quad (4-16)$$

$$q_{conv} = \bar{h} \times A_{sup} (T_{sup} - T_{\infty}) \quad (4-17)$$

na qual:

q''_{conv} = fluxo de calor por convecção ($W.m^{-2}$)

h = coeficiente de transferência de calor por convecção ($W.m^{-2}.K^{-1}$)

T_{sup} = temperatura da superfície (K)

T_{∞} = temperatura do fluido (K)

q_{conv} = taxa de transferência de calor por convecção (W)

\bar{h} = coeficiente médio de transferência de calor por convecção para toda a superfície ($W.m^{-2}.K^{-1}$)

A = área da superfície (m^2)

Nos secadores indiretos, a transferência de calor ocorre por condução, através de uma parede metálica que separa o lodo do meio de secagem (ar quente, vapor ou óleo térmico) (Figura 4-23b). O fluxo de calor por condução pode ser determinado pela Equação 4-18 e a taxa de transferência de calor por condução através de uma parede plana de determinada área pode ser determinada pela Equação 4-19 (INCROPERA e DeWITT, 1998).

$$q''_{cond} = k \times \frac{\Delta T}{L} \quad (4-18)$$

$$q_{cond} = q''_{cond} \times A \quad (4-19)$$

na qual:

q''_{cond} = fluxo de transferência de calor por condução ($W.m^{-2}$)

k = condutividade térmica ($W.m^{-1}.K^{-1}$)

L = espessura da parede metálica (m)

ΔT = diferença de temperatura da superfície aquecida (K)

q_x = taxa de transferência de calor por condução (W)

A = área da parede metálica (m^2)

A transferência de calor para o lodo é afetada por condições externas como: temperatura, umidade, velocidade e direção do gás de secagem, área da superfície de exposição, concentração do lodo, agitação e tempo de detenção. O entendimento dessas condições externas e seus efeitos são importantes para a investigação das características de secagem do lodo, para a escolha do secador mais apropriado e para a determinação das melhores condições operacionais (DAVID, 2002).

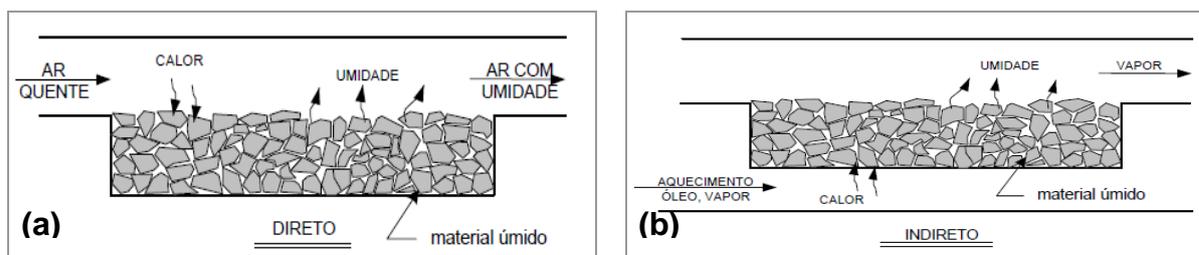


Figura 4-23: Esquema da transferência de calor: (a) secadores diretos – convecção; (b) secadores indiretos – condução.

Devido à grande variedade de tipos de produtos e de métodos de secagem, existe também uma variedade de projeto de secadores. Na Tabela 4-14 são apresentados os principais critérios para a classificação de secadores.

Tabela 4-14: Critérios para classificação dos secadores

Critério para classificação	Exemplo do tipo de secador
Pressão no secador	Atmosférica ou vácuo
Método de operação	Contínua ou em batelada
Método de suprir o calor	Convecção, condução, infravermelho, dielétrico e sublimação
Tipo do agente de secagem	Ar quente, vapor superaquecido, líquidos aquecidos e gases rejeitados
Direção do fluxo de calor e sólidos	Cocorrente, contra corrente e fluxo cruzado
Método do fluxo do agente de secagem	Livre ou forçado
Método do carregamento da umidade	Com agente externo de secagem, com gás inerte, com absorção química da umidade
Forma do material úmido	Líquidos, granulares, pós, pastas, folhas, camadas finas, lama
Tipo do fluxo do material (condição hidrodinâmica)	Regime estacionário, transiente ou disperso
Construção do secador	Bandejas, túnel, esteira, tambor, rotatório, leito fluidizado e muitos outros

Fonte: STRUMILLO e KUDRA (1986)

A opção pela forma de operação do secador, contínuo ou em batelada, está relacionada com o porte da unidade de secagem e com a geração de material a ser seco. De acordo com Park *et al.* (2007), para uma taxa de geração de material a ser seco da ordem de 20 a 50 kg.h⁻¹ é indicado a escolha por secadores em batelada. Em situações de média escala (50 a 1.000 kg.h⁻¹), ambos os processos podem ser indicados. Em contrapartida, diante de grandes escalas de produção é indicado o uso de secadores contínuos.

Conforme Perry e Green (1997), os dados mínimos que devem ser obtidos para calcular o desempenho de um secador térmico são: estado físico do sistema disperso (gás/sólido e líquido/sólido); temperatura e teor de umidade do sólido na entrada e na saída, temperatura do gás afluente e efluente, taxa de alimentação, velocidade do gás, umidade do gás na entrada e na saída, tempo de residência no secador e consumo de combustível.

Segundo Andreoli *et al.* (2001), em condições ideais são necessários 2.744 kJ de energia para evaporar 1 kg de água presente no lodo, entretanto, em condições operacionais normais, este valor pode ser acrescido em até 100%. A demanda total de energia dependerá da eficiência do equipamento escolhido e do tipo de lodo processado.

Destaca-se que o consumo de combustível é o principal componente operacional dos sistemas de secagem térmica, sendo que a utilização de fontes alternativas de combustível, como o biogás oriundo de reatores UASB, pode promover uma considerável redução nos custos operacionais. A energia requerida pelo processo pode variar bastante, dependendo de vários fatores como: umidade de entrada e saída do lodo no processo; tipo, características e eficiência térmica do equipamento utilizado, aproveitamento ou recuperação de energia proveniente de outros processos, como a utilização do biogás quando possível (DAVID, 2002).

4.9.2 Terminologias

Embora não seja a única, a água é a principal substância volátil que se deseja remover de sólidos em processos industriais. Para que os mecanismos pelos quais a água (umidade) é removida de um material sendo seco possam ser compreendidos e analisados, é necessário que se conheça as propriedades do agente de secagem (gás) e do material em secagem. O ar úmido (mistura de ar seco e vapor d'água) e misturas de ar úmido com gases de combustão são os agentes de secagem mais comumente utilizados. O ar seco consiste de uma mistura de gases, sendo os principais o oxigênio e o nitrogênio, devido aos mesmos se encontrarem em

maior quantidade. Além dos gases de ar seco, o ar úmido contém uma quantidade variável de vapor de água. As moléculas de água no ar são responsáveis pelo estabelecimento dos gradientes de umidade e, até certo ponto, de temperatura.

Os termos e definições mais comuns, normalmente empregados em secagem, são apresentados a seguir (PERRY e GREEN, 1997 e MUJUMDAR, 2006).

- *Pressão de vapor*: pressão parcial exercida pelo vapor de água no ar úmido, devido ao escape de moléculas de água altamente energéticas de uma superfície líquida para o ar ao qual a superfície está exposta.
- *Pressão de vapor saturado*: pressão de vapor, quando o ar encontra-se completamente saturado com vapor de água (estado de equilíbrio).
- *Umidade relativa*: razão da fração molar do vapor de água no ar e da fração molar do vapor de água no ar saturado à mesma temperatura e pressão atmosférica.
- *Umidade absoluta*: massa de vapor de água contida em ar úmido por unidade de massa de ar seco.
- *Temperatura de bulbo seco*: temperatura do ar úmido indicada por um termômetro regular.
- *Temperatura de bulbo úmido*: temperatura alcançada pelo ar úmido e quando o ar é adiabaticamente saturado pela água que evapora.
- *Ponto de orvalho*: temperatura na qual uma dada mistura de vapor d'água e ar se torna saturada (temperatura de saturação).
- *Volume úmido*: volume (em m³) de uma massa unitária de ar seco (em kg) e do vapor associado às condições de temperatura e pressão prevalentes.

4.9.3 Tipos de secadores térmicos

As características dos secadores térmicos aplicáveis ao processamento de lodo são apresentadas a seguir (PERRY e GREEN, 1997; DAVID, 2002; METCALF e EDDY, 2003; ANDREOLI, 2006; CHEN *et al.*, 2006 *apud* MUJUMDAR, 2006).

4.9.3.1 Secadores rotativos

São constituídos por um ou mais cilindros rotativos, onde o lodo é deslocado continuamente ao longo da sua geratriz inferior, pela ação de pás direcionadoras presas na face interna do

cilindro, que também promovem o revolvimento do lodo (Figura 4-24). Esse tipo de secador pode ser do tipo direto, indireto ou misto. Usualmente são utilizados tambores horizontais ou ligeiramente inclinados.

Existem basicamente dois tipos de secadores rotativos: aqueles em que o próprio tambor é rotativo e aqueles em que o tambor é estacionário e possuem um equipamento rotativo interno.

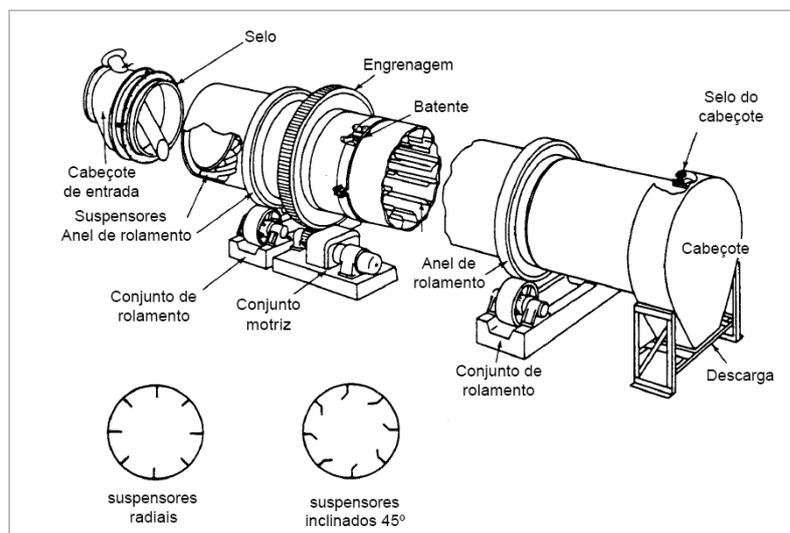


Figura 4-24: Secador rotativo
Fonte: Adaptado de WEF (1992)

Secadores rotativos diretos

Nestes secadores o ar de secagem, com temperatura em torno de 500°C, é introduzido no interior do cilindro rotativo (5 a 8 rpm) que contém o lodo, possibilitando a evaporação da umidade deste. O lodo desaguado mecanicamente com teor de sólidos entre 25 e 40% é misturado com o lodo resultante do processo de secagem com o intuito de aumentar o teor de sólidos do lodo afluente ao secador para 40 a 50%. O lodo é conduzido até a extremidade de descarga do secador, com o auxílio de aletas axiais convenientemente instaladas ao longo das paredes internas do cilindro rotativo. O movimento de revolvimento do lodo provocado pelas aletas cria uma fina camada de partículas de lodo que seca rapidamente quando em contato com o gás quente presente no interior do cilindro rotativo. O lodo seco é passível de manipulação, armazenamento e comercialização como fertilizante ou condicionador do solo.

Ao se definir a velocidade do ar de secagem em secadores rotativos, deve-se levar em consideração o fato que o gás não deve transportar as partículas consigo. Valores típicos se encontram na faixa entre 0,5 e 2,5 m.s⁻¹. O fluxo do ar de secagem pode ser em

contracorrente ou cocorrente, em relação ao fluxo de lodo. No fluxo cocorrente, o lodo é rapidamente aquecido próximo à entrada, o que diminui a perda de calor para a estrutura do secador, aumentando, assim, sua eficiência térmica. A temperatura do lodo próximo à descarga é menor, o que diminui a produção de odores e a perda de energia com a descarga do lodo muito aquecido. Os gases quentes produzidos no processo com temperaturas entre 60° a 105°C são, então, exauridos do secador e encaminhados para o sistema de controle de odores e de remoção de material particulado.

Secadores rotativos indiretos

Consistem de um cilindro principal, por onde circula o lodo, encamisado por outro cilindro. Entre eles, circula o meio de secagem (vapor ou óleo térmico à temperatura em torno de 250°C), o qual transmite o calor para o lodo através da superfície metálica do cilindro.

Nos secadores indiretos horizontais a carcaça contém no seu interior um agitador rotativo composto de uma série de elementos (discos, aletas ou pás) montados em um eixo rotativo (rotor). O eixo e os agitadores, geralmente ocos, permitem que o meio de secagem circule através de seu núcleo, possibilitando o aquecimento das paredes que estão em contato com o lodo. Dessa forma, os agitadores não só transportam o lodo através do secador, mas também proporcionam uma superfície de transferência de calor que entra em contato com o lodo.

A ETE de Montes Claros, em Minas Gerais, cujo processo de tratamento é composto por reatores UASB seguidos de filtros biológicos percoladores e decantadores secundários, recentemente instalou um secador térmico de lodo rotativo da Albrecht que opera de maneira combinada, por meio da secagem direta (convecção) e indireta (condução). Esse equipamento opera com lodo oriundo de centrífuga com cerca de 80% de teor de umidade (20% de teor de sólidos) e sua capacidade de evaporação é da ordem de $3.000 \text{ LH}_2\text{O.h}^{-1}$, resultando em um teor de umidade residual de 10% (90% de teor de sólidos) e de produção de material seco da ordem de 1.200 kg.h^{-1} . As Figuras 4-25 e 4-26 apresentam, respectivamente, o desenho esquemático e uma vista geral do secador térmico de lodo instalado na ETE Montes Claros. A Figura 4-27 mostra o aspecto do lodo seco após a secagem térmica com teor de sólidos da ordem de 90% (10% de teor de umidade).



Figura 4-25: Desenho esquemático do secador térmico de lodo da Albrecht
Fonte: ALBRECHT (2011)



Figura 4-26: Vista geral do secador térmico de lodo instalado na ETE Montes Claros



Figura 4-27: Lodo seco após a secagem térmica (teor de sólidos de 90%)

A Companhia Estadual de Água e Esgoto do Rio de Janeiro (CEDAE) também conta com secadores térmicos de lodo da marca Pieralisi instalados em algumas de suas estações com as seguintes capacidades de evaporação: ETE Ilha Governador ($1.000 \text{ LH}_2\text{O.h}^{-1}$); ETE Sarapuí e ETE Pavuna ($4.000 \text{ LH}_2\text{O.h}^{-1}$); ETE São Gonçalo e Barra da Tijuca ($2.000 \text{ LH}_2\text{O.h}^{-1}$).

4.9.3.2 Secadores por dispersão de ar

Também denominados de “*flash dryers*” ou secadores de transporte pneumático, são compostos por caldeira, misturador, moinho, ciclone separador e ventilador de calor (Figura 4-28).

O misturador proporciona a mistura do lodo úmido com lodo seco recirculado para obter uma massa com teor de sólidos entre 40 e 50%. Essa mistura alimenta um moinho ou desagregador, onde os gases quentes, à temperatura de 500 a 700°C e velocidade da ordem de

10 a 30 m.s⁻¹, dispersam o lodo e rapidamente evaporam a umidade das partículas de lodo. O desagregador agita mecanicamente a mistura lodo-gás com a finalidade de maximizar a superfície de contato entre o lodo e o ar quente e acelerar o processo de secagem. O lodo seco com teor de sólidos da ordem de 90% é pneumaticamente transportado para o ciclone que separa o lodo dos gases quentes carregados. A temperatura do lodo seco resultante situa-se na faixa de 80 a 100°C e a temperatura dos gases quentes exauridos do processo estão entre 220 e 300°C. O lodo seco pode ser comercializado como fertilizante ou condicionador do solo ou, então, encaminhado para incineração ou disposição final em aterro. O processo de secagem por dispersão de ar gera uma grande quantidade de poeiras, além disso, o material fino resultante no lodo seco dificulta o manejo, a estocagem e a comercialização.

Além de ser composto de complexo sistema de trocadores de calor e de numerosos processos de manipulação do material que está sendo seco, esse tipo de secador é vulnerável à severa abrasão pelo lodo seco, especialmente no moinho desagregador e no ciclone.

4.9.3.3 Secadores de múltiplas bandejas

Os secadores indiretos do tipo vertical, denominados secadores de soleiras múltiplas, consistem de uma câmara cilíndrica, contendo no seu interior, uma série de bandejas ocas estacionárias, montadas horizontalmente. O calor é transferido para as soleiras por óleo térmico ou vapor em circuito fechado. O contato do lodo com a soleira provoca seu aquecimento e evaporação da água (Figura 4-29).

O lodo após a etapa de desidratação mecânica é introduzido através de um cone no topo da câmara cilíndrica, sobre a primeira bandeja. Braços giratórios movem o lodo de uma bandeja estacionária aquecida para a outra, num movimento rotativo, até a sua saída pelo fundo do secador, na forma de um produto peletizado e seco. Os braços rotativos são equipados com pás ajustáveis, que movem o lodo em finas camadas (20 a 30 mm) sobre as bandejas estacionárias aquecidas. No topo do secador, o lodo começa como pequenas partículas que vão crescendo gradualmente camada por camada e secando, do centro para a periferia.

Após o movimento em espiral através das bandejas, os *pelets* saem pela parte de baixo do secador, com um teor de sólidos da ordem de 95% e com dimensões de 2 a 4 mm. A parte restante do lodo seco, formado por grânulos (*pelets*) é resfriada até 30°C e transportada para estocagem e posterior utilização.

Os gases quentes que saem da unidade de secagem indireta durante o processo de peletização contêm energia recuperável, que pode ser usada para o aquecimento de digestores ou aquecimento do lodo líquido antes da desidratação mecânica (condicionamento térmico).

A ETE São Miguel, na região metropolitana de São Paulo, possui um secador de soleiras múltiplas, fabricado pela Seghers, com capacidade de evaporação de 1.600 a 6000 L H₂O.h⁻¹ e de secagem de 2.500 a 10.000 kg. h⁻¹ (informações do fabricante), no entanto, esse equipamento encontra-se desativado.

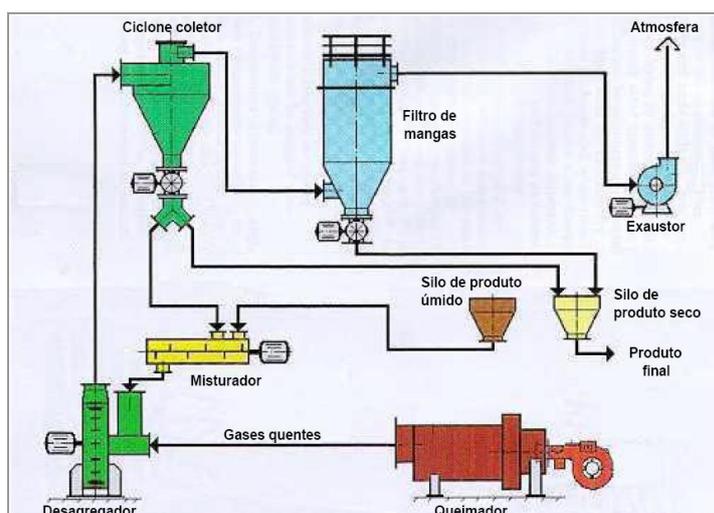


Figura 4-28: Secador por dispersão de ar
Fonte: Adaptado de WEF (1996)

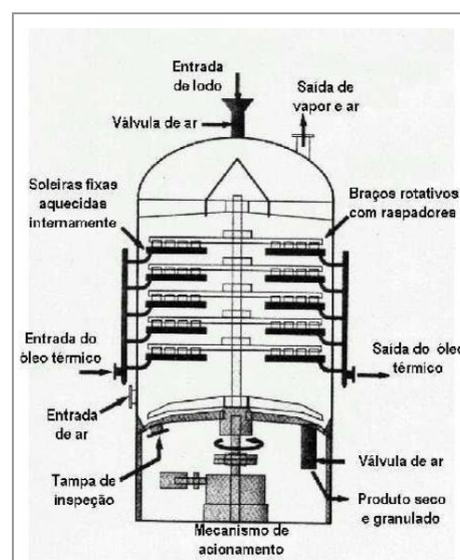


Figura 4-29: Secador de bandeja
Fonte: Adaptado de Metcalf e Eddy (2003)

4.9.3.4 Secadores tipo túnel

Também denominados secadores transportadores de esteira, possuem processo contínuo de secagem com circulação permanente de ar. Esses equipamentos operam com o princípio da passagem de ar quente através de um leito permeável de material úmido. São constituídos por uma ou mais esteiras transportadoras, posicionadas horizontalmente dentro de uma caixa metálica isolada termicamente (Figura 4-30).

Ao entrar no equipamento, o lodo ainda úmido é moldado em grânulos por processo de extrusão e, em seguida, é distribuído em uma fina camada sobre a superfície da esteira transportadora, que se desloca dentro da câmara de secagem.

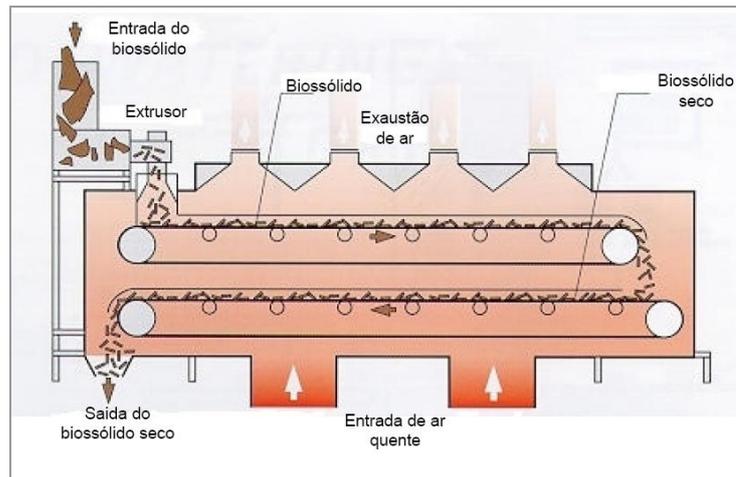


Figura 4-30: Secador transportador de esteira ou túnel
 Fonte: NETZSCH (1999) *apud* DAVID (2002)

O calor é diretamente aplicado através de uma série de ventiladores que insufla o ar quente à temperatura de aproximadamente 150°C sobre o lodo que está sendo processado. O tempo de residência do lodo é de cerca de uma hora e a temperatura do produto final é de cerca de 80°C. Normalmente, o ar quente é soprado em contra corrente ao movimento de translação da correia transportadora ou através dela fazendo um fluxo cruzado com o lodo. A mistura de ar quente e poeira exaurida da câmara passam por um processo de lavagem e filtração, para controle de odores e de emissões atmosféricas.

Apesar de existirem muitos tipos de secadores disponíveis, o mercado exige inovação nas tecnologias de secagem, objetivando maiores eficiências térmicas, menores emissões, menos envolvimento dos operadores e menores custos de capital (CHEN *et al.*, 2006; MUJUMDAR, 2006).

4.10 Aproveitamento energético em ETE

Nesse item serão apresentadas algumas aplicações do aproveitamento energético do biogás gerado em estações de tratamento de esgoto.

ETE de Iraklio (Grécia)

A Figura 4-31 apresenta um fluxograma das unidades envolvidas no aproveitamento energético da ETE de Iraklio, Grécia. O gerenciamento do lodo primário e secundário ocorre em um digestor de lodo e o biogás gerado nessa unidade é enviado a um sistema gerador, que produz eletricidade para a própria estação e calor para manutenção da temperatura da unidade de digestão em aproximadamente 35°C (TSAGARAKIS e PAPADOGIANNIS, 2006).

De acordo com os autores, a produção média de energia proveniente da conversão do biogás gerado em digestores anaeróbios de lodo correspondeu a 15,9% (1.582 kWh.d⁻¹) da energia total demandada pela ETE de Iraklio, considerando-se o pleno funcionamento do gerador instalado.

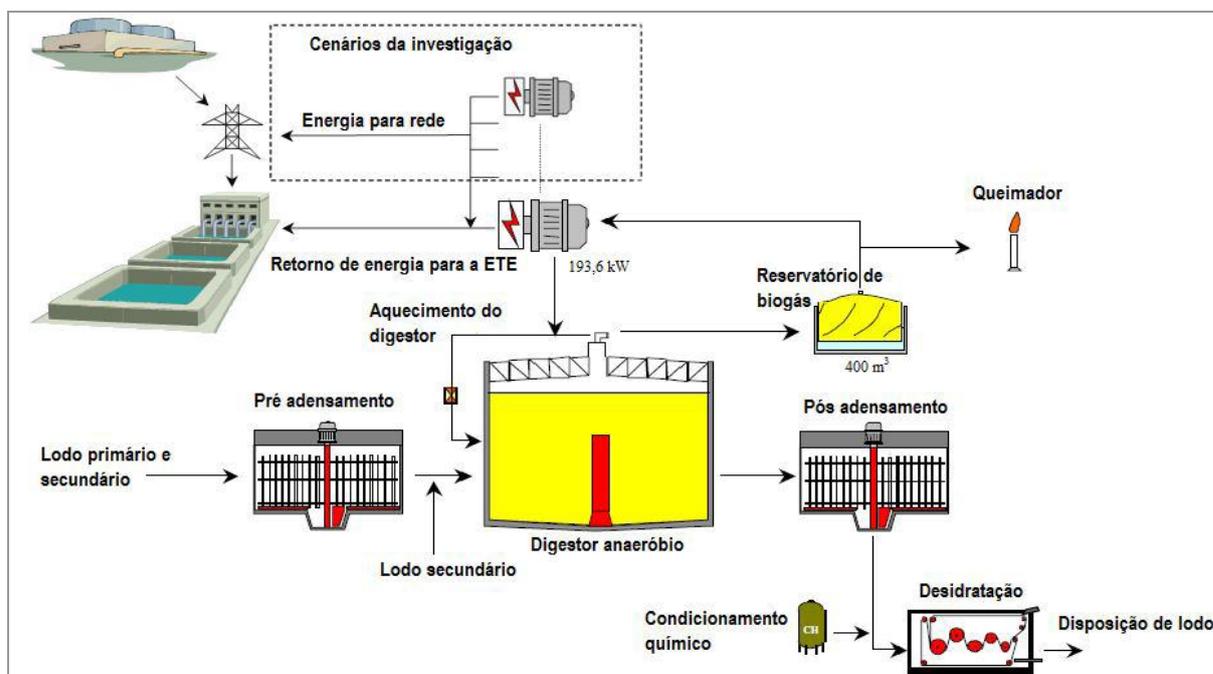


Figura 4-31: Fluxograma do aproveitamento energético do biogás na ETE de Iraklio, Grécia. Fonte: Adaptado de TSAGARAKIS (2007)

ETE de Point Loma (Estados Unidos)

A ETE de Point Loma localiza-se perto da cidade de São Diego, Califórnia. Sua capacidade de tratamento é de 647.000 m³.d⁻¹, atendendo uma população de aproximadamente 2,2 milhões de habitantes.

O lodo removido do processo de tratamento é estabilizado em digestores anaeróbios. O metano recuperado nesses digestores gera eletricidade através do processo de cogeração, garantindo autossuficiência energética a ETE. A conversão à eletricidade ocorre através de dois motores de combustão interna com capacidade unitária de 2,3 MW. O calor produzido pela operação dos motores também é utilizado para a manutenção da temperatura dos digestores. Em adição, a energia potencial gerada por um desnível de 28 metros na chegada do esgoto sanitário no emissário contribui para a geração de eletricidade que é vendida à rede de distribuição. O lodo digerido é encaminhado para disposição final ou utilizado como

condicionador de solo e material de cobertura de aterros sanitários (MEYER e BOWMAN, 2007).

ETE San Fernando (Colômbia)

A ETE San Fernando, em Medellín na Colômbia, entrou em operação no ano de 2000, sendo a capacidade instalada em primeira etapa igual a $1,8 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (capacidade em final de plano de $5,0 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$). O tratamento é realizado por lodos ativados, com a digestão anaeróbia do lodo e geração de energia pelo aproveitamento do biogás. Na estação são utilizados motores de combustão interna para a geração de energia. A ETE possui dois digestores com volume unitário de 8.700 m^3 . O biogás produzido é capaz de atender a 28,8% da demanda de energia da planta de tratamento ($18.000 \text{ MWh} \cdot \text{ano}^{-1}$). O biogás gerado em excesso ou não utilizado é queimado (DUGAND, 2010).

ETE Arrudas (Brasil)

A ETE Arrudas, localizada em Belo Horizonte no estado de Minas Gerais, possui capacidade para tratar $2,25 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, dos quais, até o mês de abril de 2011, já foram atingidos $2,0 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. O processo de tratamento é por lodos ativados convencional. A Figura 4-32 mostra o fluxograma do sistema de cogeração da ETE Arrudas.

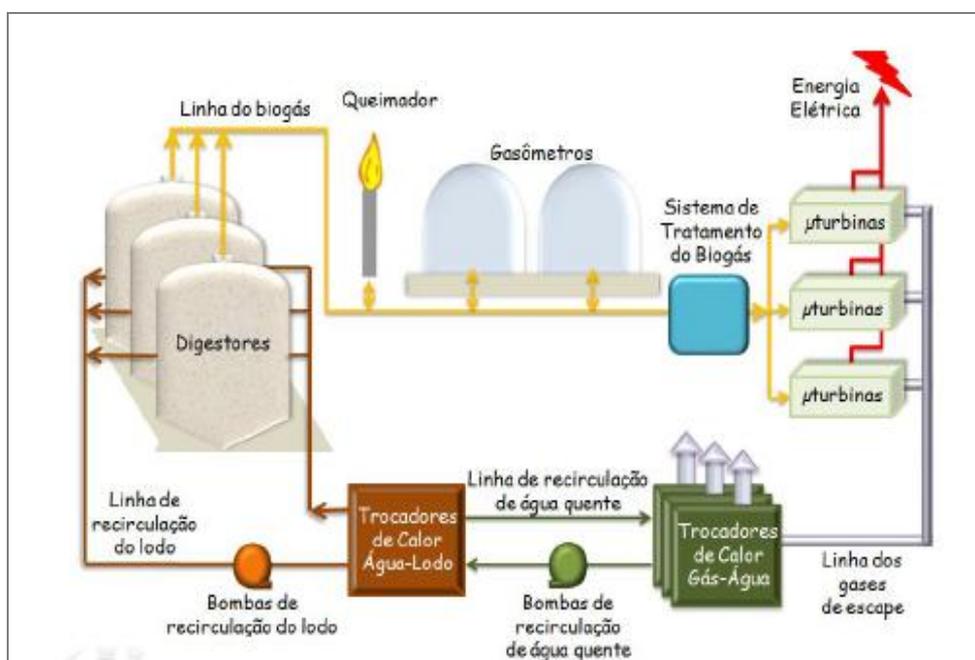


Figura 4-32: Fluxograma do sistema de cogeração da ETE Arrudas
Fonte: COPASA (2011)

O biogás gerado durante a digestão do lodo é armazenado em dois gasômetros com capacidade total de 6.400 m^3 (Figura 4-33). Após o tratamento do biogás (Figura 4-34) com o

intuito de remover siloxanos e compostos de enxofre, o biogás alimenta microturbinas com capacidade unitária de geração de 200 kW.h^{-1} e eficiência de conversão de 80%. Os gases de escape são encaminhados para trocadores de calor, de forma a promover o aquecimento do lodo dos quatro digestores (COPASA, 2011).



Figura 4-33: Gasômetros para armazenamento de biogás



Figura 4-34: Sistema de purificação do biogás

Com o aproveitamento energético do biogás, os benefícios esperados para a estação se relacionam com: (i) redução de despesas com energia; (ii) aumento da produção do biogás; (iii) redução da produção de lodo; (iv) acréscimo na eficiência do tratamento de esgoto; (v) redução de emissões de GEE; (vi) aumento da sustentabilidade energética da planta (COPASA, 2011).

5 ESTIMATIVAS DE PERDAS DE METANO E DE POTENCIAL DE RECUPERAÇÃO DE ENERGIA EM REATORES UASB TRATANDO ESGOTO DOMÉSTICO

5.1 Introdução

Os balanços de massa de DQO desenvolvidos para estimar a recuperação de metano e de energia em reatores anaeróbios usualmente não contemplam a parcela de DQO utilizada na redução de sulfato, nem as parcelas perdidas como metano dissolvido no efluente ou emitido para a atmosfera.

O metano gerado em reatores UASB pode estar dissolvido no efluente ou presente no biogás coletado no interior do separador trifásico ou no gás residual liberado na superfície do compartimento de decantação.

Souza *et. al.* (2010a), ao medir a concentração de metano dissolvido em efluentes de reatores UASB tratando esgoto doméstico, em diferentes escalas (piloto, demonstração e real), obteve concentrações variando de 17 a 22 mg.L⁻¹. Em termos de balanço de massa da DQO, Singh *et al.* (1996) quantificaram a perda de metano no efluente de reatores UASB em 28 a 39%. Seghezzeo (2004) levanta a problemática da perda de metano no efluente e em seu estudo obteve para essa parcela um valor da ordem de 18 % da DQO total afluente. Os valores obtidos para a perda de metano dissolvido no efluente de reatores UASB, embora bastante variáveis, mostram que essa parcela é bastante significativa. Medições efetuadas por Souza e Chernicharo (2011) indicaram que, de todo o metano produzido em reatores UASB tratando esgoto doméstico, a parcela dissolvida no efluente variou de 36 a 40%, enquanto a parcela emitida na superfície dos decantadores foi da ordem de 4%, vindo a constituir os gases residuais. As perdas de metano dissolvido no efluente ou no gás residual representam uma perda do potencial de energia e, portanto, precisam ser consideradas nos balanços de massa de DQO.

Outra parcela importante no balanço de massa da DQO, e que muitas vezes não é considerada, refere-se à DQO utilizada para a redução do sulfato presente no esgoto doméstico. A presença de sulfato faz com que ocorra uma competição por substrato entre as bactérias redutoras de sulfato (BRS) e as bactérias fermentativas, acetogênicas e metanogênicas, o que acarreta na produção de dois produtos finais: metano (metanogênese) e sulfeto (sulfetogênese). Dessa forma, a concentração de sulfato no esgoto doméstico acarreta em uma diminuição da parcela

da DQO convertida em CH₄, uma vez que parte da DQO será utilizada pelas BRS. Glória *et al.* (2008), monitorando o sulfeto de hidrogênio em reatores UASB tratando esgoto doméstico, obtiveram para o sulfato, concentrações afluentes variando entre 20 a 60 mg SO₄²⁻.L⁻¹.

Para resultados mais precisos, o balanço de massa da DQO deve considerar todas as parcelas envolvidas na digestão anaeróbia, bem como as perdas possíveis. Portanto, as parcelas que devem ser consideradas no balanço de massa da DQO são: (i) parcela convertida a metano presente no biogás; (ii) parcela convertida a metano que escapa dissolvido no efluente e junto ao gás residual (perdas); (iii) parcela devida à redução de sulfato; (iv) parcela que é convertida em lodo; (v) parcela que permanece no efluente.

O balanço de massa da DQO pode ser uma ferramenta útil para esclarecer o fluxo de matéria orgânica no reator, avaliar a performance do processo, além de validar métodos e parâmetros. Importantes aplicações do balanço de massa da DQO em reatores UASB consistem na verificação do real potencial energético que pode ser recuperado e dos fatores de emissão de metano do efluente dos reatores.

O objetivo desse trabalho foi desenvolver um modelo matemático para o balanço de massa da DQO e do potencial de recuperação de energia em reatores UASB tratando esgoto doméstico.

5.2 Material e Métodos

5.2.1 Modelo Matemático

O modelo matemático para o cálculo do balanço de massa da DQO e do potencial energético foi estruturado em uma planilha eletrônica do Excel, de forma bem simples, com um reduzido número de dados de entrada, com o intuito de facilitar a sua utilização de forma mais ampla (CHERNICHARO *et al.*, 2011b). Conceitualmente, o modelo foi estruturado de acordo com as rotas de conversão de DQO e fluxos de metano em reatores UASB representados na Figura 5-1.

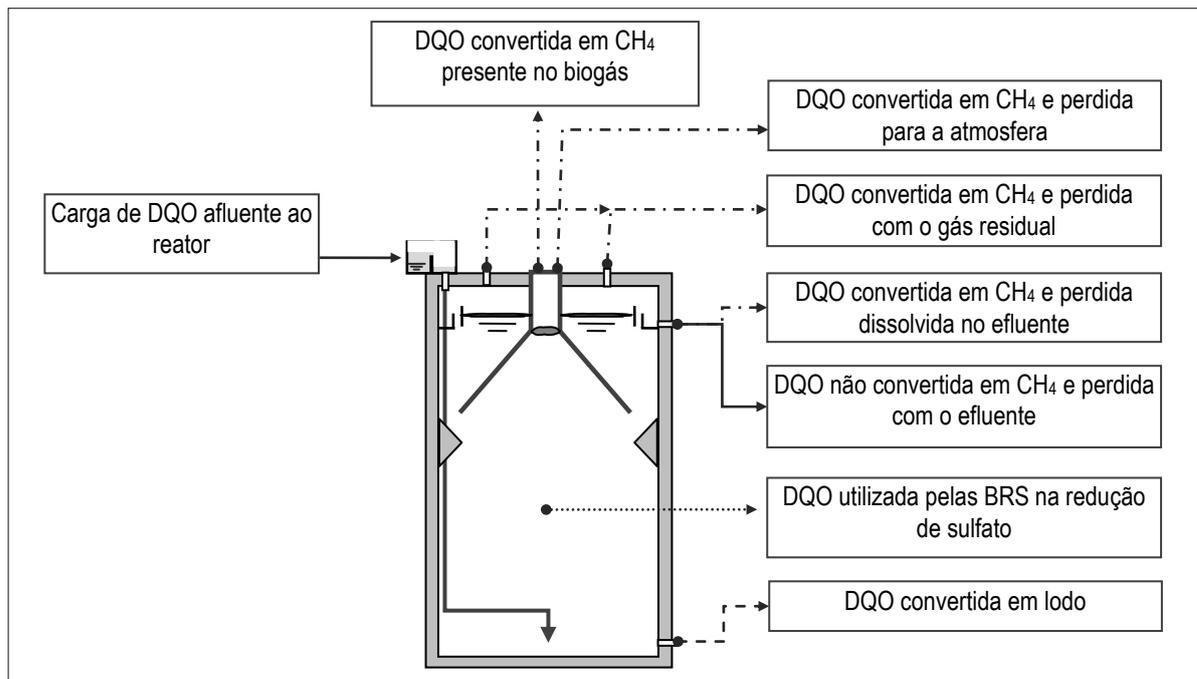


Figura 5-1: Rotas de conversão de DQO e fluxos de metano em reatores UASB

O modelo matemático foi desenvolvido considerando três situações que acarretam em potenciais de recuperação de metano diferentes: (i) pior situação; (ii) situação típica e (iii) melhor situação. A pior situação, onde o potencial energético é menor, refere-se a sistemas operando com esgoto mais diluído, concentrações de sulfato maiores, menor eficiência de remoção de DQO e maiores índices de perda de metano. A melhor situação, onde o potencial energético é maior, refere-se a sistemas operando com esgoto mais concentrado, menores concentrações de sulfato, maior eficiência de remoção de DQO e menores índices de perda de metano. Para a situação típica são utilizados valores intermediários para os dados de entrada.

5.2.1.1 Dados de Entrada

Os dados de entrada necessários ao modelo são: população contribuinte; contribuição *per capita* de esgoto (QPC); contribuição *per capita* de DQO (QPC_{DQO}); eficiência de remoção de DQO (E_{DQO}); concentração de sulfato no afluente (C_{SO_4}); eficiência de redução de sulfato (E_{SO_4}); temperatura operacional do reator (T); percentual de CH_4 no biogás (C_{CH_4}).

A variabilidade nos dados de entrada (Pop , QPC , QPC_{DQO} e T) foi incorporada à interpretação dos resultados do modelo, através da Análise da Incerteza, a qual se baseia na execução de um elevado número de simulações (nesse caso 250 simulações para cada situação), configurando a denominada Simulação Monte Carlo. Em cada corrida do modelo é selecionado um conjunto diferente de valores dos dados de entrada sobre os quais existe incerteza. Desta

forma os dados de entrada foram gerados aleatoriamente segundo a distribuição uniforme e dentro de faixas pré-estabelecidas.

5.2.1.2 Cálculo das parcelas do balanço de massa da DQO e do potencial de recuperação de metano

Definidos os dados de entrada, primeiramente são estimadas as parcelas de DQO removida no sistema, convertida em lodo e consumida na redução do sulfato. Com essas parcelas calcula-se a DQO máxima convertida em CH₄ e a conseqüente produção volumétrica máxima. A fim de se calcular o volume de CH₄ realmente disponível para o aproveitamento energético, o modelo considera as perdas de CH₄ dissolvido no efluente e na fase gasosa com o gás residual, além de outras perdas eventuais na fase gasosa. Por fim, descontadas essas perdas, o potencial energético disponível é calculado.

As equações utilizadas para os cálculos de todas as parcelas do balanço de massa da DQO e do potencial de recuperação de energia são apresentadas a seguir.

DQO removida no sistema

A estimativa da carga de DQO removida no sistema pode ser realizada por meio das Equações 5-1 e 5-2.

$$DQO_{remov} = Pop \times QPC_{DQO} \times E_{DQO} \quad (5-1)$$

na qual:

DQO_{remov} = massa diária de DQO removida no sistema (kgDQO_{remov}.d⁻¹)

Pop = população contribuinte

QPC_{DQO} = contribuição *per capita* de DQO (kgDQO.hab⁻¹.d⁻¹)

E_{DQO} = eficiência de remoção de DQO (%)

$$E_{DQO} = \frac{C_{DQO_{tot afl}} - C_{DQO_{sol efl}}}{C_{DQO_{tot afl}}} \quad (5-2)$$

na qual:

$C_{DQO_{tot afl}}$ = concentração de DQO total aflúente

$C_{DQO_{sol efl}}$ = concentração de DQO solúvel no efluente

DQO convertida em lodo

A produção de lodo em reatores UASB pode ser estimada por meio das Equações 5-3 e 5-4.

$$DQO_{\text{lodo}} = Y_{DQO} \times DQO_{\text{remov}} \quad (5-3)$$

na qual:

DQO_{lodo} = massa diária de DQO convertida em lodo ($\text{kgDQO}_{\text{lodo}} \cdot \text{d}^{-1}$)

DQO_{remov} = massa diária de DQO removida no sistema ($\text{kgDQO}_{\text{remov}} \cdot \text{d}^{-1}$)

Y_{DQO} = coeficiente de produção de sólidos ($\text{kgDQO}_{\text{lodo}} \cdot \text{kgDQO}_{\text{remov}}^{-1}$)

$$Y_{DQO} = Y \times K_{STV-DQO} \quad (5-4)$$

na qual:

Y = coeficiente de produção de sólidos ($\text{kgSTV} \cdot \text{kgDQO}_{\text{remov}}^{-1}$)

$K_{STV-DQO}$ = fator de conversão de STV em DQO ($1 \text{ kgSTV}^1 = 1,42 \text{ kgDQO}_{\text{lodo}}$.)

Ressalta-se que a DQO convertida em lodo, calculada pela Equação 5-3, pode ser dividida em duas parcelas: (i) DQO convertida em lodo, retida no sistema e/ou retirada com o lodo excedente e (ii) DQO convertida em lodo e perdida junto ao efluente.

DQO utilizada pelas BRS na redução de sulfato

A estimativa da carga de sulfato reduzida a sulfeto pode ser realizada por meio da Equação 5-5.

$$CO_{SO_4 \text{ convertida}} = Q_{\text{méd}} \times C_{SO_4} \times E_{SO_4} \quad (5-5)$$

na qual:

$CO_{SO_4 \text{ convertida}}$ = carga de SO_4 convertida em sulfeto ($\text{kgSO}_4 \cdot \text{d}^{-1}$)

$Q_{\text{méd}}$ = vazão média de esgoto afluente ao reator ($\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$)

C_{SO_4} = concentração média de SO_4 no afluente ($\text{kgSO}_4 \cdot \text{m}^{-3}$)

E_{SO_4} = eficiência de redução de SO_4 (%)

A estimativa da carga de DQO utilizada na redução de sulfato pode ser realizada pela Equação 5-6.

$$DQO_{SO_4} = C_{SO_4 \text{ convertida}} \times K_{DQO-SO_4} \quad (5-6)$$

na qual:

DQO_{SO_4} = massa diária de DQO utilizada pela BRS na redução de sulfato ($\text{KgDQO}_{SO_4} \cdot \text{d}^{-1}$)

K_{DQO-SO_4} = DQO consumida na redução de sulfato ($0,667 \text{ kgDQO}_{SO_4} / \text{kgSO}_4^2$)

DQO convertida em CH₄ e presente no biogás

A expressão geral que determina a produção teórica máxima de metano por grama de DQO removida do despejo é como a seguir:

$$Q_{CH_4} = \frac{DQO_{CH_4} \times R \times (273 + T)}{P \times K_{DQO} \times 1.000} \quad (5-7)$$

na qual:

Q_{CH_4} = produção volumétrica teórica máxima de metano ($m^3 \cdot d^{-1}$)

DQO_{CH_4} = massa diária de DQO convertida em metano ($kgDQO \cdot d^{-1}$)

P = pressão atmosférica (1 atm)

K_{DQO} = DQO correspondente a um mol de CH₄ ($0,064 \text{ kgDQO}_{CH_4} \cdot mol^{-1}$)

R = constante dos gases ($0,08206 \text{ atm} \cdot L \cdot mol^{-1} \cdot K^{-1}$)

T = temperatura operacional do reator ($^{\circ}C$)

A determinação da massa diária de DQO convertida em CH₄ pode ser calculada por meio da Equação 5-8.

$$DQO_{CH_4} = DQO_{rem} - DQO_{lodo} - DQO_{SO_4} \quad (5-8)$$

A partir da produção volumétrica de CH₄, pode-se estimar a produção total de biogás, a partir do teor esperado neste, de acordo com a Equação 5-9.

$$Q_{biogás} = \frac{Q_{CH_4}}{C_{CH_4}} \quad (5-9)$$

na qual:

$Q_{biogás}$ = produção volumétrica de biogás ($m^3 \cdot d^{-1}$)

C_{CH_4} = concentração de metano no biogás (%)

DQO convertida em CH₄ e perdida dissolvida no efluente e no gás residual

A Equação 5-9 representa a produção volumétrica máxima de metano, não levando em consideração as perdas de CH₄ dissolvido no efluente ou no gás residual e, também, outras perdas, como vazamentos, purgas de condensado etc. Quando o intuito do balanço de massa da DQO é estimar o volume de metano efetivamente coletado no interior do separador trifásico e disponível para recuperação de energia, é importante considerar essas perdas a fim

de se obter valores mais reais. Para a determinação das perdas de metano foram utilizadas as Equações 5-10 a 5-12.

$$Q_{W-CH_4} = Q_{CH_4} \times P_w \quad (5-10)$$

$$Q_{O-CH_4} = Q_{CH_4} \times P_o \quad (5-11)$$

$$Q_{L-CH_4} = Q_{méd} \times P_L \times f_{CH_4} \left(\frac{R \times (273 + T)}{P \times K_{DQO}} \right) \quad (5-12)$$

nas quais:

Q_{W-CH_4} = perda de metano na fase gasosa, com o gás residual ($m^3 \cdot d^{-1}$)

p_w = percentual de perda de metano na fase gasosa, com o gás residual (%)

Q_{O-CH_4} = outras perdas de metano na fase gasosa ($m^3 \cdot d^{-1}$)

p_o = percentual de outras perdas de metano na fase gasosa (%)

Q_{L-CH_4} = perda de metano na fase líquida, dissolvido no efluente ($m^3 \cdot d^{-1}$)

p_L = perda de metano na fase líquida, dissolvido no efluente ($kg \cdot m^{-3}$)

f_{CH_4} = fator de conversão de massa de metano em massa de DQO (coeficiente estequiométrico 4,0 $kgDQO \cdot kgCH_4^{-1}$)

A Tabela 5-1 apresenta os valores e percentuais de perdas de metano assumidos no modelo.

Tabela 5-1: Valores e percentuais de perda de metano em relação ao metano produzido considerados no modelo

Tipo de perda de metano	Unidade	Situação		
		Melhor	Típica	Pior
Perda com o gás residual (p_w)*	%	2,5	5,0	7,5
Outras perdas (p_o)*	%	2,5	5,0	7,5
Perda com o efluente (p_L)	$mg \cdot L^{-1}$	15	20	25

* Percentuais de perdas relativos à produção volumétrica teórica máxima de metano

Estimativa da produção real de CH_4

Uma vez calculada a produção teórica de metano e as parcelas referentes às perdas, foi então estimado o volume de metano efetivamente coletado no interior do separador trifásico e disponível para recuperação de energia. Os cálculos foram efetuados de acordo com a equação seguinte:

$$Q_{REAL-CH_4} = Q_{CH_4} - Q_{W-CH_4} - Q_{O-CH_4} - Q_{L-CH_4} \quad (5-13)$$

na qual:

$Q_{REAL-CH_4}$ = produção real de metano disponível para recuperação de energia ($m^3 \cdot d^{-1}$)

Estimativa do potencial energético disponível

A estimativa do potencial energético disponível no biogás efetivamente coletado pelo separador trifásico foi feita conforme a seguinte equação:

$$PE_{REAL-CH_4} = Q_{N-REAL-CH_4} \times E_{CH_4} \quad (5-14)$$

na qual:

$PE_{REAL-CH_4}$ = potencial energético disponível (MJ.d⁻¹)

$Q_{N-REAL-CH_4}$ = produção real normalizada de metano (Nm³.d⁻¹)

E_{CH_4} = poder calorífico decorrente da combustão do metano (35,9 MJ.Nm⁻³)

Na Tabela 5-2 é apresentado um resumo das equações do modelo matemático desenvolvido, para o cálculo das parcelas envolvidas no balanço de massa da DQO, bem como para o potencial de recuperação de energia.

1

Tabela 5-2: Equações para cálculo das parcelas envolvidas no balanço de massa da DQO e do potencial de recuperação de energia

Parcelas	Equações	Observações
Estimativa da massa diária de DQO removida no sistema	$DQO_{remov} = Pop \times QPC_{DQO} \times E_{DQO}$	DQO_{remov} = massa diária de DQO removida no sistema (kgDQO.d ⁻¹) Pop = população (hab.) QPC_{DQO} = contribuição per capita de DQO (kg.hab ⁻¹ .d ⁻¹) E_{DQO} = eficiência de remoção de DQO (%)
Estimativa da massa diária de DQO utilizada pela biomassa	$DQO_{lodo} = DQO_{remov} \times Y$	DQO_{lodo} = massa diária de DQO convertida em biomassa (kgDQO _{lodo} .d ⁻¹) Y_{DQO} = Coeficiente de produção de sólidos no sistema (kgDQO _{lodo} .kgDQO _{remov} ⁻¹)
Estimativa da carga de sulfato convertida em sulfeto	$CO_{SO_4\ convertida} = Q_{méd} \times C_{SO_4} \times E_{SO_4}$	$CO_{SO_4\ convertida}$ = carga de SO ₄ convertida em sulfeto (kgSO ₄ .d ⁻¹) C_{SO_4} = concentração média de SO ₄ no afluente (kgSO ₄ .m ⁻³) E_{SO_4} = eficiência de redução de sulfato (%)
Estimativa da massa diária de DQO utilizada na redução de sulfato	$DQO_{SO_4} = CO_{SO_4} \times K_{DQO-SO_4}$	DQO_{SO_4} = DQO utilizada pelas BRS na redução do sulfato (kgDQO _{SO_4} .d ⁻¹) K_{DQO-SO_4} = DQO consumida na redução de sulfato, 0,667 kgDQO _{SO_4} .kgDQO _{SO_4} ⁻²
Estimativa da massa diária de DQO convertida em metano	$DQO_{CH_4} = DQO_{remov} - DQO_{lodo} - DQO_{SO_4}$ $Q_{CH_4} = \frac{DQO_{CH_4} \times R \times (273 + T)}{P \times K_{DQO} \times 1.000}$	DQO_{CH_4} = massa diária de DQO convertida em metano (kgDQO _{CH_4} .d ⁻¹) Q_{CH_4} = produção volumétrica teórica de metano (m ³ .d ⁻¹) R = constante dos gases (0,08206 atm.L.mol ⁻¹ .K ⁻¹) T = temperatura operacional do reator (°C) P = pressão atmosférica (1 atm) K_{DQO} = DQO correspondente a um mol de CH ₄ (0,064 kgDQO.mol ⁻¹)
Estimativa das perdas de metano	$Q_{W-CH_4} = Q_{CH_4} \times P_w$ $Q_{O-CH_4} = Q_{CH_4} \times P_o$ $Q_{L-CH_4} = Q_{méd} \times p_L \times f_{CH_4} \times \left(\frac{R \times (273 + T)}{P \times K_{DQO}} \right)$	Q_{W-CH_4} = perda de metano na fase gasosa, com o gás residual (m ³ .d ⁻¹) p_w = percentual de perda de metano na fase gasosa, com o gás residual (%) Q_{O-CH_4} = outras perdas de metano na fase gasosa (m ³ .d ⁻¹) p_o = percentual de outras perdas de metano na fase gasosa (%) Q_{L-CH_4} = perda de metano na fase líquida, dissolvido no efluente (m ³ .d ⁻¹) p_L = perda de metano na fase líquida, dissolvido no efluente (kg.m ⁻³) f_{CH_4} = fator de conversão de massa de metano em massa de DQO – coeficiente estequiométrico (4 kgDQO.kgCH ₄ ⁻¹)
Estimativa da produção real de metano	$Q_{REAL-CH_4} = Q_{CH_4} - Q_{W-CH_4} - Q_{O-CH_4} - Q_{L-CH_4}$	$Q_{REAL-CH_4}$ = produção real de CH ₄ disponível para recuperação de energia (m ³ .d ⁻¹)
Estimativa do potencial energético disponível	$PE_{REAL-CH_4} = Q_{N-REAL-CH_4} \times E_{CH_4}$	$PE_{REAL-CH_4}$ = potencial energético disponível (MJ.d ⁻¹) $Q_{N-REAL-CH_4}$ = produção real normalizada de metano (Nm ³ .d ⁻¹) E_{CH_4} = Energia calorífica decorrente da combustão do metano (35,9 MJ.Nm ⁻³)

5.2.2 Simulações

A primeira simulação considerou uma população contribuinte até 1 milhão de habitantes e os dados de entrada apresentados na Tabela 5-3.

Tabela 5-3: Dados de entrada considerados no modelo

Parâmetro	Unidade	Situação			Referências
		Pior	Típica	Melhor	
População contribuinte (Pop)	hab.	1.000 a 1.000.000			-
Contribuição per capita de esgoto (QPC)	m ³ .hab ⁻¹ .d ⁻¹	0,12 a 0, 22			von Sperling & Chernicharo (2005)
Contribuição per capita de DQO (QPC _{DQO})	kg.hab ⁻¹ .d ⁻¹	0,09 a 0,11			von Sperling & Chernicharo (2005)
Eficiência esperada de remoção de DQO (E _{DQO})	%	60	65	70	von Sperling & Chernicharo (2005)
Concentração de sulfato no afluente (C _{SO₄})	kgSO ₄ .m ⁻³	0,08	0,06	0,04	Singh & Viraghavan (1998); Metcalf & Eddy (2003); Glória <i>et al.</i> (2008)
Eficiência de redução de sulfato (E _{SO₄})	%	80	75	70	Souza (2010)
Temperatura operacional do reator (T)	°C	20 a 30			von Sperling & Chernicharo (2005)
Perda com o gás residual (ρ_w)	%	7,5	5,0	2,5	Souza & Chernicharo (2011)
Outras perdas (ρ_o)	%	7,5	5,0	2,5	Souza & Chernicharo (2011)
Perda com o efluente (ρ_L)	kg.m ⁻³	0,025	0,020	0,015	Souza & Chernicharo (2011)
Percentual de CH ₄ no biogás (C _{CH₄})	%	70	75	80	von Sperling & Chernicharo (2005)

Foram efetuadas outras simulações considerando intervalos menores para a população contribuinte de acordo com o porte da comunidade e a respectiva contribuição *per capita* de esgoto, adaptada a partir dos dados de contribuição *per capita* de água relatados por von Sperling (2005): (i) povoado rural (população < 5.000 hab. e QPC_{esgoto} 72 a 112 L.hab⁻¹.d⁻¹); (ii) vila (população 5.000 – 10.000 hab. e QPC_{esgoto} 80 a 128 L.hab⁻¹.d⁻¹); (iii) pequena localidade (população 10.000 – 50.000 hab. e QPC_{esgoto} 88 a 144 L.hab⁻¹.d⁻¹); (iv) cidade média (população 50.000 – 250.000 hab. e QPC_{esgoto} 96 a 176 L.hab⁻¹.d⁻¹). A escolha dessas faixas populacionais foi devido ao porte dos reatores UASB (apresentados no próximo item) que serão utilizados para a calibração do modelo. Para os demais dados de entrada foram considerados os mesmos apresentados na Tabela 5-3.

5.2.3 Validação do modelo matemático

Após as simulações procedeu-se a calibração do modelo a partir de resultados reais de produção de biogás e composição de metano para reatores UASB em diferentes escalas.

5.2.3.1 Reatores UASB em escala piloto e demonstração - CePTS

Os reatores em escala piloto e demonstração se encontram instalados no Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento (CePTS), localizado na estação de tratamento de esgoto da bacia do ribeirão Arrudas (ETE Arrudas), em Belo Horizonte. Uma pequena fração do esgoto afluente a essa estação, após passar pelo tratamento preliminar (gradeamento e desarenação), é encaminhada para as unidades experimentais. A Tabela 5-4 mostra as principais características dos reatores UASB em escala piloto e demonstração instalados no CePTS e as Figuras 5-2 e 5-3 apresentam uma vista desses reatores.

Tabela 5-4: Principais características dos reatores UASB instalados no CePTS

Características	Reatores UASB	
	R _{piloto}	R _{demonstração}
Diâmetro transversal (m)	0,30	2,00
Altura útil total (m)	4,00	4,50
Volume (m ³)	0,34	14,00



Figura 5-2: Vista do reator UASB, escala demonstração (R_{demonstração})



Figura 5-3: Vista do reator UASB, escala piloto (R_{piloto})

5.2.3.2 Reatores UASB em escala plena - ETE Laboreaux e ETE Onça

A ETE *Laboreaux* (Figura 5-4), responsável pelo tratamento de todo o esgoto gerado no município de Itabira, e a ETE Onça (Figura 5-5), que trata uma parte do esgoto gerado em Belo

Horizonte (bacia do ribeirão do Onça), apresentam fluxograma simplificado, compreendendo unidades de tratamento preliminar (gradeamento e desarenador), tratamento biológico anaeróbio e aeróbio em sequência (reator UASB, filtro biológico percolador - FBP e decantador secundário - DS). O lodo dos decantadores secundários é recirculado aos reatores UASB, onde é adensado e estabilizado, seguindo, após o descarte, para a etapa de desidratação e posterior disposição final. A Tabela 5-5 mostra as principais características de projeto dessas estações.

Tabela 5-5: Principais características dos reatores UASB da ETE *Laboreaux* e ETE Onça

Característica	ETE Onça	ETE <i>Laboreaux</i>
População (hab.)	1.000.000 (2.000.000)	70.000 (123.000)
Vazão (m ³ .s ⁻¹)	2,05 (4,00)	0,17 (0,31)
Número de unidades	24 (48)	8 (16)
Tipo	Retangular	Retangular
Dimensões (m)	38,4 × 6,4	21,7 × 6,2
Profundidade útil (m)	4,5	4,5
Volume útil (m ³)	2.211,9	1.210,9
Desidratação do lodo	Centrífuga	Filtro-prensa

() Valores indicados em parênteses referem-se ao fim de plano.

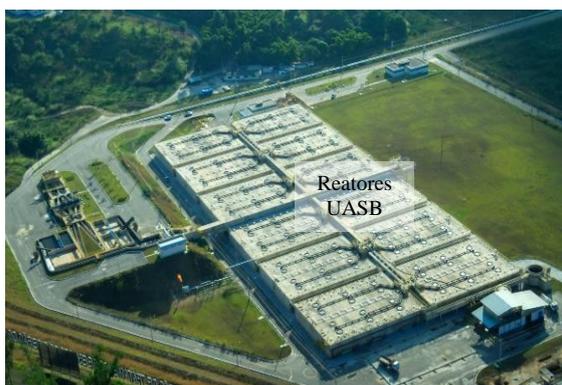


Figura 5-4: Vista dos reatores UASB da ETE Onça



Figura 5-5: Vista geral das unidades da ETE *Laboreaux*

5.3 Resultados e Discussão

Simulações utilizando o modelo matemático desenvolvido foram efetuadas, para reatores UASB tratando esgoto tipicamente doméstico, com o intuito de se estimar as faixas esperadas de produção de biogás e do potencial de geração de energia disponível para utilização.

5.3.1 Simulação para população contribuinte até 1.000.000 habitantes

Algumas estatísticas descritivas referentes aos resultados obtidos nas simulações para cada parcela do balanço de massa da DQO, para as três situações analisadas, são apresentadas na Tabela 5-6.

Nos gráficos box-plot, contidos na Figura 5-6, foram considerados todos os resultados encontrados nas simulações, buscando uma visualização da variabilidade dos mesmos. A parcela referente à carga de DQO afluente ao sistema foi desconsiderada nos gráficos, com o intuito de facilitar a comparação entre as demais parcelas.

Tabela 5-6: Estatísticas descritivas para as parcelas do balanço de massa da DQO global

Parcelas	Unidade	Situação	Média	Mediana	Mínimo	Máximo	25%	75%
DQO afluente DQO _{afi}	kgDQO.d ⁻¹	Pior	48.325	49.477	112	106.131	21.912	71.532
		Típica	48.868	47.356	382	106.805	23.875	73.859
		Melhor	48.308	44.103	135	105.772	22.734	73.234
DQO efluente DQO _{efi}	kgDQO.d ⁻¹	Pior	19.330	19.791	45	42.453	8.765	28.613
		Típica	17.104	16.575	134	37.382	8.356	25.851
		Melhor	14.492	13.231	41	31.732	6.820	21.970
Conversão em CH ₄ recuperado no biogás DQO _{CH₄ biog}	kgCH ₄ .d ⁻¹	Pior	9.401	8.720	28	23.384	4.127	14.150
		Típica	14.457	14.427	105	35.247	7.048	21.702
		Melhor	18.973	17.700	57	44.259	8.785	28.537
Perda como CH ₄ dissolvido DQO _{CH₄diss}	kgDQO-CH ₄ .d ⁻¹	Pior	8.243	7.995	14	20.623	3.777	12.077
		Típica	6.498	6.611	46	17.127	3.018	9.499
		Melhor	5.066	4.765	11	12.229	2.327	7.373
Perda como CH ₄ na fase gasosa e outras DQO _{CH₄perd}	kgDQO-CH ₄ .d ⁻¹	Pior	1.659	1.539	5	4.127	728	2.497
		Típica	1.606	1.603	12	3.916	783	2.411
		Melhor	1.576	1.483	3	3.805	462	2.294
Utilizada na redução de sulfato DQO _{red.SO₄}	kgDQO.d ⁻¹	Pior	3.517	3.411	6	8.799	1.612	5.153
		Típica	2.437	2.479	17	13.564	1.132	3.562
		Melhor	1.576	1.483	3	3.805	724	2.294
Conversão em biomassa DQO _{lodo}	kgDQO-lodo.d ⁻¹	Pior	6.176	6.323	14	13.564	2.800	9.142
		Típica	6.766	6.323	53	14.787	2.800	9.142
		Melhor	7.203	6.576	20	15.771	3.390	10.919

A partir da Figura 5-6a observa-se claramente na pior situação, referente a maiores concentrações de sulfato, menor eficiência de remoção de DQO e maiores índices de perdas de metano (dissolvido no efluente, na fase gasosa e outras), que a parcela da DQO convertida em CH₄ e disponível para utilização é menor. Situação contrária pode ser observada na Figura 5-6b referente à melhor situação, que conjuga menores concentrações de sulfato, maior eficiência de remoção de DQO e menores índices de perda de metano. Para essa situação a parcela da DQO convertida em CH₄ coletado no separador trifásico é maior e, conseqüentemente, o seu potencial energético.

As parcelas devidas às perdas de CH₄ na fase gasosa e a DQO utilizada pelas BRS na redução do sulfato foram as menos importante no balanço de massa da DQO. Os baixos valores para a parcela referente à redução do sulfato podem ser explicados pela baixa concentração de sulfato afluente considerada nas simulações (40 a 80 mg.L⁻¹) e dos conseqüentes valores para a relação DQO/SO₄²⁻, próximos de 10, favorecendo a etapa da metanogênese.

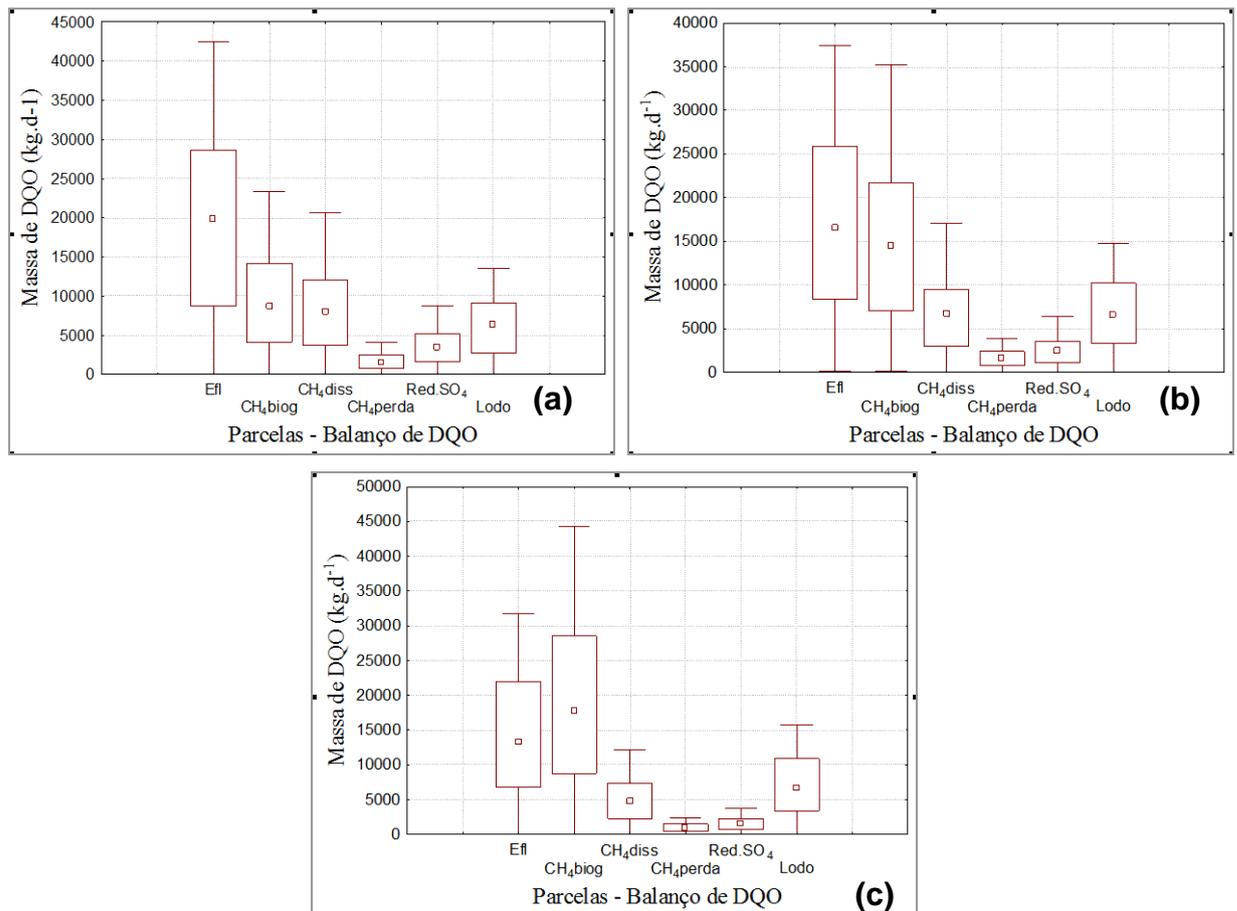


Figura 5-6: Box plot dos resultados da massa de DQO: (a) pior situação; (b) situação típica; (c) melhor situação.

A contribuição de cada parcela no balanço de massa da DQO é apresentada na Tabela 5-7, para as três situações analisadas, e pode ser visualizada na Figura 5-7, para a pior e melhor situação.

Tabela 5-7: Porcentagem das parcelas do balanço de massa em relação à DQO aplicada

Parcela	Unidade	Pior situação			Situação típica			Melhor situação		
		Máximo	Mínimo	Média	Máximo	Mínimo	Média	Máximo	Mínimo	Média
DQO _{efl}		40	40	40	35	35	35	30	30	30
DQO _{lodo}		13	13	13	14	14	14	15	15	15
DQO _{red.SO₄}		10	5	7	7	3	5	4	2	3
DQO _{CH₄diss}	%	24	11	17	19	9	13	14	7	11
DQO _{CH₄perd}		5	2	3	4	3	3	2	2	2
DQO _{CH₄biog}		26	11	19	35	23	29	44	35	39

De toda DQO afluente ao sistema, 30 a 40% saiu solubilizada no efluente, ressalta-se que essas porcentagens foram fixadas nos dados de entrada, 30% para a pior situação e 40% para a melhor situação. A conversão em biomassa foi responsável por 13 a 15% da DQO aplicada ao sistema. Em relação às simulações de concentrações de sulfato no afluente foram obtidos percentuais de utilização de DQO para redução de sulfato variando entre 3 a 7%.

Para os índices simulados de perda de metano com o efluente (variando entre 15 e 25 mg.L⁻¹), 11 a 17% da carga de DQO aplicada no sistema foi convertida em metano não recuperado no biogás, mas sim perdido dissolvido no efluente. De acordo com Souza (2010), esse CH₄ perdido dissolvido no efluente pode ter um desprendimento controlado, em situação ideal, seja no próprio decantador devidamente fechado e com a fase gasosa controlada, seja em uma unidade externa construída com esse objetivo. No entanto, a situação mais comum em reatores UASB tratando esgoto doméstico é o desprendimento descontrolado ocasionando perdas de metano para a atmosfera, o que resulta em incremento do efeito estufa e perda de potencial energético para o reator.

Depois de consideradas todas as parcelas do balanço, calculou-se a parcela de DQO aplicada que efetivamente foi convertida em CH₄ presente no biogás, a qual variou de 19% para a pior situação a 39% para a melhor situação. Observa-se que a metanogênese (soma das parcelas de DQO convertida em CH₄ - perdas e presente no biogás), responsável por 39 a 52%, supera em muito a sulfetogênese, responsável por apenas 3 a 7% da conversão da DQO aplicada. Essa situação já era esperada uma vez que estamos tratando de esgoto doméstico, com baixa concentração de sulfato em relação à DQO.

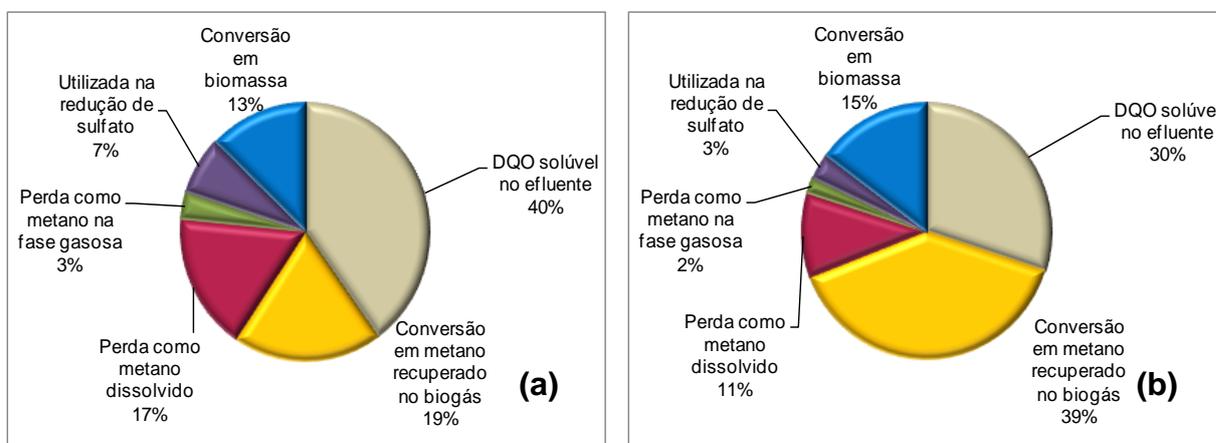


Figura 5-7: Resultado das simulações de balanço de DQO em reatores UASB tratando esgoto tipicamente doméstico em relação à DQO afluente: (a) pior situação; (b) melhor situação

Na pior situação, de toda a DQO aplicada convertida em CH₄, em média 39%, apenas 19% refere-se à parcela de DQO convertida em CH₄ coletada no separador trifásico e disponível para utilização, o que representa uma perda de cerca de 50% de potencial energético. Já na melhor situação, em média 52% da DQO aplicada é convertida em CH₄, sendo 39% referente à parcela de DQO convertida em CH₄ disponível para utilização, o que caracteriza uma perda de potencial energético de apenas 25%. Desta forma, para uma dada concentração de DQO

afluente e eficiência de remoção no reator, a perda de metano dissolvido no efluente passa a ser fator extremamente importante no balanço energético do sistema.

Em relação à DQO removida, a influência de cada parcela do balanço de massa é apresentada na Tabela 5-8 e pode ser melhor visualizada na Figura 5-8, para a pior e melhor situação.

Tabela 5-8: Porcentagem das parcelas do balanço de massa em relação à DQO removida

Parcela	Unidade	Pior situação			Situação típica			Melhor situação		
		Máximo	Mínimo	Média	Máximo	Mínimo	Média	Máximo	Mínimo	Média
DQO _{lodo}		21	21	21	21	21	21	21	21	21
DQO _{red.SO₄}		17	8	12	11	5	8	6	3	5
DQO _{CH₄diss}	%	40	19	28	29	14	21	20	10	15
DQO _{CH₄perd}		8	3	6	6	4	5	3	3	3
DQO _{CH₄biog}		44	19	32	53	35	45	63	50	56

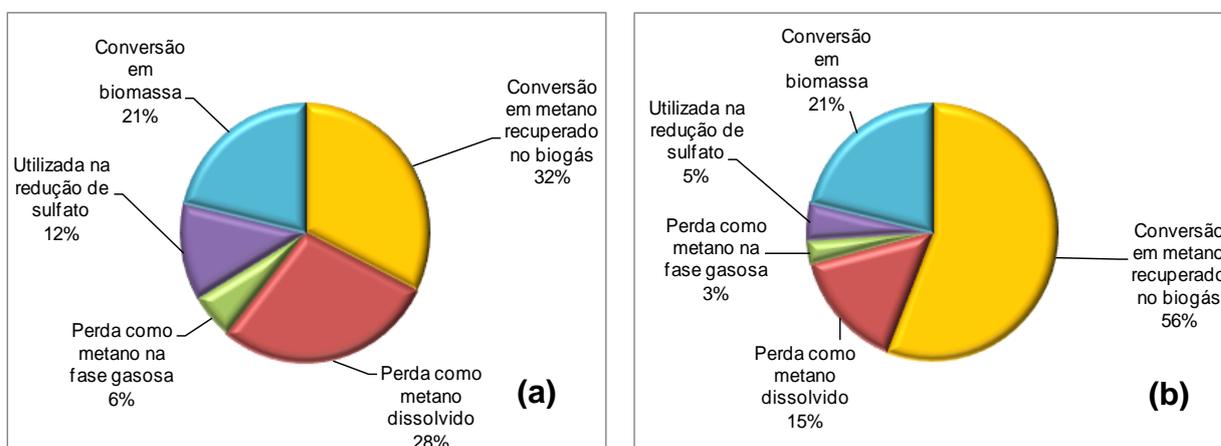


Figura 5-8: Resultado das simulações de balanço de DQO em reatores UASB tratando esgoto tipicamente doméstico em relação à DQO removida: (a) pior situação; (b) melhor situação

Considerando as parcelas do balanço de massa em relação à DQO removida, observa-se que 21% foi convertida em biomassa, 5 a 12% foi utilizada na redução do sulfato e o restante foi convertida a CH₄ (66 a 74%), o que não quer dizer que toda essa parcela está disponível para a recuperação energética, uma vez que uma parcela considerável dessa DQO convertida em CH₄ foi perdida dissolvida no efluente (15 a 28%) e uma parcela menor foi perdida na fase gasosa (3 a 6%). Sendo assim, os percentuais de conversão de DQO em CH₄ efetivamente disponível para aproveitamento energético variaram de valores médios de 32 a 56%. Apreende-se, portanto, que, em condições mais desfavoráveis, de elevadas perdas de metano dissolvido e na fase gasosa, e de elevadas concentrações de sulfato no afluente, esses fatores, podem representar um percentual de perda de metano e de energia da ordem de 50%.

A influência de cada parcela do balanço de massa em relação à DQO aplicada e removida para a situação típica é apresentada na Figura 5-9.

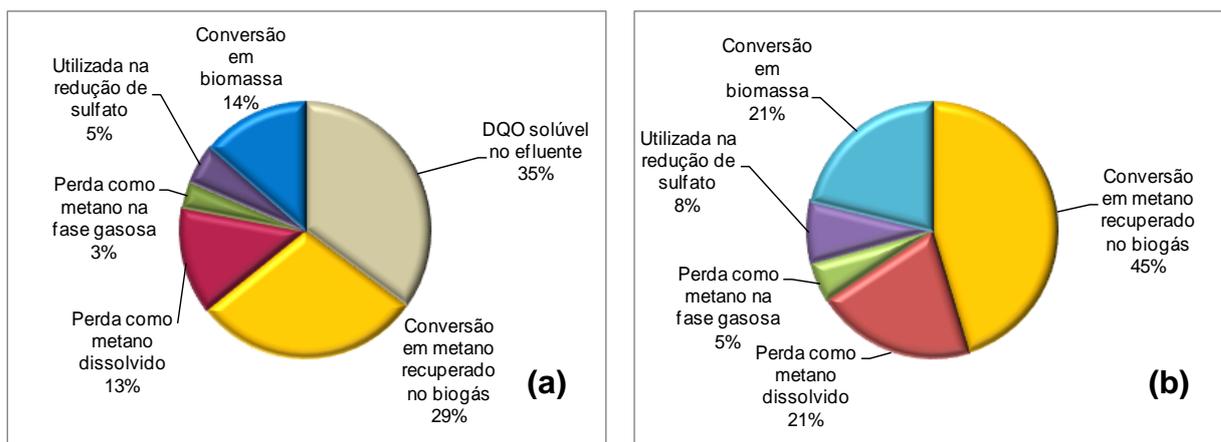


Figura 5-9: Resultado das simulações de balanço de DQO em reatores UASB tratando esgoto tipicamente doméstico, considerando a situação típica: (a) DQO aplicada; (b) DQO removida

Em resumo, o balanço de massa em relação à DQO aplicada ao reator UASB indica as seguintes contribuições para a situação típica: 35% DQO solúvel no efluente; 14% DQO convertida em lodo; 5% DQO utilizada pelas bactérias redutoras de sulfato; 13% e 3% DQO convertida em metano e perdido dissolvido no efluente e na fase gasosa, respectivamente, e 29% DQO convertida em metano recuperado no biogás.

Em relação à DQO removida no reator UASB, as contribuições são as seguintes para a situação típica: 21% DQO convertida em lodo; 8% DQO utilizada pelas bactérias redutoras de sulfato; 71% DQO convertida em CH_4 , desses 21% e 5% foram perdidos dissolvido no efluente e na fase gasosa, respectivamente, e 45% DQO foi efetivamente recuperado no biogás.

Os balanços de massa efetuados por Souza (2010), através de medições em reatores em escala piloto e demonstração, indicaram as seguintes faixas relativas à DQO convertida (removida): DQO_{lodo} (25-34%), DQO_{CH_4} (54-56%) e sulfato redução (6-7%). Em relação à DQO global (aplicada) foram obtidas as seguintes faixas: efluente solúvel (14-24%), lodo no efluente (10-20%), lodo retido (8-10%), CH_4 no biogás (24-30%), CH_4 dissolvido no efluente (16-18%) e redução de sulfato (4,5-5%).

Efetuada o balanço de massa da DQO, procedeu-se o cálculo da produção de biogás para as três situações analisadas, sendo os resultados, considerando uma população contribuinte até um milhão de habitantes e a correspondente vazão contribuinte de esgoto (0 a $2,5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$), apresentados nas Figuras 5-10 e 5-11, respectivamente.

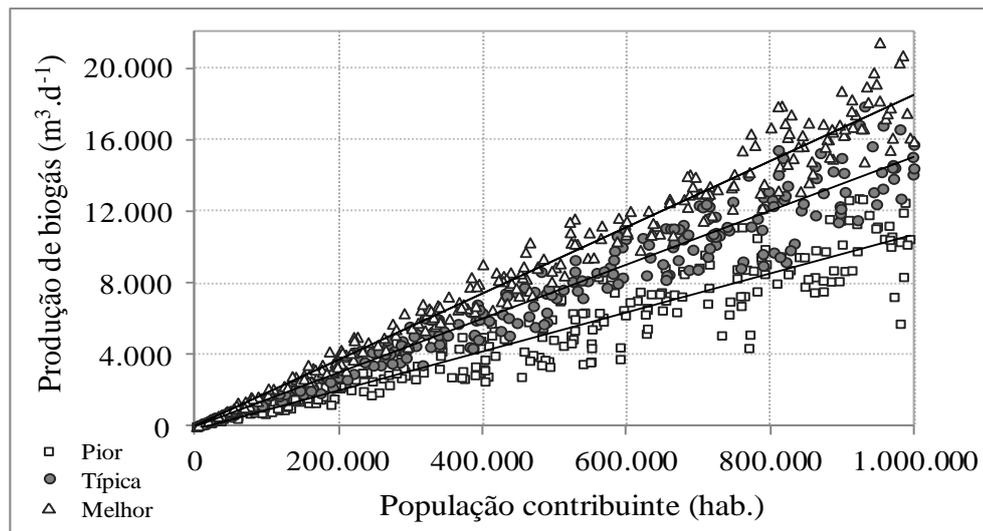


Figura 5-10: Faixas esperadas de produção de biogás em reatores UASB tratando esgoto tipicamente doméstico para população até 1.000.000 habitantes

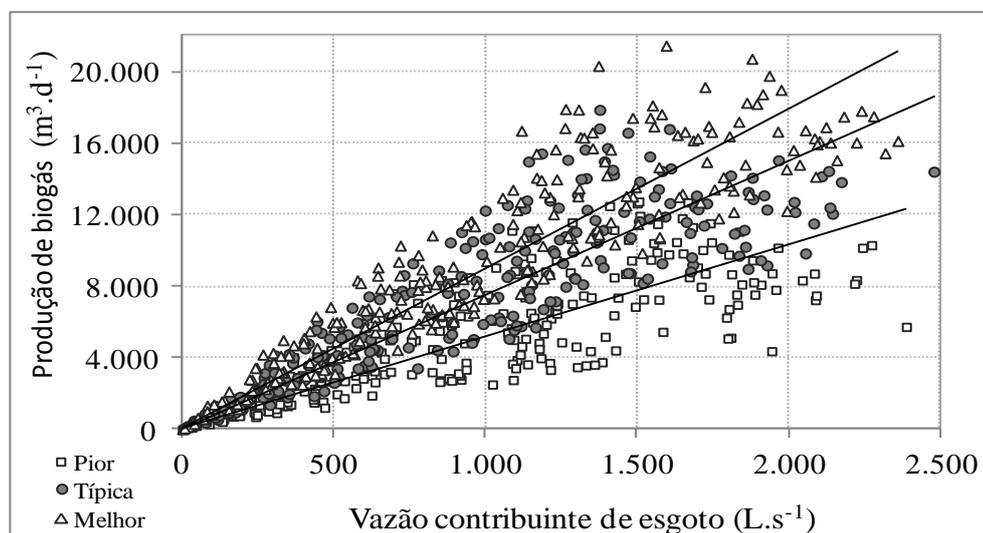


Figura 5-11: Faixas esperadas de produção de biogás em reatores UASB tratando esgoto tipicamente doméstico considerando a vazão contribuinte de esgoto entre 0 e 2.500 L.s⁻¹.

Uma vez estimadas as vazões de biogás e de metano disponível para utilização, foram determinadas também as faixas esperadas de potencial de geração de energia (Figuras 5-12 e 5-13).

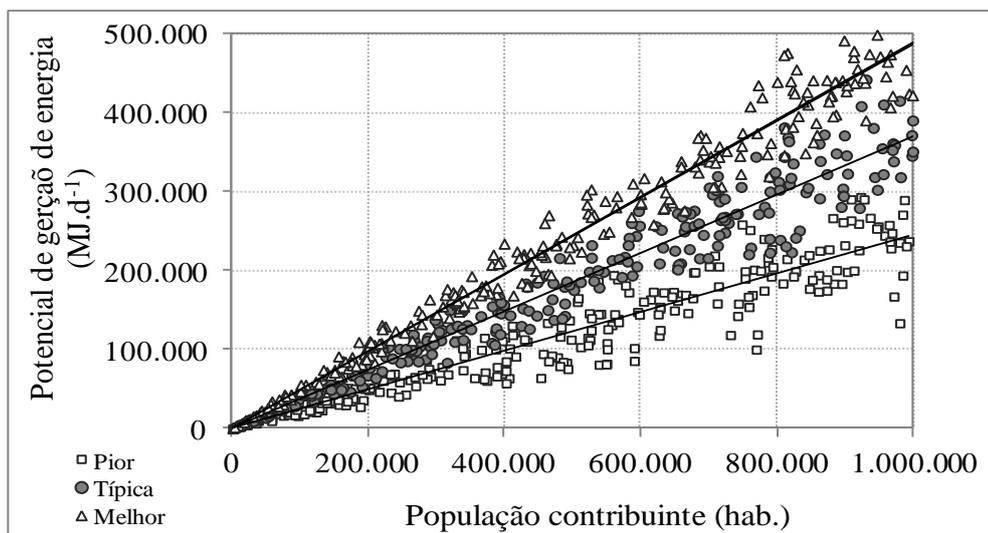


Figura 5-12: Faixas esperadas de potencial de geração de energia em MJ.d⁻¹, para a população contribuinte até 1.000.000 habitantes

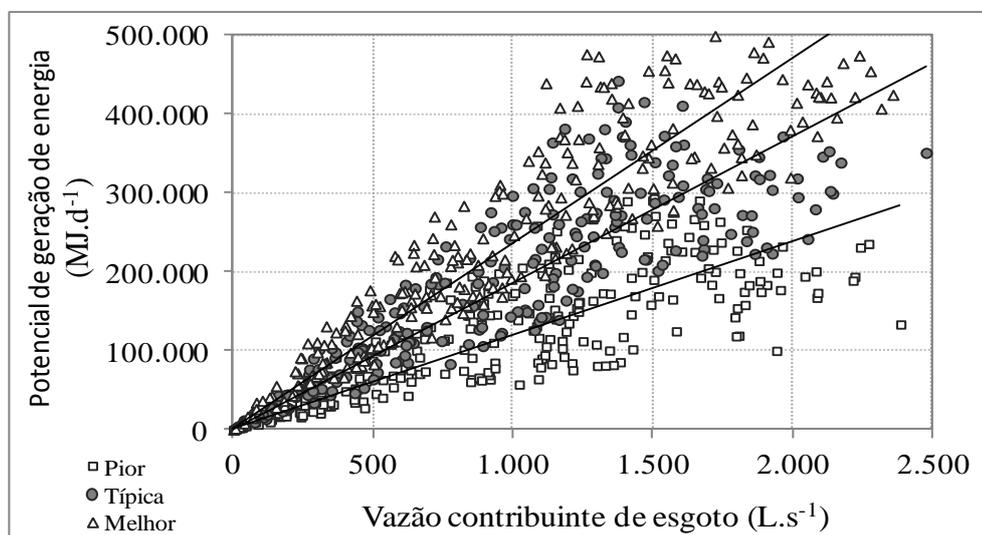


Figura 5-13: Faixas esperadas de potencial de geração de energia em MJ.d⁻¹, para vazão contribuinte entre 0 e 2.500 L/s.

Podem ser obtidos valores bastante dissonantes de produção de biogás e de potencial de geração de energia, a depender das variáveis de entrada. Considerando, por exemplo, uma vazão afluyente de 2.500 L.s⁻¹, a produção esperada de biogás pode variar de 10.000 m³.d⁻¹ a 18.000 m³.d⁻¹, já para o potencial de energia os valores encontrados variam de 250.000 MJ.d⁻¹ a 480.000 MJ.d⁻¹.

Com base nas simulações efetuadas, foram obtidas, ainda, as seguintes relações unitárias de produção de metano, de biogás e de energia em reatores UASB tratando esgoto tipicamente doméstico (Tabela 5-9).

Tabela 5-9: Relações unitárias de produção de metano, de biogás e de energia em reatores UASB tratando esgoto doméstico

Relação unitária	Unidade	Pior situação			Situação típica			Melhor situação		
		Máximo	Mínimo	Média	Máximo	Mínimo	Média	Máximo	Mínimo	Média
Volume unitário de CH ₄ produzido	NL.hab ⁻¹ .dia ⁻¹	9,9	3,6	6,8	13,3	7,4	10,2	16,7	11,1	13,7
	NL.m ⁻³ esgoto	81,7	16,7	42,2	103,7	34,8	64,2	134,6	51,8	81,3
	NL.kgDQO _{remov} ⁻¹	154,1	66,0	113,4	185,8	124,2	158,3	219,1	173,9	196,0
Volume unitário de biogás produzido	NL.hab ⁻¹ .dia ⁻¹	14,1	5,2	9,8	17,7	9,9	13,6	20,8	13,9	17,1
	NL.m ⁻³ esgoto	116,7	23,8	60,3	138,3	46,4	85,6	168,3	64,8	101,6
	NL.kgDQO _{remov} ⁻¹	220,1	94,3	162,0	247,8	165,6	211,1	273,9	217,4	245,0
Potencial energético unitário	kWh.m ⁻³ esgoto	0,8	0,2	0,4	1,0	0,3	0,6	1,3	0,5	0,8
	kWh.kgDQO _{remov} ⁻¹	1,5	0,7	1,1	1,9	1,2	1,6	2,2	1,7	2,0
	kWh.Nm ⁻³ biogás	7,0	7,0	7,0	7,5	7,5	7,5	8,0	8,0	8,0
	kWh.hab ⁻¹ .ano ⁻¹	36,0	13,2	24,9	48,3	26,9	37,2	60,7	40,5	49,8
	MJ.m ⁻³ esgoto	2,9	0,6	1,5	3,7	1,2	2,3	4,8	1,9	2,9
	MJ.kgDQO _{remov} ⁻¹	5,5	2,4	4,1	6,7	4,5	5,7	7,9	6,2	7,0
	MJ.Nm ⁻³ biogás	25,1	25,1	25,1	26,9	26,9	26,9	28,7	28,7	28,7
	MJ.hab ⁻¹ .ano	129,5	47,7	89,7	173,8	96,8	133,8	218,4	145,7	179,3

Observa-se a partir da Tabela 5.9 que os reatores UASB apresentam uma produção volumétrica estimada de biogás de 14 NL.hab⁻¹.d⁻¹ (média para a situação típica), produção essa menor que a encontrada em digestores de lodo. ANDREOLI *et al.* (2001) afirmam que digestores anaeróbios de lodo podem apresentar uma produção estimada de biogás de 25 NL.hab⁻¹.d⁻¹.

De acordo com Metcalf e Eddy (2003), para a digestão anaeróbia de lodo aeróbio estima-se uma produção de biogás de 0,40 Nm³CH₄.kg DQOremovida⁻¹. Para os reatores UASB, de acordo com as relações unitárias obtidas nas simulações efetuadas considerando todas as rotas de conversão de DQO, inclusive as perdas de CH₄ e a redução de sulfato (Tabela 5.9), estima-se uma produção de biogás de 0,11 a 0,20 Nm³CH₄.kg DQOremovida⁻¹, valor inferior a produção de biogás dos digestores anaeróbios de lodo.

O potencial de recuperação de energia nos reatores UASB pode variar de 1,5 a 2,9 MJ por m³ de esgoto tratado, dependendo das características do esgoto afluente e de eficiência do sistema.

Finalmente, é importante mencionar que a faixa de geração média de metano estimada pelo modelo de 0,11-0,20 Nm³CH₄.kgDQOremovida⁻¹ está em estreita consonância com a faixa reportada por Noyola *et al.* (1998) de 0,08-0,18 Nm³.kgDQOremovida⁻¹.

O estudo da regressão linear, para as três situações consideradas, foi desenvolvido para os seguintes dados obtidos no modelo: (i) vazão de esgoto contribuinte x produção de biogás; (ii)

vazão de esgoto contribuinte x potencial de geração de energia. A equação da reta ajustada e o coeficiente de determinação são apresentados na Tabela 5-10, para cada conjunto de dados.

Tabela 5-10: Equação da reta de regressão linear ajustada aos dados

Regressão Linear	Melhor situação	
	$m^3.d^{-1} \times L.s^{-1}$	$MJ.d^{-1} \times L.s^{-1}$
Equação	$y = 8,95x$	$y = 235,92x$
Coeficiente de determinação (r^2)	0,83	
Regressão Linear	Situação típica	
	$m^3.d^{-1} \times L.s^{-1}$	$MJ.d^{-1} \times L.s^{-1}$
Equação	$y = 7,52x$	$y = 185,46x$
Coeficiente de determinação (r^2)	0,75	
Regressão Linear	Pior situação	
	$m^3.d^{-1} \times L.s^{-1}$	$MJ.d^{-1} \times L.s^{-1}$
Equação	$y = 5,16x$	$y = 118,86x$
Coeficiente de determinação (r^2)	0,64	

As equações de regressão foram obtidas para um conjunto de dados simulados durante determinada rodada do modelo.

Considerando a situação típica, para as variáveis potencial de geração de energia ($MJ.d^{-1}$) e vazão contribuinte, o coeficiente de determinação foi igual a 0,75, o que significa que 75% da variação observada no potencial energético pode ser explicada pela variável população contribuinte.

Nas Figuras 5-14 e 5-15 são apresentados os gráficos de intervalo de confiança para a situação típica.

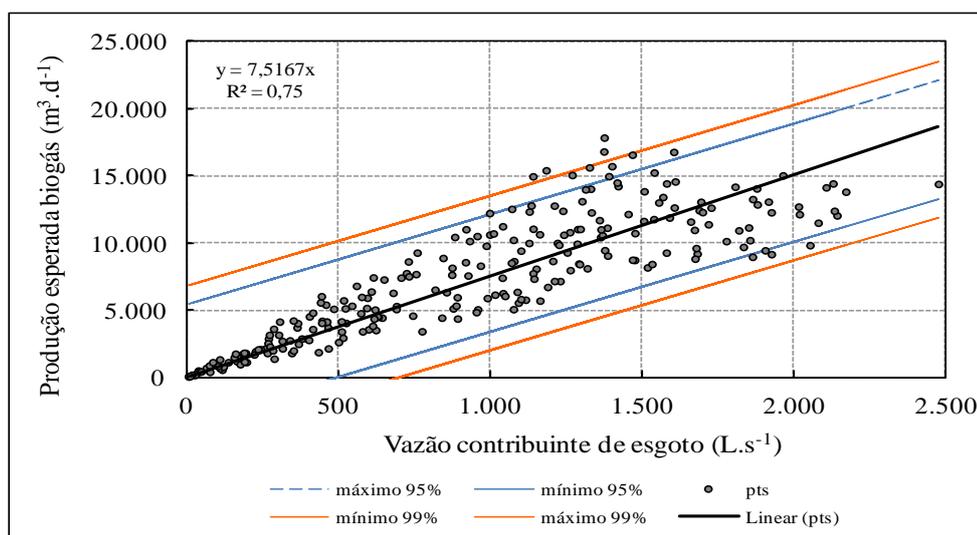


Figura 5-14: Intervalo de confiança de 95 e 99% para a regressão linear entre as variáveis vazão de esgoto e produção esperada de biogás

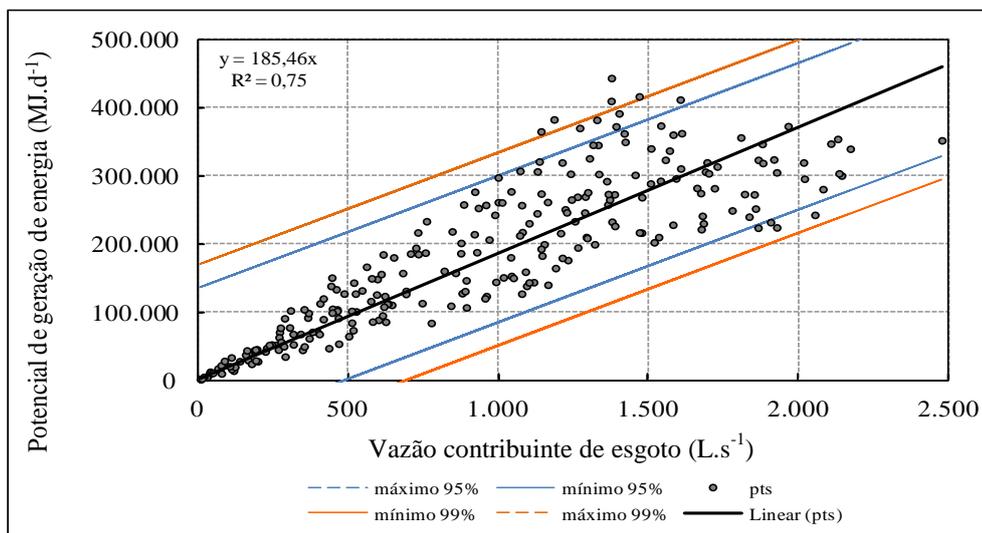


Figura 5-15: Intervalo de confiança de 95 e 99% para a regressão linear entre as variáveis vazão de esgoto e potencial de geração de energia

De acordo com von Sperling (2007), a análise dos resíduos pode fornecer importantes informações sobre a adequabilidade do modelo, e das possíveis transformações a serem introduzidas no mesmo. Os resíduos correspondem aos valores simulados de y menos os valores estimados de y na regressão linear, sendo os mesmos plotados nos gráficos contidos na Figura 5-16. Para garantir a adequabilidade do modelo, os pontos devem ficar distribuídos de forma equilibrada acima e abaixo de uma linha imaginária paralela ao eixo x na altura do resíduo zero.

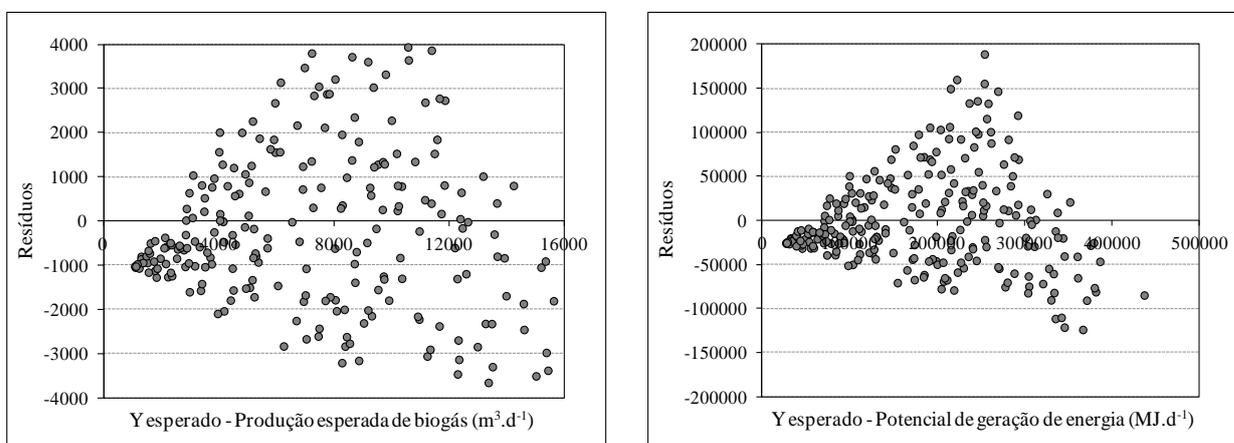


Figura 5-16: Resíduos relativos ao ajuste de regressão linear aos dados a) produção esperada de biogás versus vazão de esgoto; b) potencial de geração de energia versus vazão de esgoto

A partir da Figura 5-16 verifica-se que os resíduos produzem faixas em forma de cone, o que indica que os mesmos apresentam variância não constante, sendo necessário ajuste no modelo (transformação em y). Os resíduos talvez ficassem homogeneamente distribuídos se o y esperado fosse unitário, por exemplo, por 1.000 hab. ou 1 hab., no entanto, essa análise não fez parte do escopo desse trabalho.

5.3.2 Simulações para diferentes faixas de população contribuinte

A contribuição das parcelas no balanço de massa da DQO, para a situação típica, considerando as diferentes populações e respectivas contribuições *per capita* de esgoto, são apresentadas na Figura 5-17.

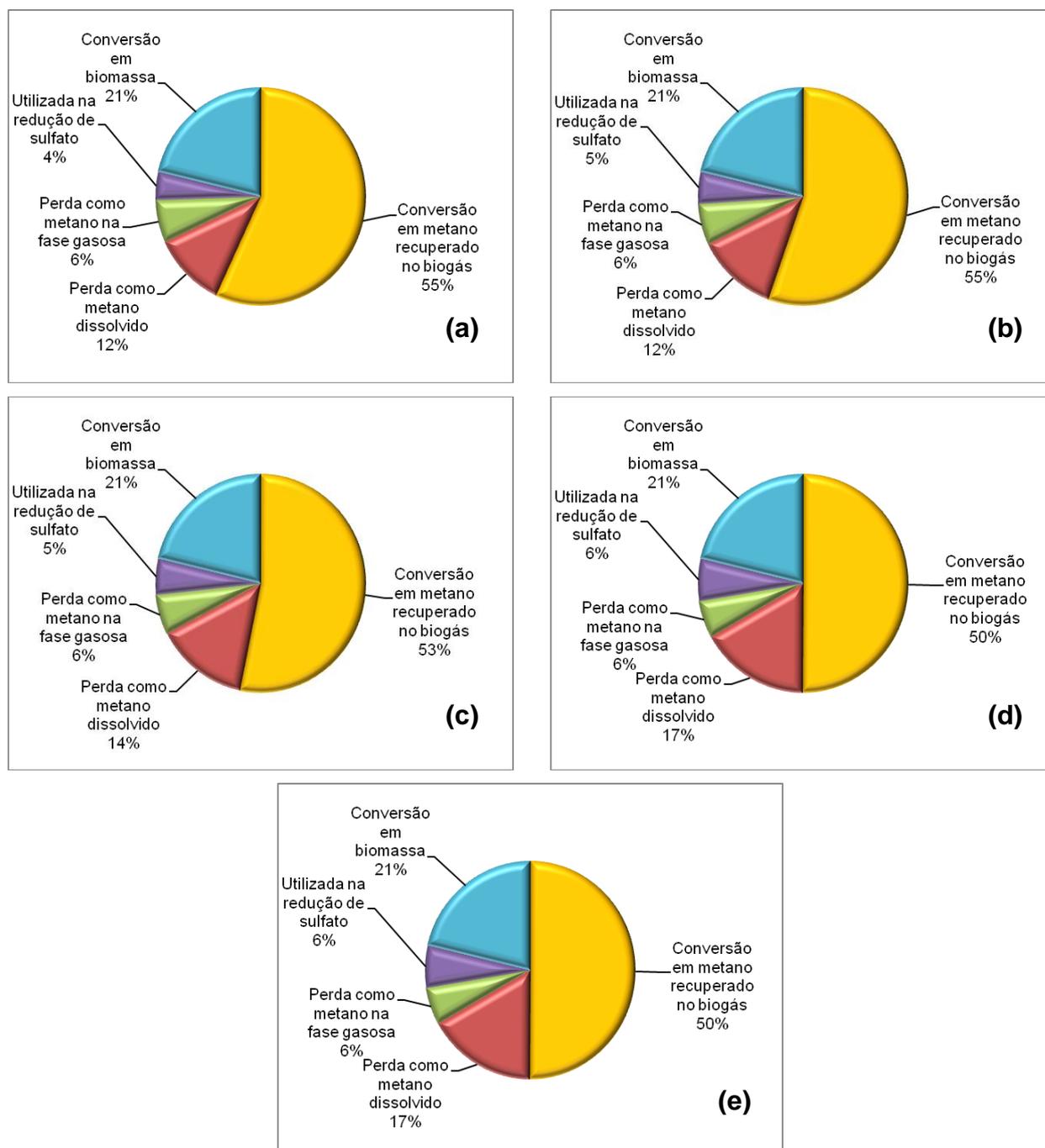


Figura 5-17: Simulações de balanço de massa em reatores UASB em relação à DQO removida, considerando a situação típica: (a) < 5.000 hab.; (b) 5.000 a 10.000 hab.; (c) 10.000 a 50.000 hab.; (d) 50.000 a 250.000 hab.; (e) 250.000 a 1 milhão hab.

De maneira geral, os percentuais de conversão de DQO em metano efetivamente disponível para aproveitamento energético variaram de valores médios de 50% para a faixa de 250.000 a 1

milhão de habitantes e 55% para população contribuinte menor que 5.000 habitantes. Para efeito de comparação, na simulação anterior para população contribuinte até 1 milhão de habitantes esta porcentagem esteve em torno de 45%. Esses resultados parecem indicar que o aumento da carga orgânica afluenta acarreta em maiores perdas no sistema, reduzindo assim a parcela de DQO convertida em CH₄ presente no biogás e, conseqüentemente, o potencial energético do sistema.

5.3.3 Validação do modelo – Reatores UASB do CePTS

Algumas estatísticas descritivas referentes aos dados de monitoramento dos reatores UASB escala piloto e demonstração, vazão de esgoto afluento, produção de biogás e percentual de CH₄, bem como da produção de metano e do potencial de geração de energia, calculados a partir desses dados, são apresentadas nas Tabelas 5-11 e 5-12.

Tabela 5-11: Estatística descritiva para os dados de monitoramento do reator UASB, escala piloto

Estatística	Q _{esgoto} (m ³ .d ⁻¹)	Q _{biogás} (m ³ .d ⁻¹)	CH ₄ (%)	Q _{CH₄} (m ³ .d ⁻¹)	Potencial de geração de energia (MJ.d ⁻¹)
Nº dados	19	19	19	19	19
Média	1,62	0,12	64,7	0,07	2,7
Mediana	1,61	0,12	62,3	0,08	2,7
Mínimo	1,49	0,09	56,0	0,05	1,9
Máximo	1,80	0,15	82,3	0,10	3,5
Desvio padrão	0,08	0,02	7,3	0,01	0,4

Monitoramento no período de 23/09/2008 a 17/02/2006.

Tabela 5-12: Estatística descritiva para os dados de monitoramento do reator UASB, escala demonstração

Estatística	Q _{esgoto} (m ³ .d ⁻¹)	Q _{biogás} (m ³ .d ⁻¹)	CH ₄ (%)	Q _{CH₄} (m ³ .d ⁻¹)	Potencial de geração de energia (MJ.d ⁻¹)
Nº dados	19	19	19	19	19
Média	27,28	2,1	73,2	1,5	55,8
Mediana	27,33	2,2	74,8	1,6	56,3
Mínimo	23,81	1,3	62,9	0,9	33,5
Máximo	29,23	3,0	79,1	2,2	80,4
Desvio padrão	1,64	0,5	4,0	0,4	13,7

Monitoramento no período de 18/09/2008 a 17/02/2006.

Os resultados reais para produção de biogás e do potencial de recuperação de energia, para ambos os reatores UASB, foram plotados no mesmo gráfico onde aparecem as linhas de tendência dos resultados obtidos nas simulações (Figuras 5-18 e 5-19).

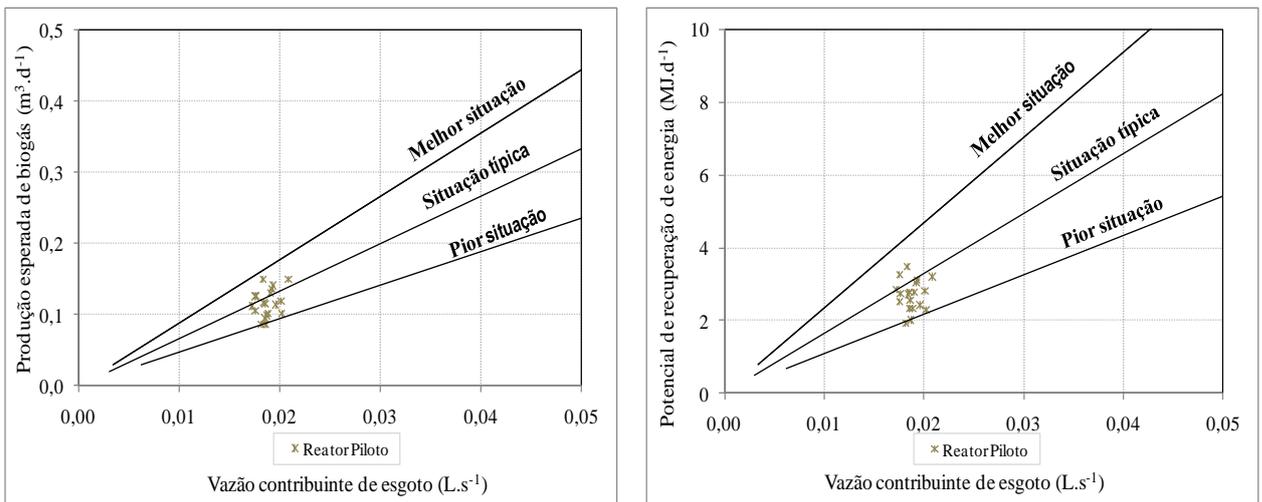


Figura 5-18: Validação do modelo a partir dos dados de monitoramento do reator UASB, escala piloto.

Observa-se que os resultados para a produção de biogás e o consequente potencial de recuperação de energia do reator UASB escala piloto, obtidos a partir de dados experimentais, ficaram dentro das faixas simuladas, concentrando-se entre as faixas referentes a melhor e a pior situação. Os valores médios obtido para o reator UASB piloto foram iguais a $0,12 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ para a produção de biogás e $2,7 \text{ MJ} \cdot \text{d}^{-1}$ para o potencial energético recuperado, considerando a vazão média afluente a esse reator igual a $0,02 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1}$ ($1,6 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$).

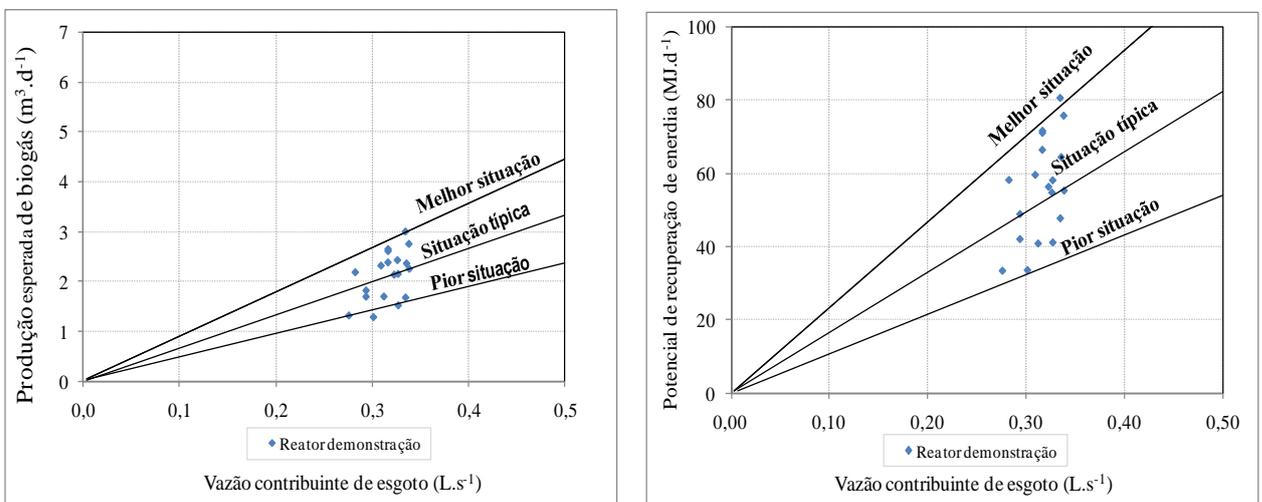


Figura 5-19: Validação do modelo a partir dos dados de monitoramento do reator UASB, escala de demonstração.

Em relação ao reator UASB escala demonstração, os valores reais encontram-se entre as faixas simuladas para a melhor e pior situação. Os valores médios obtidos para esse reator foram iguais a $2,1 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ para a produção de biogás e $55,8 \text{ MJ} \cdot \text{d}^{-1}$ para o potencial energético recuperado, considerando a vazão média afluente a esse reator igual a $0,32 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1}$ ($27,3 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$).

5.3.4 Validação do modelo – Reatores UASB ETE *Laboreaux* (Itabira/MG)

As estatísticas descritivas referentes aos dados de monitoramento da ETE *Laboreaux* (vazão de esgoto afluyente, produção de biogás nos reatores UASB e percentual de CH₄ contido no biogás), bem como da produção de metano e do potencial de geração de energia, calculados a partir desses dados, são apresentadas na Tabela 5-13.

Tabela 5-13: Estatística descritiva para os dados de monitoramento da ETE *Laboreaux*

Estatística	Q _{esgoto} (L.s ⁻¹)	Q _{biogás} (m ³ .d ⁻¹)	CH ₄ (%)	Q _{CH₄} (m ³ .d ⁻¹)	Potencial de geração de energia (MJ.d ⁻¹)
Nº dados*	357	357	25	357	357
Média	70,9	391,4	78,3	305,3	10.960,1
Mediana	69,3	386,0	79,1	301,1	10.808,8
Mínimo	44,3	18,1	70,3	14,1	506,8
Máximo	111,1	732,0	82,5	571,0	20.497,5
Desvio padrão	10,1	136,7	2,6	106,6	3.828,2

* A frequência de amostragem da vazão de esgoto e de biogás é diária, já a composição do biogás é realizada, em média, 3 vezes por mês. Dados de monitoramento no período de fevereiro de 2010 a janeiro de 2011.

Os dados de monitoramento para produção de biogás e do potencial de recuperação de energia para os reatores UASB da ETE *Laboreaux* são mostrados na Figura 5-20, conjuntamente com as linhas de tendência dos resultados obtidos para as três situações simuladas.

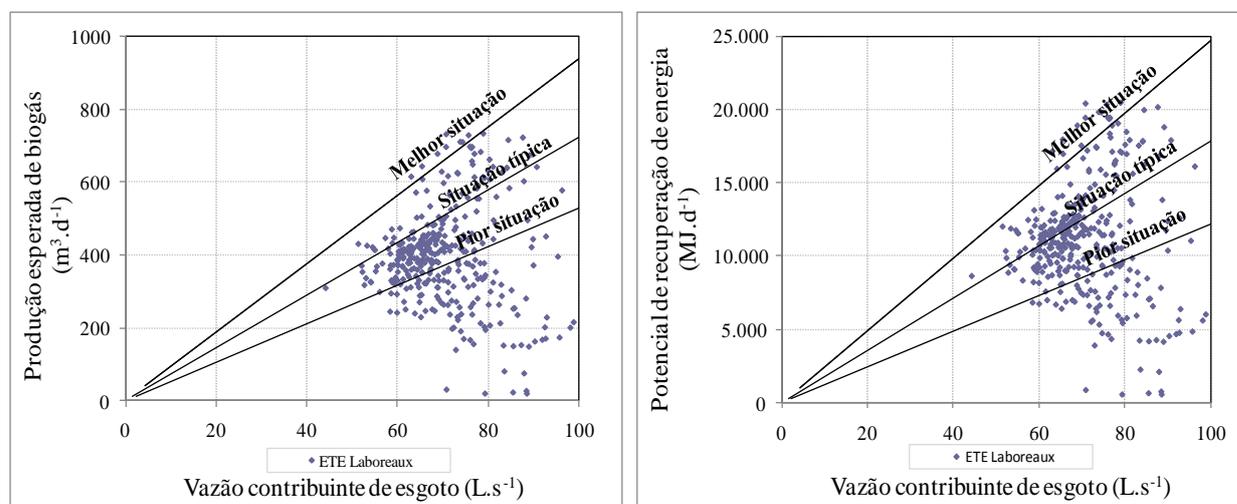


Figura 5-20: Validação do modelo a partir dos dados de monitoramento da ETE *Laboreaux*

A maioria dos resultados para a produção de biogás e o consequente potencial de recuperação de energia dos reatores UASB concentraram-se entre as faixas simuladas para a situação típica e pior, no entanto, alguns dados fogem aos limites das linhas de tendência ficando abaixo da linha de tendência referente à pior situação.

A produção de biogás nos reatores UASB da ETE *Laboreaux*, no período monitorado, foi da ordem de 390 m³.d⁻¹ e o potencial energético equivalente da ordem de 11.000 MJ.d⁻¹.

A Tabela 5-14 apresenta um balanço energético para a ETE *Laboreaux*, considerando a demanda de energia pelas elevatórias do sistema e o potencial de geração real.

Tabela 5-14: Balanço energético para a ETE *Laboreaux*

Balanço energético	Valor
Demanda de energia*	1.000 kWh.d ⁻¹
Produção de biogás	390 m ³ .d ⁻¹
Potencial energético	3.055 kWh.d ⁻¹

*Valores referentes à demanda energética das elevatórias da estação

Conforme se pode apreender a partir dos dados da Tabela 5-14, o potencial energético real médio do biogás gerado na ETE *Laboreaux* igual a 11.000 MJ.d⁻¹ (3.055 kWh.d⁻¹) é cerca de três vezes superior à demanda energética das elevatórias. Todavia, a possibilidade de geração de eletricidade, a partir do biogás, para utilização nas elevatórias dependerá principalmente das eficiências, dos custos e dos requisitos de purificação dos equipamentos disponíveis no mercado.

5.3.5 Validação do modelo – Reatores UASB ETE Onça (Belo Horizonte/MG)

Algumas estatísticas descritivas referentes aos dados de monitoramento da ETE Onça são apresentadas na Tabela 5-15. Devido a não disponibilidade de dados referente à composição do biogás nessa estação, para o cálculo do potencial energético desses reatores, adotou-se o valor teórico de 75% de CH₄ no biogás.

Tabela 5-15: Estatística descritiva para os dados de monitoramento da ETE Onça

Estatística	Q _{esgoto} (L.s ⁻¹)	Q _{biogás} (m ³ .d ⁻¹)	Q _{CH₄} (m ³ .d ⁻¹)	Potencial de geração de energia (MJ.d ⁻¹)
Nº dados	39	39	39	39
Média	661,4	3.899,5	2.924,6	104.995,7
Mediana	637,1	4.447,0	3.335,3	119.735,5
Mínimo	518,2	876,0	657,0	23.586,3
Máximo	637,1	5.282,0	3.961,5	142.217,9
Desvio padrão	82,1	1.265,8	949,3	34.081,0

Dados de monitoramento de 2008.

Também, para a calibração do modelo a partir dos dados da ETE Onça, os resultados reais para produção de biogás e do potencial de recuperação de energia para os reatores UASB foram plotados no mesmo gráfico onde aparecem as linhas de tendência dos resultados obtidos nas simulações (Figura 5-21).

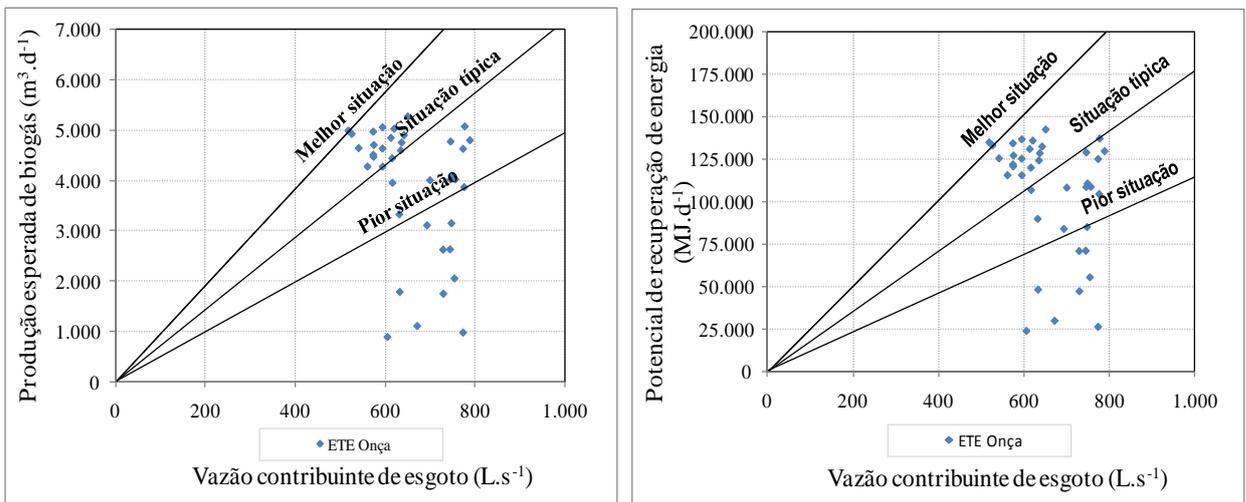


Figura 5-21: Calibração do modelo a partir dos dados de monitoramento da ETE Onça

A maior parte dos resultados da ETE Onça está entre as faixas simuladas para a pior e melhor situação, no entanto, alguns dados, assim como quando considerados os dados da ETE *Laboreaux*, fogem a esses limites. Ressalta-se o pequeno número de dados reais para a ETE Onça, o que dificulta a interpretação dos resultados. Os valores médios obtidos para os reatores UASB da ETE Onça foram iguais a $3.900 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ para a produção de biogás e $105.000 \text{ MJ} \cdot \text{d}^{-1}$ para o potencial energético recuperado.

5.3.6 Ajuste dos dados de monitoramento ao modelo matemático

Para melhor avaliar o ajuste dos dados medidos de produção de biogás ao modelo matemático, estes dados foram agrupados em dois conjuntos de resultados: (i) medições dos reatores piloto e demonstração (Figura 5-22); (ii) medições dos reatores em escala plena - ETE *Laboreaux* e ETE Onça (Figura 5-23).

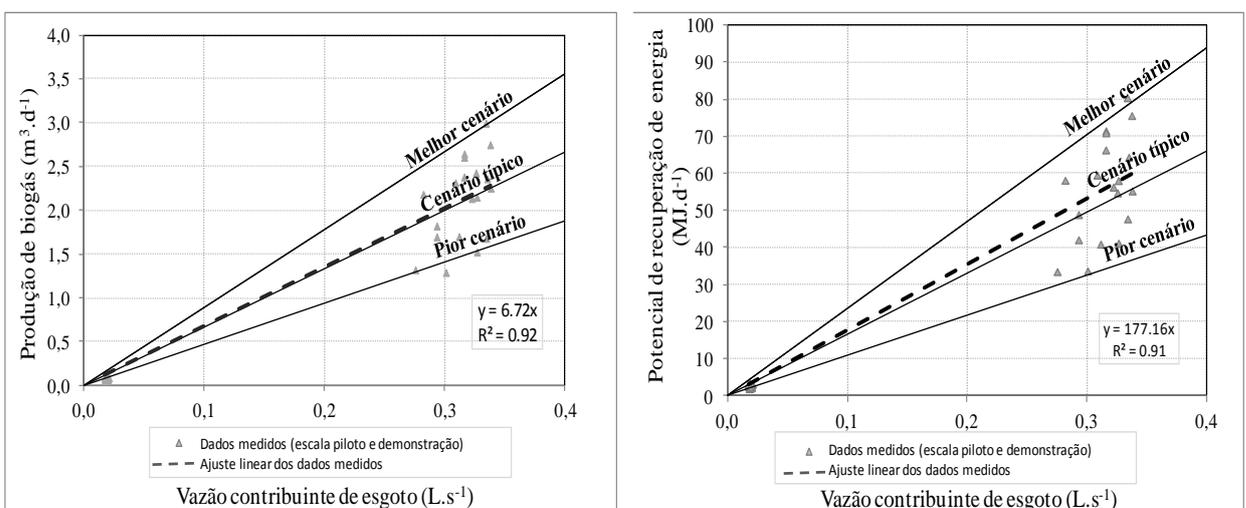


Figura 5-22: Ajuste dos dados medidos nos reatores em escala piloto e demonstração ao modelo matemático: (a) produção de biogás; (b) potencial de recuperação de energia.

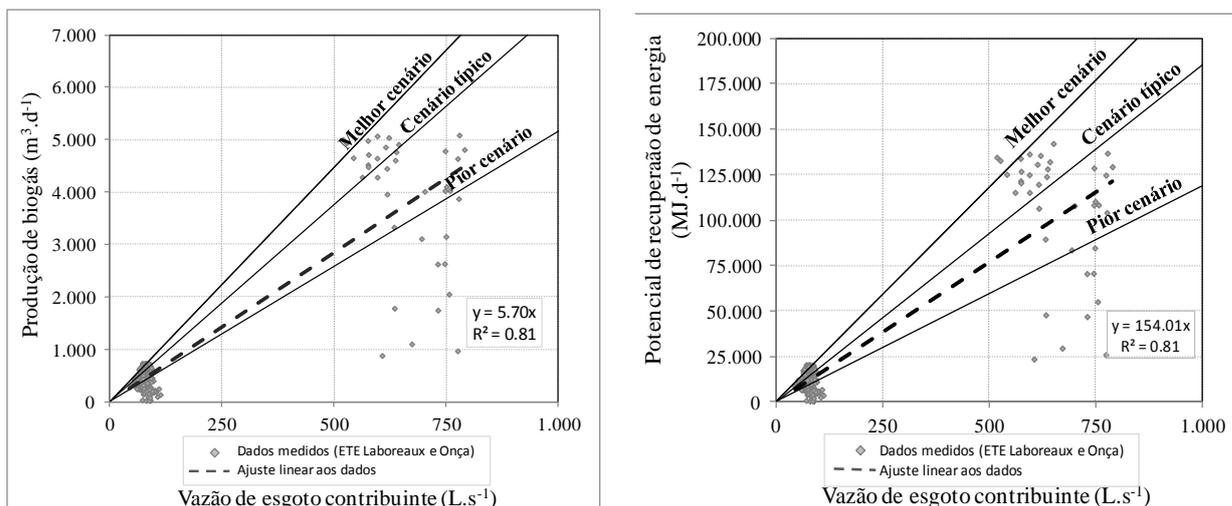


Figura 5-23: Ajuste dos dados medidos nos reatores em escala plena ao modelo matemático: (a) produção de biogás; (b) potencial de recuperação de energia.

Na Figura 5-22, o ajuste linear dos dados medidos de produção de biogás nos reatores UASB em escala piloto e demonstração foi uma reta muito próxima da linha de tendência referente ao cenário típico, mostrando a grande aderência dos dados medidos nesses reatores ao modelo desenvolvido. O coeficiente de determinação (R^2) para esses conjunto de dados foi elevado, igual a 0,92. Entretanto, na Figura 5-23, o ajuste linear dos dados medidos de produção de biogás nos reatores UASB em escala plena foi uma reta próxima da linha de tendência referente ao pior cenário. O coeficiente de determinação (R^2) foi igual a 0,81.

A maior aderência ao modelo dos resultados dos reatores em escala piloto e demonstração pode ser explicada pelas menores variações da concentração do esgoto afluente e, também, pela maior precisão dos medidores de vazão de biogás utilizados no CePTS. No caso das duas estações em escala plena, são recorrentes os problemas de excessiva diluição do esgoto afluente, devido a contribuições de águas de chuva, que resultam na redução da produção de biogás. Ademais, a falta de calibração dos medidores de biogás em alguns períodos pode ter ocasionado medições errôneas.

5.4 Conclusões

Ao considerar no balanço de massa da DQO todas as parcelas envolvidas na digestão anaeróbia, bem como as perdas possíveis, são obtidos valores para a produção teórica de CH_4 coletado e disponível para recuperação de energia mais próximos dos valores reais medidos em campo. Isso pode ser confirmado pela validação do modelo matemático desenvolvido nesse trabalho, a partir de resultados para a produção de biogás e porcentagem de CH_4 obtidos em reatores UASB em diferentes escalas (piloto, demonstração e real). Ressalta-se que a validação

a partir dos resultados obtidos em reatores em escala piloto e demonstração, onde as condições operacionais são mais facilmente controladas, foi melhor do que aquela obtida na calibração utilizando dados de reatores em escala plena. Na Figura 5-24 foi feita uma tentativa de refazer a Figura 4-9 com todas as rotas de conversão de matéria orgânica consideradas no modelo matemático desenvolvido, a partir dos resultados das simulações realizadas considerando a melhor e pior situação.

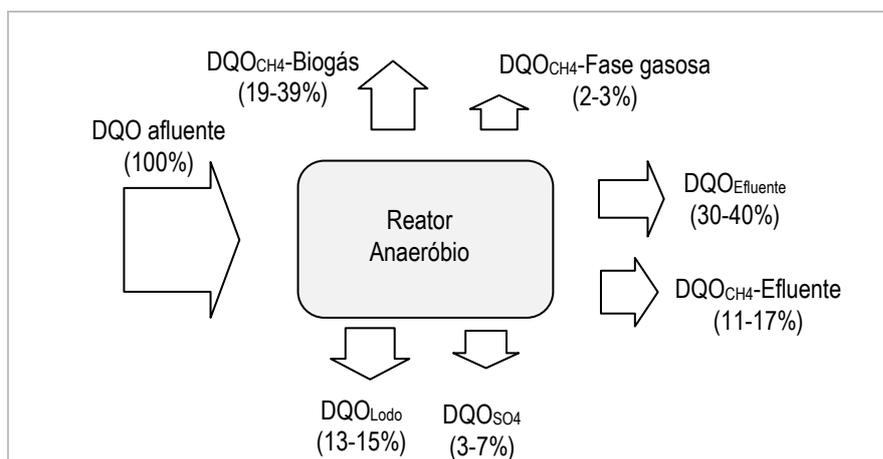


Figura 5-24: Rotas de conversão de matéria orgânica: a) sistema anaeróbico e b) sistema aeróbico

Os resultados das simulações apontam que parcelas significativas da DQO afluente ao sistema podem não ser recuperadas como metano no biogás, a depender, principalmente, das perdas de metano dissolvido no efluente e da concentração de sulfato no afluente. Para a pior situação, apenas 19% da DQO afluente foi recuperada como metano no biogás. Para a melhor situação, o percentual de recuperação de metano no biogás atingiu 39% da DQO afluente ao reator. De toda a DQO convertida em metano, a parcela recuperada no biogás variou de 50 a 75%, a depender das perdas mencionadas anteriormente.

6 TECNOLOGIAS DISPONÍVEIS PARA APROVEITAMENTO ENERGÉTICO DO BIOGÁS GERADO EM REATORES ANAERÓBIOS TRATANDO ESGOTO DOMÉSTICO

6.1 Introdução

O aproveitamento energético do biogás pode ser apresentado como uma solução para o grande volume de resíduos produzidos nas atividades agrícolas e pecuárias, aterros sanitários, tratamento de esgoto doméstico e efluentes industriais, já que reduz as emissões de metano ao mesmo tempo em que produz energia, agregando, desta forma, ganho ambiental e redução de custos. Além de contribuir para a preservação do meio ambiente, o aproveitamento energético do biogás também traz benefícios para a sociedade, pois promove a utilização de um recurso que na maioria das vezes é desperdiçado; possibilita a geração descentralizada de energia; aumenta a oferta de energia; possibilita a geração local de empregos; diminui a emissão de poluentes pela substituição de combustíveis fósseis; colabora para a viabilidade econômica dos aterros sanitários e estações de tratamento de esgoto doméstico e efluentes industriais (CENBIO, 2008).

Segundo Salomon e Lora (2009), o uso do biogás gerado na degradação anaeróbia não pode ser avaliada como a solução para os problemas de energia de um país, entretanto, pode contribuir para a melhoria das condições ambientais, gerenciamento de resíduos, preservação da qualidade das águas, geração de empregos, redução da pobreza e desenvolvimento tecnológico.

Sabe-se que o aproveitamento energético do biogás ainda é muito insipiente no Brasil, apesar de se ter grande domínio do processo anaeróbio, sendo que a maioria das estações de tratamento de esgoto doméstico e efluentes industriais e dos aterros sanitários apenas coleta e queima o biogás gerado, desperdiçando seu potencial energético. Uma das vantagens da produção de energia em ETE relaciona-se ao fato de que toda a eletricidade gerada pode ser consumida no próprio local, sem a interferência de uma rede de distribuição.

Algumas possibilidades de recuperação do conteúdo energético do biogás incluem (USEPA, 1996; 2008b; HOLM-NIELSEN *et al.*, 2009):

- **Uso direto:** esse é o método mais simples e usualmente de melhor relação benefício/custo para se utilizar o biogás. Trata-se do seu uso como um combustível de potencial energético médio, em aquecedores ou processos industriais, em substituição a outros combustíveis (gás natural, carvão ou óleo combustível). Alguns usos potenciais incluem aquecedores,

secadores, fornos e estufas, sendo mais recentemente também utilizado para a queima em fornos para fabricação de peças cerâmicas e de vidro, o aquecimento de água para fins de piscicultura e a evaporação de lixiviado (chorume). Para esses usos, o tratamento do biogás é simples, usualmente consistindo da remoção parcial de condensado e filtração para remoção de impurezas particuladas.

- **Geração de eletricidade:** para uso local (ex.: iluminação, equipamentos eletromecânicos) ou venda para a rede da concessionária de energia pode ser feita utilizando-se uma variedade de tecnologias, incluindo motores de combustão interna, turbinas e microturbinas.
- **Cogeração:** possibilita a geração conjunta de eletricidade e de energia térmica, esta última usualmente na forma de vapor ou água quente. O ganho de eficiência conseguido com o aproveitamento da energia térmica, em complementação à geração de eletricidade, pode tornar esses projetos bastante atrativos.
- **Combustíveis alternativos:** o biogás também pode ser utilizado para a geração de outras formas de energia, notadamente visando à injeção na linha de gás natural ou o aproveitamento como combustível veicular. Todavia, para esses fins, o nível e o custo do tratamento do biogás são bem mais elevados.

Além das possibilidades de uso apresentadas anteriormente, originadas da experiência com o aproveitamento de biogás gerado em aterros sanitários, pode-se elencar outros possíveis usos, a exemplo da geração de vapor para uso em pequenas indústrias (ex. agroindústrias) e da cocção de alimentos, iluminação e aquecimento de água no meio rural (ex.: biogás suprido diretamente para a população no entorno). Ademais, o biogás gerado em estações de tratamento de esgoto doméstico e efluentes industriais pode ser utilizado para a secagem e higienização do lodo excedente na própria estação.

Com o grande incremento que vem se verificando na implantação de reatores anaeróbios para o tratamento de esgoto doméstico no Brasil, é possível antever que a recuperação e o uso do biogás poderão ser bastante incrementados no futuro. Todavia, há que se considerar que as atuais alternativas para recuperação e utilização de biogás foram estabelecidas para o caso da digestão anaeróbia de resíduos com elevada concentração de matéria orgânica (biomassa agrícola, dejetos animais, aterros sanitários e efluentes líquidos industriais), quando se consegue uma elevada produção de biogás por volume unitário de reator. Existe, portanto, a necessidade de se avaliar a aplicabilidade de tais alternativas para o caso de reatores anaeróbios

tratando efluentes com baixa concentração de matéria orgânica, a exemplo do esgoto doméstico, nos quais a produção volumétrica de biogás, por volume de esgoto tratado, é muito baixa, usualmente da ordem de 60 a 100 NL.m⁻³esgoto, fazendo com que o aproveitamento energético nem sempre seja viável (CHERNICHARO *et. al.*, 2011a).

O presente trabalho tem como objetivo avaliar as tecnologias disponíveis para aproveitamento do conteúdo energético do metano, principal constituinte do biogás gerado em reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo (reatores UASB) tratando esgoto tipicamente doméstico.

6.2 Material e Métodos

A partir de revisão da literatura das alternativas de recuperação do conteúdo energético do biogás e de consulta a especialistas, realizou-se um balanço das vantagens e desvantagens de cada alternativa. Após essa análise comparativa elencou-se as possibilidades mais viáveis de uso energético do biogás para reatores anaeróbios com baixo e com alto potencial de recuperação de metano.

Com o intuito de se avaliar algumas das alternativas de cogeração de eletricidade e calor atualmente disponíveis no mercado - motores de combustão interna, turbinas e microturbinas - as principais características, vantagens e desvantagens dessas alternativas foram ranqueadas de acordo com critérios considerados importantes no caso da geração de energia a partir do biogás produzido em reatores anaeróbios tratando esgoto doméstico, tais como: faixa de potência disponível no mercado; faixa usual de aplicação; custos de implantação, operação e manutenção; eficiência total de geração de eletricidade e calor; consumo de biogás etc.

A partir das simulações do balanço de massa da DQO e do potencial de recuperação de energia do biogás gerado e coletado em reatores UASB foi possível correlacionar a produção de biogás com a vazão de esgoto e com a potência disponível, avaliando-se, assim, as faixas usuais de aplicação das alternativas de cogeração consideradas.

6.3 Resultados e Discussão

6.3.1 Benefícios da recuperação e utilização de biogás

A Tabela 6-1 apresenta alguns possíveis benefícios da recuperação e do uso do biogás gerado em reatores e biodigestores anaeróbios para o tratamento de esgoto doméstico, de efluentes industriais e de dejetos animais.

Tabela 6-1: Algumas possibilidades e benefícios da utilização de biogás gerado em reatores e biodigestores anaeróbios

Benefícios diretos	Benefícios indiretos	Tipos de benefícios
Não emissão de CH ₄ para a atmosfera.	<ul style="list-style-type: none"> • Redução da emissão de gás de efeito estufa. 	<ul style="list-style-type: none"> • Ambiental /Climático
Utilização da eletricidade para o acionamento de equipamentos eletromecânicos na própria ETE.	<ul style="list-style-type: none"> • Redução do consumo e dos gastos com energia elétrica. • Agregação de energia renovável na matriz energética brasileira. 	<ul style="list-style-type: none"> • Econômico • Ambiental/Climático
Suprimento de eletricidade e vapor para a indústria (caso de ETE para efluentes industriais).	<ul style="list-style-type: none"> • Redução dos custos de produção na indústria. • Redução da queima de combustíveis para geração de vapor. 	<ul style="list-style-type: none"> • Econômico/social • Ambiental
Suprimento de eletricidade e vapor para agroindústrias (caso de biodigestores para dejetos animais).	<ul style="list-style-type: none"> • Redução dos custos de produção na indústria (ex.: lácteos, embutidos, doces). • Redução da queima de combustíveis de biomassa para geração de vapor. 	<ul style="list-style-type: none"> • Econômico/social • Ambiental
Utilização do vapor para a secagem térmica de lodo.	<ul style="list-style-type: none"> • Maior controle sanitário no transporte e na disposição final do lodo. 	<ul style="list-style-type: none"> • Saúde pública
	<ul style="list-style-type: none"> • Possibilidade do uso do lodo na agricultura, reduzindo a utilização de recursos naturais. 	<ul style="list-style-type: none"> • Econômico/ambiental
	<ul style="list-style-type: none"> • Redução das emissões de CO₂ decorrentes da menor queima de combustíveis fósseis no transporte do lodo. 	<ul style="list-style-type: none"> • Ambiental/Climático
	<ul style="list-style-type: none"> • Redução dos custos de transporte. • Possibilidade de fomento da agricultura familiar. 	<ul style="list-style-type: none"> • Econômico • Social

A recuperação e utilização do biogás para fins energéticos, no Brasil, encontram-se, ainda, em estágio bastante insipiente. Se no caso dos biodigestores rurais o problema esteve aparentemente mais relacionado à questão de capacitação e apoio técnico aos proprietários rurais, no caso do tratamento de esgoto doméstico também o apoio à pesquisa e ao desenvolvimento tecnológico se fazem prementes, tendo em vista os desafios técnico-científicos ainda existentes, a exemplo da redução das perdas de metano e do desenvolvimento de equipamentos de maior viabilidade técnico-econômica e mais apropriados à realidade brasileira. Ressalta-se que embora os custos de uso da energia do biogás pareçam pouco competitivos, comparados com as tecnologias convencionais, é necessário considerar que existem incentivos econômico/climáticos, como por exemplo, os créditos de carbono, que podem auxiliar na viabilidade econômica.

6.3.2 Utilização do biogás em reatores com baixo potencial de recuperação de metano

Para reatores anaeróbios com baixa capacidade de produção e recuperação de metano, a exemplo dos sistemas de menor porte, ou que apresentem maiores teores de sulfato no afluente e elevadas perdas de metano dissolvido no efluente, é pouco provável que a utilização de

equipamentos para geração combinada de eletricidade e calor encontre viabilidade econômica. Nesses casos, a principal alternativa que se apresenta refere-se à combustão direta com recuperação de energia térmica.

No caso da combustão com recuperação de energia térmica, as principais possibilidades que se apresentam referem-se à utilização do calor na própria ETE, ou em seu entorno, tendo em vista os benefícios que podem ser auferidos a partir dessa prática, conforme mostrado na Tabela 6-2. Na Tabela 6-3 são apresentadas as principais vantagens e desvantagens das caldeiras e dos secadores térmicos.

Tabela 6-2: Principais possibilidades e benefícios da combustão direta do biogás e recuperação de calor

Tipo de uso	Possibilidades de recuperação da energia térmica	Benefícios
Queima em câmara de combustão para geração de gases de exaustão.	Utilização dos gases de exaustão em secadores, de modo a promover a evaporação da umidade do lodo.	<ul style="list-style-type: none"> • Queima do metano, possibilitando a redução da emissão de gás de efeito estufa. • Redução do volume de lodo e dos custos de transporte e disposição final. • Higienização do lodo, possibilitando maior controle sanitário no transporte e na disposição final, além do próprio uso na agricultura. • Redução das emissões de CO₂ decorrente da menor queima de combustíveis fósseis no transporte do lodo. • Possibilidade de fomento da agricultura familiar.
Queima em caldeira para geração de vapor.	Utilização do vapor para a secagem térmica de lodo.	<ul style="list-style-type: none"> • Queima do metano, possibilitando a redução da emissão de gás de efeito estufa. • Redução do volume de lodo e dos custos de transporte e disposição final. • Higienização do lodo, possibilitando maior controle sanitário no transporte e na disposição final, além do próprio uso na agricultura. • Redução das emissões de CO₂ decorrente da menor queima de combustíveis fósseis no transporte do lodo.
	Venda de vapor para indústrias no entorno da ETE.	<ul style="list-style-type: none"> • Queima do metano, possibilitando a redução da emissão de gás de efeito estufa. • Geração de receita. • Redução dos custos de produção na indústria. • Redução da queima de combustíveis de biomassa para geração de vapor.
Cocção de alimentos.	Suprimento de biogás para a população do entorno.	<ul style="list-style-type: none"> • Queima do metano, possibilitando a redução da emissão de gás de efeito estufa. • Melhoria do relacionamento com a população no entorno da ETE. • Redução da queima de combustíveis de biomassa para cocção de alimentos.

Tabela 6-3: Análise comparativa das principais alternativas para uso direto do biogás para geração de calor. Balanço das vantagens e desvantagens

Tipo de uso	Vantagens	Desvantagens
Uso em caldeiras	<ul style="list-style-type: none"> • Prática conhecida e com histórico de sucesso nos EUA há mais de 25 anos. • Aplicável a diferentes portes de caldeiras. Experiência nos EUA reporta aplicações que variam de 2 kJ.h⁻¹ a 160.000 MJ.h⁻¹. • Modificações das caldeiras para operar com biogás, em combinação ou em substituição ao gás natural, restringem-se ao sistema de alimentação e de queima de gases. O acréscimo de vazão, decorrente da utilização do biogás como combustível, não afeta negativamente a operação da caldeira. 	<ul style="list-style-type: none"> • Necessidade de modificação do sistema de alimentação e de queima de combustível da caldeira, de modo a possibilitar o processamento de uma maior vazão de gás e a garantir um valor calorífico equivalente ao do gás natural. • Possibilidade de formação de depósitos e incrustações nas tubulações da caldeira devido à presença de siloxanos (biogás for originário de aterros sanitários). Todavia, limpezas anuais são usualmente suficientes para se evitar problemas operacionais. • A caldeira necessita estar localizada próxima da fonte de geração de biogás, já que os custos de transporte do biogás a longas distâncias são elevados.
Uso em secadores térmicos	<ul style="list-style-type: none"> • A utilização do biogás pode promover uma considerável redução nos custos operacionais. • Higienização do lodo de esgoto possibilitando o uso agrícola. 	<ul style="list-style-type: none"> • Consumo de combustível é o principal componente operacional. • Liberação de gases para a atmosfera. • Risco de liberação de odores.

Fonte: Adaptado de CONSTANT *et al.* (1989) *apud* NOYOLA *et al.* (2006)

Na Figura 6-1 é representado um possível arranjo para utilização do biogás gerado em reatores anaeróbios, tratando esgoto doméstico, com baixa capacidade de produção e recuperação de metano. Nesse arranjo apresenta-se a alternativa de câmara de combustão para geração de calor a partir do biogás gerado nos reatores UASB, mas também poderia ser utilizado como alternativa de recuperação de calor uma caldeira. O calor gerado nesses equipamentos é fornecido a um secador térmico com o objetivo de reduzir a umidade e higienizar o lodo excedente dos reatores UASB.

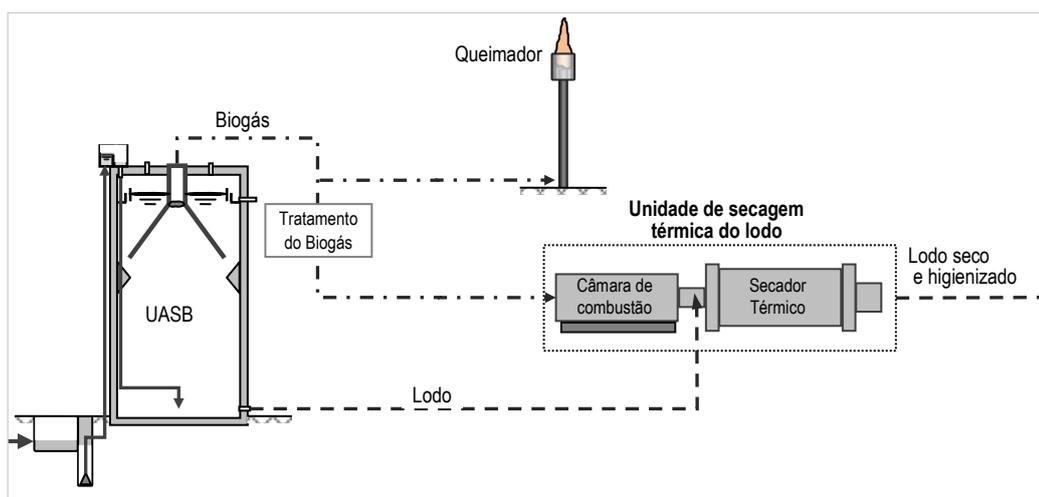


Figura 6-1: Representação esquemática de possível arranjo para aproveitamento energético do biogás gerado em reatores UASB tratando esgoto doméstico (pequeno porte)

6.3.3 Utilização do biogás em reatores com elevado potencial de recuperação de metano

No caso de reatores anaeróbios com elevada capacidade de produção e recuperação de metano e de geração de energia, tanto a combustão direta com recuperação de calor como a cogeração de eletricidade e calor podem se mostrar viáveis do ponto de vista técnico e econômico, oferecendo uma série de possibilidades de utilização da energia recuperada a partir do biogás, conforme mostrado na Tabela 6-4, além das apresentadas na Tabela 6-2.

A cogeração possibilita a geração conjunta de eletricidade e de energia térmica. O ganho de eficiência conseguido com o aproveitamento da energia térmica (gases de exaustão), em complementação à geração de eletricidade, aumenta significativamente a viabilidade econômica dessa alternativa.

Tabela 6-4: Principais possibilidades e benefícios da combustão direta e da cogeração de energia elétrica e térmica

Tipo de uso	Possibilidades de recuperação da energia elétrica e térmica	Benefícios
	Utilização da eletricidade para o acionamento de equipamentos eletromecânicos na própria ETE	<ul style="list-style-type: none"> • Queima do metano, possibilitando a redução da emissão de gás de efeito estufa. • Redução do consumo e dos gastos com energia elétrica. • Agregação de energia renovável à matriz energética brasileira.
	Venda de eletricidade e vapor para indústrias no entorno da ETE	<ul style="list-style-type: none"> • Queima do metano, possibilitando a redução da emissão de gás de efeito estufa. • Geração de receita. • Redução da queima de combustíveis para geração de vapor. • Agregação de energia renovável à matriz energética brasileira.
Cogeração de eletricidade e calor	Utilização do calor em secadores de tambores ou de esteiras, de modo a promover a evaporação da umidade do lodo	<ul style="list-style-type: none"> • Queima do metano, possibilitando a redução da emissão de gás de efeito estufa. • Redução do volume de lodo e dos custos de transporte e disposição final. • Higienização do lodo, possibilitando maior controle sanitário no transporte e na disposição final, além do próprio uso na agricultura . • Redução das emissões de CO₂ decorrente da menor queima de combustíveis fósseis no transporte do lodo. • Possibilidade de fomento da agricultura familiar.
	Utilização do calor em caldeiras para geração de vapor	<ul style="list-style-type: none"> • Queima do metano, possibilitando a redução da emissão de gás de efeito estufa. • Redução do volume de lodo e dos custos de transporte e disposição final. • Higienização do lodo, possibilitando maior controle sanitário no transporte e na disposição final, além do próprio uso na agricultura. • Redução das emissões de CO₂ decorrente da menor queima de combustíveis fósseis no transporte do lodo. • Possibilidade de fomento da agricultura familiar.
	Utilização da energia elétrica pela população do entorno	<ul style="list-style-type: none"> • Queima do metano, possibilitando a redução da emissão de gás de efeito estufa. • Melhoria do relacionamento com a população no entorno da ETE.

Na Figura 6-2 é representado um possível arranjo para utilização do biogás gerado em reatores anaeróbios, tratando esgoto doméstico, com elevada capacidade de produção e recuperação de metano. Nesse arranjo apresenta-se a alternativa de cogeração de eletricidade e calor a partir do biogás gerado nos reatores UASB. A energia elétrica gerada pode ser utilizada, por exemplo, em estações elevatórias de esgoto e o calor proveniente dos gases de exaustão pode ser utilizado para secagem e higienização do lodo excedente dos reatores UASB.

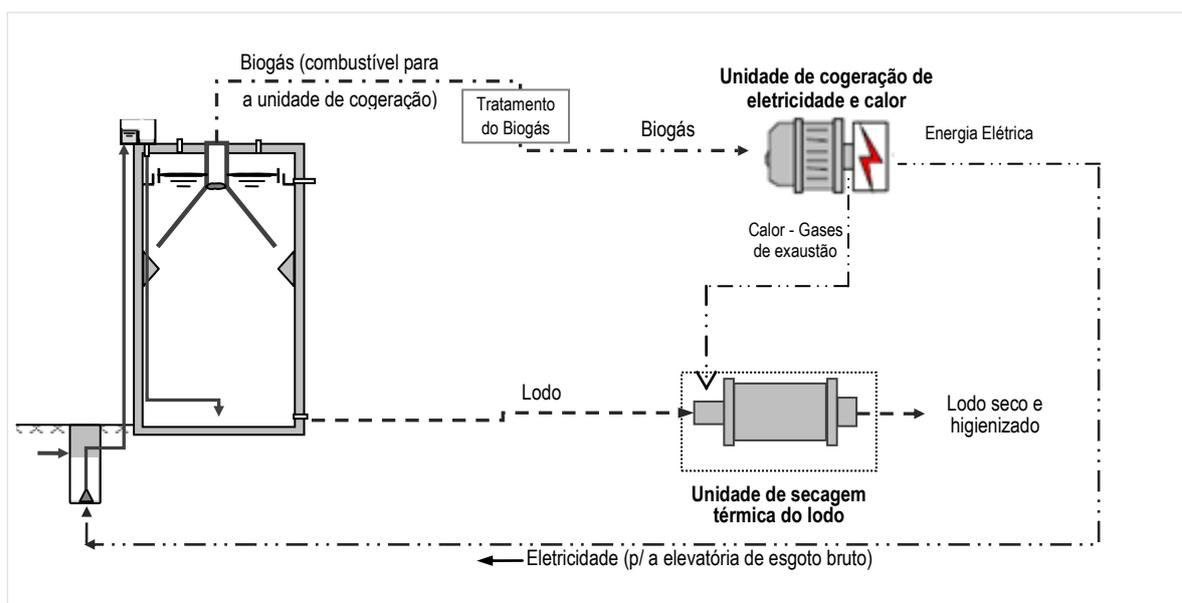


Figura 6-2: Representação esquemática de possível arranjo para aproveitamento energético do biogás gerado em reatores UASB tratando esgoto doméstico (grande porte)

6.3.4 Análise comparativa das principais alternativas para cogeração de eletricidade e calor

Algumas das principais tecnologias disponíveis comercialmente para a cogeração de eletricidade e calor são: motores de combustão interna, turbinas a gás e microturbinas. Na Tabela 6-5 são apresentadas as vantagens e desvantagens dessas três alternativas.

Na Tabela 6-6 é apresentado um resumo comparativo das três principais alternativas de cogeração de eletricidade e calor atualmente disponíveis no mercado: motores de combustão interna, turbinas e microturbinas.

Tabela 6-5: Análise comparativa das principais alternativas para uso do biogás para geração combinada de eletricidade e calor. Balanço das vantagens e desvantagens

Alternativa	Vantagens	Desvantagens
Motores de combustão interna	<ul style="list-style-type: none"> • Custo de aquisição moderado. • Tecnologia madura e largamente aplicada para a geração de energia a partir do biogás, especialmente em instalações com potência a partir de 800 kW. Nos EUA, cerca de 60% dos projetos de geração combinada de eletricidade e calor, a partir de biogás de aterros sanitários, utilizam motores de combustão interna (dados de 2003). • Grande diversidade de motores estacionários disponíveis no mercado, cobrindo uma grande faixa das aplicações (5 kW até 5MW) e ciclos de operação • Apresenta partida rápida, operação estável e são usualmente bastante confiáveis. • Normalmente operados com gás natural, mas podem ser ajustados para operar com propano ou biogás. • Grande potencial de recuperação de energia (elétrica + térmica). 	<ul style="list-style-type: none"> • Mais sujeitos à corrosão, embora a utilização de óleos lubrificantes possibilite alguma proteção contra os produtos ácidos da combustão.
Turbinas a gás	<ul style="list-style-type: none"> • Menos sujeitas à corrosão que os motores de combustão interna. • A elevada temperatura dos gases de exaustão possibilita a geração de vapor à alta pressão e elevada temperatura 480°C, ou a aplicação direta em processos industriais de aquecimento e de secagem. • Em um ciclo combinado de turbina a gás e a vapor, os gases de exaustão proveniente da turbina a gás alimentam uma caldeira que fornece vapor para o funcionamento da turbina a vapor, dessa forma existem duas fontes de energia elétrica, sendo a eficiência da ordem de 60-70%. 	<ul style="list-style-type: none"> • Elevado custo de aquisição, em função da necessidade de compressão elevada do gás. • Elevado custo operacional, em função da necessidade de compressão elevada do gás. • Demanda de gás com qualidade consistente. • Demanda de elevada pressão de gás na entrada.
Microturbinas	<ul style="list-style-type: none"> • Apresentam vantagens em relação às outras alternativas de geração de energia a partir do biogás nos seguintes casos: baixa produção de biogás; biogás com baixo teor de metano; preocupação com emissão de NO_x; quando da utilização da eletricidade no próprio local de geração, em substituição à energia comprada da concessionária; quando o suprimento de eletricidade é não confiável e de preço elevado; quando houver necessidade de água quente no próprio local ou nas imediações. • Equipamentos portáteis e fáceis de serem modulados (uma ou múltiplas turbinas) para se adequar à produção de biogás e às necessidades locais. • Equipamentos compactos e com poucas partes móveis, requerendo dessa forma poucos cuidados com a operação e a manutenção. • Baixas emissões de NO_x, usualmente dez vezes inferiores às dos motores de combustão interna de melhor desempenho, e também inferiores às emitidas por queimadores (flares). • Capazes de operar com biogás de baixo conteúdo de metano (35 ou até mesmo 30%). • Configuração padrão do equipamento usualmente oferece um gerador de água quente (~ 95°C) a partir do calor despreendido no exaustor. 	<ul style="list-style-type: none"> • Eficiência inferior a motores de combustão interna e outros tipos de turbinas. Consomem cerca de 35% a mais de combustível por kWh gerado. • Susceptível à contaminação por siloxano. Alimentação com biogás de aterro usualmente requer nível mais elevado de pré-tratamento que o requerido por turbinas convencionais e outras formas de geração de energia elétrica. • Atualmente, poucos compressores de baixa vazão e elevada pressão encontram-se disponíveis para atender os requisitos das microturbinas sem a necessidade de adaptações caras. • Poucas informações disponíveis sobre a confiabilidade de longo termo e sobre os custos de operação e manutenção de microturbinas a biogás.

Fonte: Adaptado de EUROPEAN COMMISSION (2001); IEA (2000); NOYOLA *et al.* (2006); USEPA (2002); USEPA (2003b); USEPA (2008a)

Tabela 6-6: Comparação entre as principais alternativas de cogeração de eletricidade e calor

Parâmetro	Principais alternativas		
	Motores de combustão interna	Turbinas	Microturbinas
Faixa de potência disponível no mercado (kW)	5 – 5.000	500 – 250.000	30 - 1000
Faixa usual de aplicação (kW)	800 - 3000	> 3.000	<1.000
Custo de implantação (US\$.kW ⁻¹)	900 - 1000	1000 - 1800	4000 - 5000
Custos de O&M* (US\$.kWh ⁻¹)	0,009 - 0,010	0,006 - 0,010	0,15 - 0,20
Taxa de geração de eletricidade e calor (kWh consumido por kWh gerado)	2,8 - 3,0	3,7 - 4,6	4,1 - 4,7
Eficiência elétrica (%)	33 - 36	22 - 27	22 - 33
Consumo de combustível (kWh.h ⁻¹ por kW instalado)	2,8 - 3,0	3,7 - 4,6	3,3 - 7,5
Pressão de alimentação do gás (atm)	< 0,2 - 3,0	6,5 - 11	3,7 - 5,8
Produção de gás de exaustão (kg.h ⁻¹)	6 - 7	15 - 20	23 - 37
Temperatura do gás de exaustão (C)	360 - 470	510	280 - 310
Recuperação total de calor (kWh por kW instalado)	1,10 - 1,28	1,56 - 2,08	3,2 - 3,6
Eficiência total de geração de eletricidade e calor (%)	75- 76	68 - 69	60- 73
Emissões de NOx** (ppm)	250-3000	35-50	<9

(*) Excluindo custos de combustível.

(**) Ao comparar as emissões de NOx é preciso levar em consideração o produto das concentrações dessas emissões pela vazão dos gases de exaustão.

Fonte: Adaptado de USEPA (2002; 2003a; 2003b); CENBIO (2005); CHAMBERS e POTTER (2000).

Todas as três alternativas de cogeração de eletricidade e calor apresentam eficiências de geração de eletricidade da ordem de 20 a 30%. As eficiências globais atingem níveis mais elevados (da ordem de 60 a 75%) quando o calor liberado pelos motores, turbinas e microturbinas é recuperado e utilizado.

As três alternativas de cogeração de eletricidade e calor apresentam faixas usuais de aplicação, em função da potência instalada. As microturbinas são usualmente aplicadas para menores faixas de potência (30 a 1.000 kW), os motores de combustão interna para faixas intermediárias de potência (800 a 3000 kW) e as turbinas para faixas mais elevadas (acima de 3.000 kW). Todavia, essas faixas são apenas indicativas e se baseiam na experiência atual de utilização do biogás gerado em aterros sanitários, notadamente nos EUA.

O motor de combustão interna é a tecnologia que apresenta o menor custo e a maior eficiência de conversão elétrica, sendo a alternativa mais usual nos processos de geração de eletricidade com a utilização do biogás como combustível. É possível perceber que a taxa de emissão de NOx, nas turbinas e microturbinas é muito menor se comparada com a dos motores de combustão interna, o que poderia sugerir uma vantagem ambiental, no entanto, é preciso levar em consideração a vazão dos gases de exaustão em cada uma das alternativas. Embora as emissões de NOx em ppm sejam maiores nos motores de combustão interna, a vazão dos gases de exaustão é a menor entre as três alternativas, sendo assim, a diferença das emissões em

mg.kWh⁻¹, por exemplo, pode ser menor do que a apresentada quando comparado apenas o valor absoluto em ppm.

Os gráficos contidos nas Figuras 6-3 e 6-4 mostram a relação entre produção de biogás, potência disponível e faixas usuais de aplicação das principais alternativas para cogeração de eletricidade e calor.

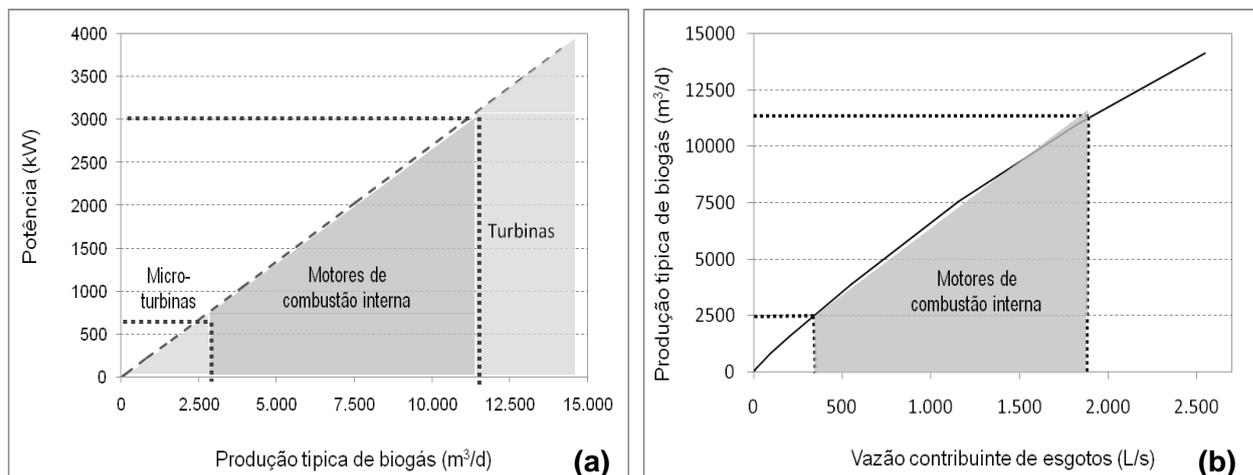


Figura 6-3: (a) Relação entre produção de biogás, potência disponível e faixas usuais de aplicação das principais alternativas de geração de energia; (b) Faixa típica de vazão contribuinte de esgoto e de produção de biogás com maior viabilidade de aplicação de motores de combustão interna para a cogeração de eletricidade e calor

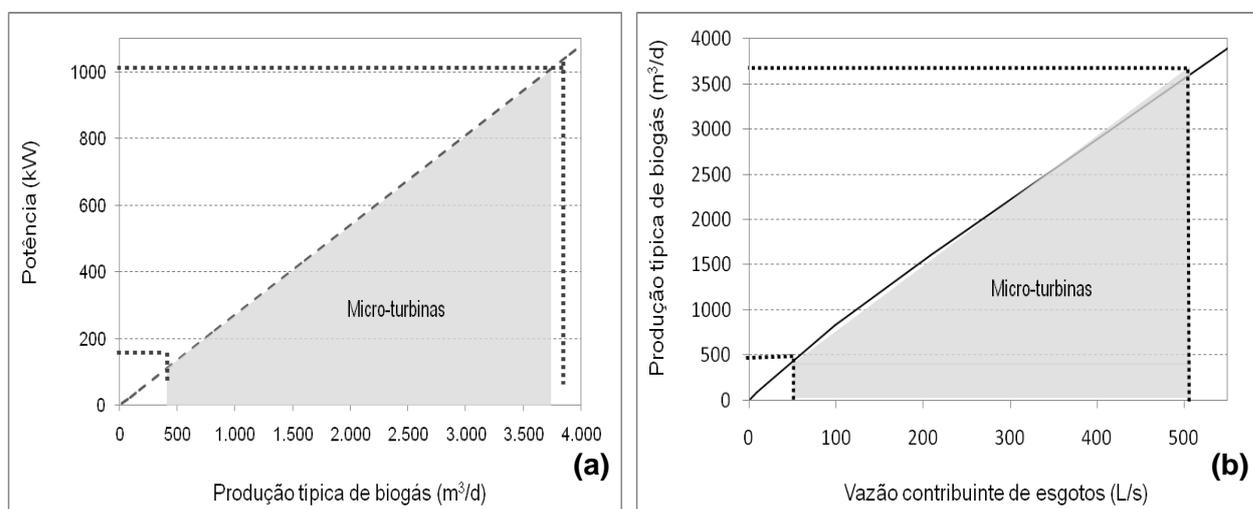


Figura 6-4: (a) Relação entre produção de biogás, potência disponível e faixa usual de aplicação das microturbinas; (b) Faixa típica de vazão contribuinte de esgoto e de produção de biogás com maior viabilidade de aplicação de microturbinas para a cogeração de eletricidade e calor

Com base em simulações, é possível inferir que a faixa usual de aplicação dos motores de combustão interna (800 a 3.000 kW) corresponde ao potencial energético decorrente da

produção de biogás entre 2.500 e 11.000 m³.d⁻¹ (reatores anaeróbios tratando esgoto doméstico com vazões afluentes médias variando de 400 a 1.900 L.s⁻¹). Portanto, essa alternativa de cogeração de eletricidade e calor que, em tese, reúne mais vantagens, encontraria maior viabilidade de aplicação em sistemas de tratamento de esgoto de grande porte.

Para os sistemas de tratamento de médio porte, que tratam vazões afluentes da ordem de 50 a 500 L.s⁻¹, o potencial energético decorrente dessa produção (valores típicos entre 100 e 1.000 kW) seria indicativo de maior viabilidade para a utilização de microturbinas para a cogeração de eletricidade e calor. Todavia, esta tecnologia é a que reúne o menor número de vantagens, e dificilmente encontraria viabilidade econômica, a não ser em casos muito específicos, notadamente quando o suprimento de eletricidade é não confiável e de preço elevado, mas o suprimento de biogás é confiável.

Uma avaliação relativa das principais alternativas de cogeração de eletricidade e calor é apresentada na Tabela 6-7. As principais características, vantagens e desvantagens de cada alternativa, foram ranqueadas de acordo com critérios considerados importantes no caso da geração de energia a partir do biogás produzido em reatores anaeróbios tratando esgoto doméstico, levando-se ainda em consideração a realidade dos países em desenvolvimento.

Tabela 6-7: Avaliação relativa das principais alternativas de cogeração de eletricidade e calor atualmente disponíveis

Aspectos avaliados		Alternativa		
		Microturbinas	Motores de combustão interna	Turbinas
Aspectos econômicos	Custos de capital	+(a)	+++++	++++
	Custos de O&M	+	++++	++++
	Consumo de combustível	+	++++	+++
Eficiência	Geração de eletricidade	+	+++	++
	Geração de calor	++++	++	+++
	Global	+++	+++++	++++
Confiabilidade		+	+++++	++++
Simplicidade		+++	+++++	+
Menor possibilidade de problemas ambientais	Geração de ruído	+++++	++	+++
	Emissão NO _x	++++	+ /++++	++++

+++++: mais favorável +: menos favorável +, ++, +++: notas intermediárias, em ordem decrescente +/++++: variável de acordo com o modelo

(a) Pequena disponibilidade de compressores de baixa vazão e elevada pressão para atender os requisitos das microturbinas sem a necessidade de adaptações caras

Fonte: CHERNICHARO (2011b)

Salienta-se que devido à limitada experiência de utilização das microturbinas, existem poucas informações disponíveis sobre a confiabilidade da tecnologia e sobre os custos de implantação e manutenção.

6.4 Conclusões

A combustão direta do biogás com o aproveitamento da energia térmica constitui-se usualmente na alternativa mais simples e com melhor relação benefício/custo, especialmente para reatores UASB com baixa capacidade de produção de biogás e recuperação de metano.

Para os reatores UASB com alta capacidade de produção de biogás e recuperação de metano, a aplicabilidade das diferentes alternativas de cogeração de eletricidade e calor, depende de uma série de fatores técnicos e econômicos, a exemplo dos custos e faixas de potência dos equipamentos disponíveis no mercado.

A avaliação comparativa das alternativas indica que a cogeração de eletricidade e calor empregando motores de combustão interna é a que reúne mais vantagens, principalmente quanto aos aspectos mais relevantes para países em desenvolvimento, como os aspectos econômicos, confiabilidade e simplicidade da tecnologia. Todavia, há que se considerar, ainda, as faixas de potências que tais alternativas encontram-se normalmente disponíveis, a fim de se verificar a compatibilidade dos equipamentos com a produção de biogás e com o potencial energético disponível na estação de tratamento de esgoto.

7 UTILIZAÇÃO DE BIOGÁS DE REATOR ANAERÓBIO TRATANDO ESGOTO DOMÉSTICO NA COGERAÇÃO DE ELETRICIDADE E CALOR PARA USO NA PRÓPRIA ETE

7.1 Introdução

Nos últimos anos tem-se observado um aumento expressivo do número de estações de tratamento de esgoto, sobretudo aquelas que utilizam os reatores UASB, no entanto, essa tecnologia de tratamento ainda apresenta algumas limitações, principalmente, quando se trata do lodo excedente (presença de patógenos e desaguamento) e do biogás (recuperação de energia).

Devido ao aumento do número de estações de tratamento de esgoto, a produção de lodo também vem aumentando rapidamente em todo o mundo, desta forma, o gerenciamento do lodo de forma ambientalmente e economicamente aceitável configura-se, atualmente, como um desafio importante.

Nos reatores UASB, o descarte do lodo excedente deve ser feito periodicamente, caso contrário seu acúmulo no interior do reator provocará uma perda excessiva de sólidos junto ao efluente, prejudicando a eficiência do tratamento. O lodo excedente anaeróbio, embora produzido em menores quantidades e com maior grau de estabilização quando comparado aos sistemas aeróbios de tratamento, ainda necessita das etapas de desidratação e, eventualmente, de higienização em caso de uso agrícola, devido à presença de patógenos. Neste contexto, a secagem térmica do lodo surge como uma possibilidade, visto que promove a redução da umidade e custos finais de disposição, bem como a inativação dos organismos patogênicos. Em relação aos secadores térmicos de lodo disponíveis no mercado, é importante ressaltar que a sua limitada utilização deve-se notadamente ao elevado custo e à sofisticação tecnológica dos equipamentos atualmente disponíveis no mercado. O desenvolvimento de equipamentos mais simples e mais apropriados à realidade brasileira pode favorecer o tratamento do lodo nas estações de tratamento de esgoto doméstico. O fator mais impactante nos sistemas de secagem térmica do lodo é o consumo de combustível, mas este pode ser enormemente reduzido nos casos em que ocorre recuperação energética do biogás.

O biogás é uma mistura de gases produzidos durante a digestão anaeróbia da matéria orgânica. Sua composição é variável, dependendo do tipo e concentração da matéria orgânica a ser digerida, das condições físico-químicas no interior do digestor (pH, alcalinidade, temperatura) e

da presença de outros ânions, como o sulfato e o nitrato. O biogás gerado em reatores anaeróbios é composto de 60 a 85% de metano (CH_4), 5 a 15% de dióxido de carbono (CO_2), 10 a 25% de nitrogênio (N_2), além de sulfeto de hidrogênio (H_2S) e traços de monóxido de carbono (CO), oxigênio (O_2) e hidrogênio (H_2). Cabe destacar que a elevada fração de nitrogênio no biogás de reatores anaeróbios deve-se à dissolução de ar no esgoto doméstico que adentra ao reator (AGRAWAL *et al.*, 1997; PAGLIUSO *et al.*, 2002; BARBOSA e STUETZ, 2005).

Na maioria das estações de tratamento de esgoto que produzem biogás, este é apenas queimado para reduzir os impactos ambientais. No entanto, o alto poder calorífico do biogás devido ao metano, principal constituinte do biogás (poder calorífico de $35,9 \text{ MJ.Nm}^{-3}$), gera grande interesse em explorar essa mistura em processos que requerem energia, como as estações de tratamento de esgoto. Neste cenário, acredita-se que melhorias na recuperação de biogás em reatores UASB tratando esgoto doméstico podem incentivar o desenvolvimento de secadores térmicos de lodo mais simples e ampliar sua aplicação no Brasil.

Por outro lado, a utilização do biogás para a cogeração de eletricidade e calor é outra possibilidade, mas até o momento só é estabelecido para o biogás produzido a partir de substratos altamente concentrados, como: biomassa agrícola, aterros de resíduos sólidos, efluentes industriais e lodo de esgoto. Neste último caso, a literatura revisada aponta para trabalhos que avaliaram o uso do biogás gerado em digestores de lodo de estações de tratamento de esgoto para cogeração de energia elétrica e térmica a partir de motores de combustão interna, entretanto, não foram encontrados trabalhos referentes ao biogás gerado em reatores UASB (Coelho *et al.*, 2006; Tsagarakis e Papadogiannis, 2006; Tsagarakis, 2007; Stillwell *et al.*, 2010). Nesses trabalhos a energia elétrica gerada era utilizada para suprir a demanda na própria área da ETE e a energia térmica proveniente dos gases de exaustão dos motores de combustão interna era utilizada para manutenção da temperatura dos digestores de lodo, não objetivando a higienização desse lodo. Existe, portanto, a necessidade de se avaliar a aplicabilidade de tais alternativas para o caso de reatores UASB tratando efluentes com baixa concentração de matéria orgânica, a exemplo do esgoto doméstico.

Na busca pelo desenvolvimento de um sistema de tratamento autossuficiente é de fundamental importância o gerenciamento integrado dos subprodutos gerados no processo, otimizando os seus benefícios e minimizando os impactos negativos deles decorrentes.

Diante desse contexto, o presente trabalho tem como objetivo avaliar um motogerador, alimentado a biogás gerado em reatores UASB tratando esgoto doméstico, quanto à eficiência na cogeração de energia elétrica e térmica, bem como um protótipo de secador térmico de lodo, utilizando como fonte de energia térmica os gases de exaustão gerados no motogerador. Acredita-se que a energia elétrica proveniente do motogerador é capaz de suprir toda demanda de energia do aparato experimental. Ademais, se espera que a energia térmica gerada pelos gases do escapamento (gases de exaustão) do motogerador promova a secagem e higienização do lodo excedente dos reatores UASB.

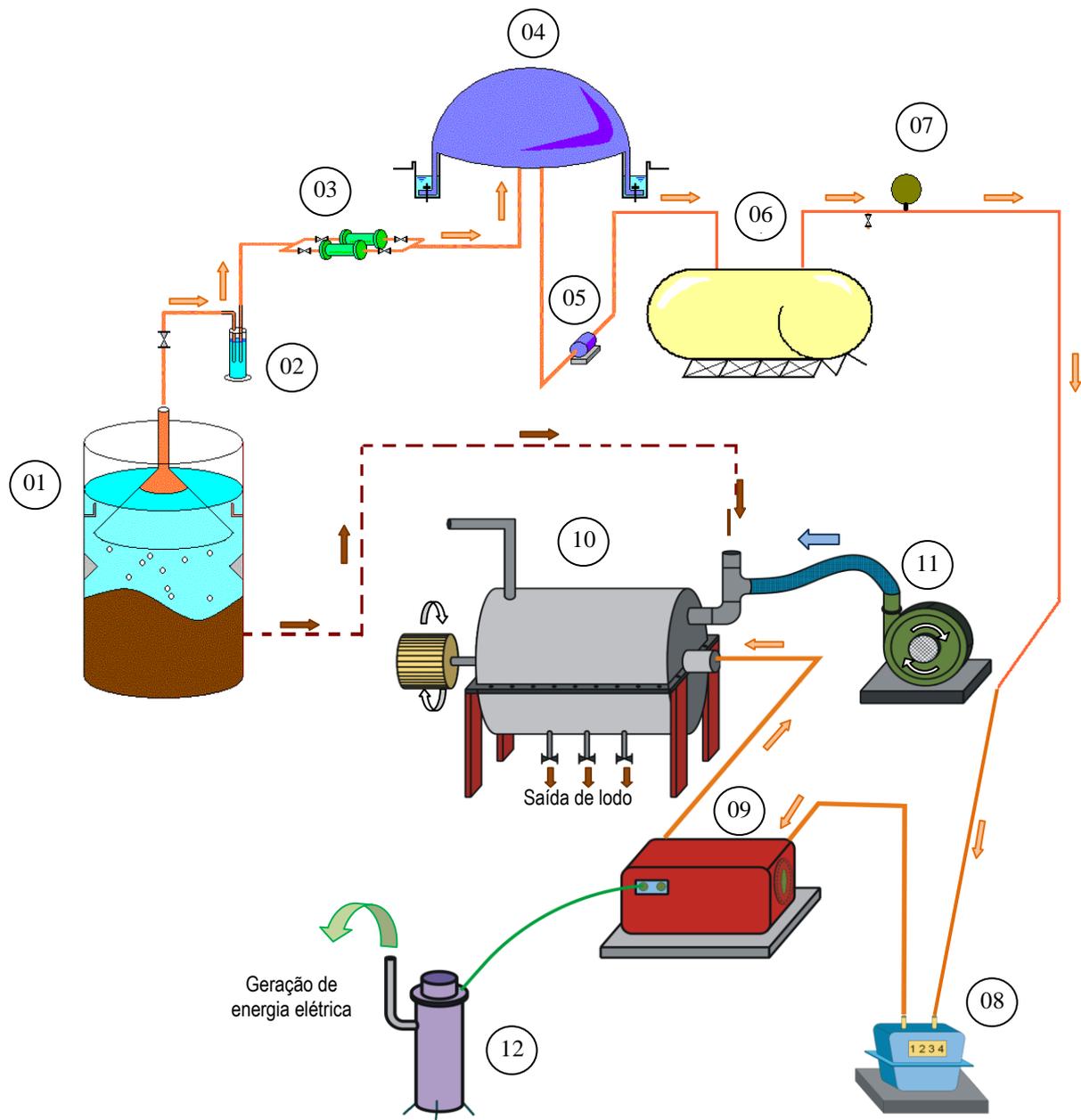
7.2 Material e Métodos

7.2.1 Área de estudo e aparato experimental

Esse trabalho foi realizado no Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento UFMG/COPASA (CePTS) localizado junto à ETE Arrudas, em Belo Horizonte, Minas Gerais.

O aparato experimental é composto de um sistema de produção, limpeza e armazenamento de biogás, uma unidade de cogeração de eletricidade e calor, que consiste em um motor de combustão interna (MCI) alimentado com o biogás gerado nos reatores UASB do CePTS, e um protótipo de um secador térmico de lodo que utiliza como meio de secagem o calor proveniente dos gases de exaustão do MCI.

Na Figura 7-1 pode ser visualizado o fluxograma de todo o aparato experimental, incluindo o sistema de produção, limpeza e armazenamento de biogás, a unidade de cogeração e o protótipo do secador térmico de lodo.



- | | |
|---------------------------------|--------------------------------------|
| 01 – Reator UASB | 07 – Manômetro |
| 02 – Selo Hídrico | 08 – Medidor de vazão de biogás |
| 03 – Filtro de H ₂ S | 09 – Motogerador |
| 04 – Reservatório pulmão | 10 – Secador térmico de lodo |
| 05 – Compressor | 11 – Soprador de ar |
| 06 – Reservatório pressurizado | 12 – Banco de resistências elétricas |
| - - - ➔ Fluxo de lodo | ➔ Fluxo de gases |

Figura 7-1: Desenho esquemático do protótipo do secador térmico de lodo.

As partes constituintes do aparato experimental são descritas nos itens a seguir.

7.2.1.1 Reatores UASB

O biogás utilizado no aparato experimental foi gerado em três reatores UASB em escala de demonstração instalados na própria área do CePTS. As principais características dessas unidades estão contidas na Tabela 7-1 e os mesmos podem ser visualizados na Figura 7-2.

Tabela 7-1: Principais características dos reatores UASB

Características	Reatores UASB		
	Ferrocimento	Fibra de vidro*	Aço carbono*
Equivalente populacional (hab.)	320	640	380
Diâmetro transversal (m)	2,0	2,5	-
Largura x comprimento (m)	-	-	1,4 x 2,5
Altura útil total (m)	4,5	4,5	4,8
Volume (m ³)	14,0	22,0	16,8

* Sistemas compactos UASB/FBP

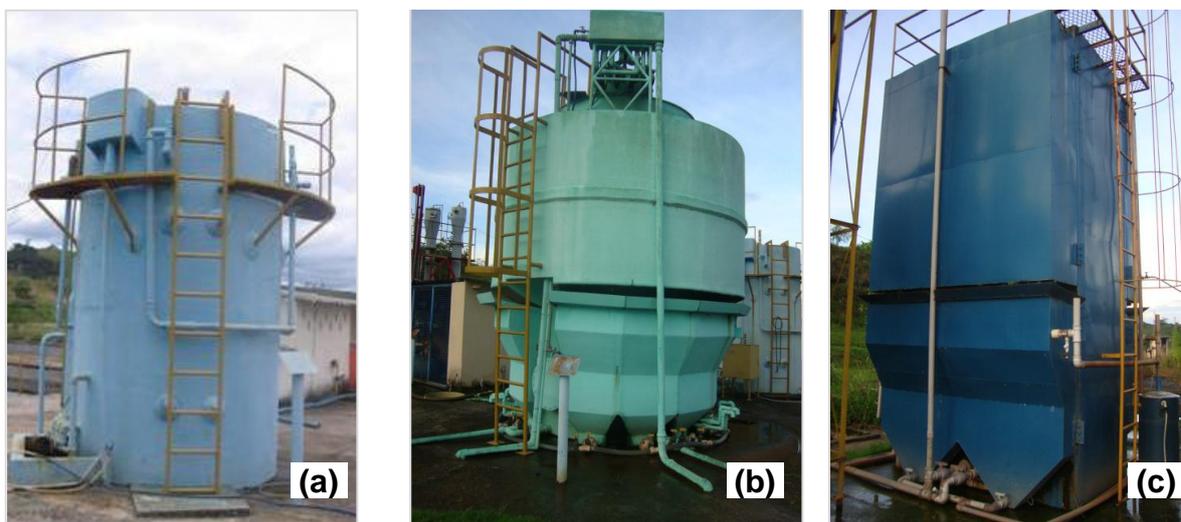


Figura 7-2: Vista dos reatores UASB do CePTS: (a) ferrocimento; (b) fibra de vidro; (c) aço carbono

7.2.1.2 Filtros de H₂S

Um dos constituintes do biogás é o gás sulfídrico (H₂S), que merece atenção especial devido a seu alto poder corrosivo. A remoção de gás sulfídrico do biogás foi realizada por meio de dois filtros (diâmetro de 200 mm e comprimento de 1,25 m) que trabalham em paralelo utilizando palha de aço número 1 e 2, como material de enchimento (Figura 7-3).

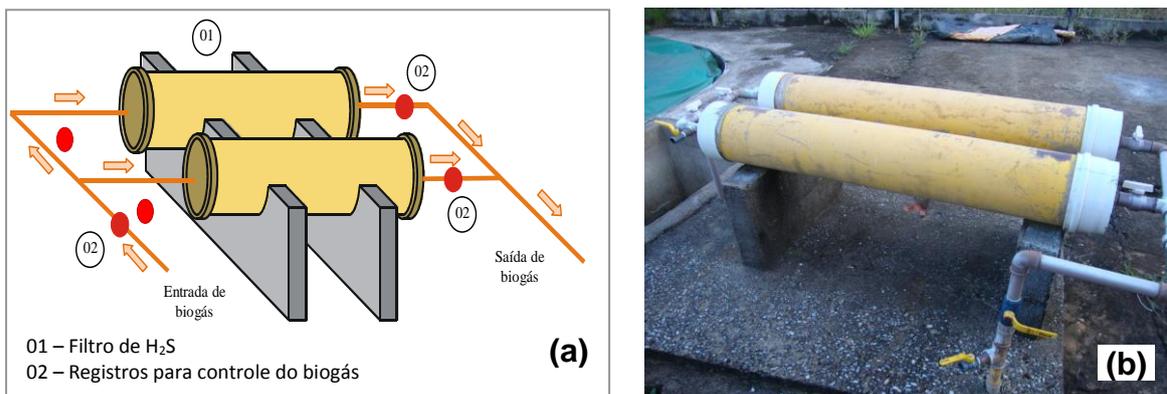


Figura 7-3: Filtros de H₂S: (a) desenho esquemático; (b) vista geral

7.2.1.3 Reservatório pulmão

Confeccionado em lona, o reservatório pulmão tem a finalidade de armazenar o biogás produzido diariamente antes de enviá-lo ao reservatório pressurizado. Ao longo do perímetro do reservatório existe um selo hídrico que é o responsável pela vedação (Figura 7-4).

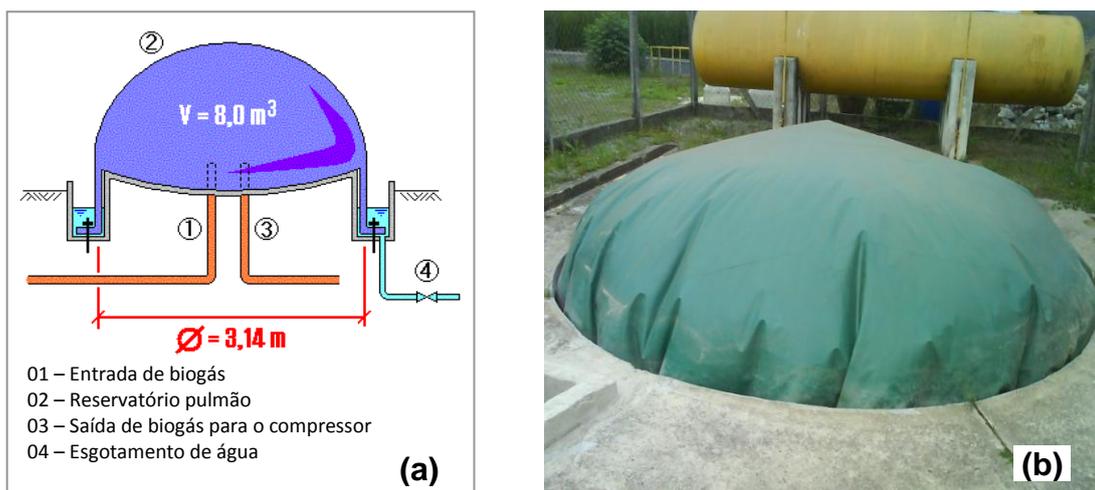


Figura 7-4: Reservatório pulmão: (a) desenho esquemático; (b) vista geral

A Tabela 7-2 contém as principais características do reservatório pulmão.

Tabela 7-2: Principais características do reservatório pulmão

Reservatório pulmão	
Material	Lona encerada
Volume de armazenamento	8 m ³
Diâmetro da base	3,14 m
Largura da vala	20 cm
Altura do selo hídrico	50 cm

7.2.1.4 Compressor

Tendo em vista a pequena capacidade de produção de biogás do CePTS, tornou-se necessário utilizar um compressor para pressurizar o gás armazenado no reservatório pulmão e enviá-lo ao reservatório pressurizado. Um filtro de umidade foi colocado na entrada do compressor, uma vez que a água presente no biogás pode prejudicar o funcionamento do mesmo. O compressor utilizado trabalha com pressão máxima de 10 bar, controlada por um pressostato (Figura 7-5).

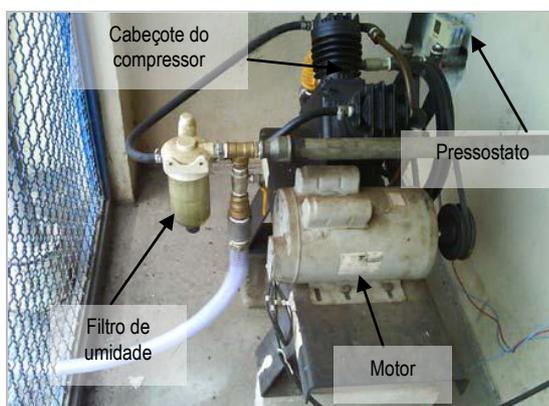


Figura 7-5: Vista geral do compressor de biogás

7.2.1.5 Reservatório pressurizado

O reservatório pressurizado tem um volume de 4,7 m³ e pressão de trabalho de 12 bar, possui um manômetro, uma válvula de segurança, um dreno, um dispositivo de entrada e outro de saída do biogás (Figura 7-6).

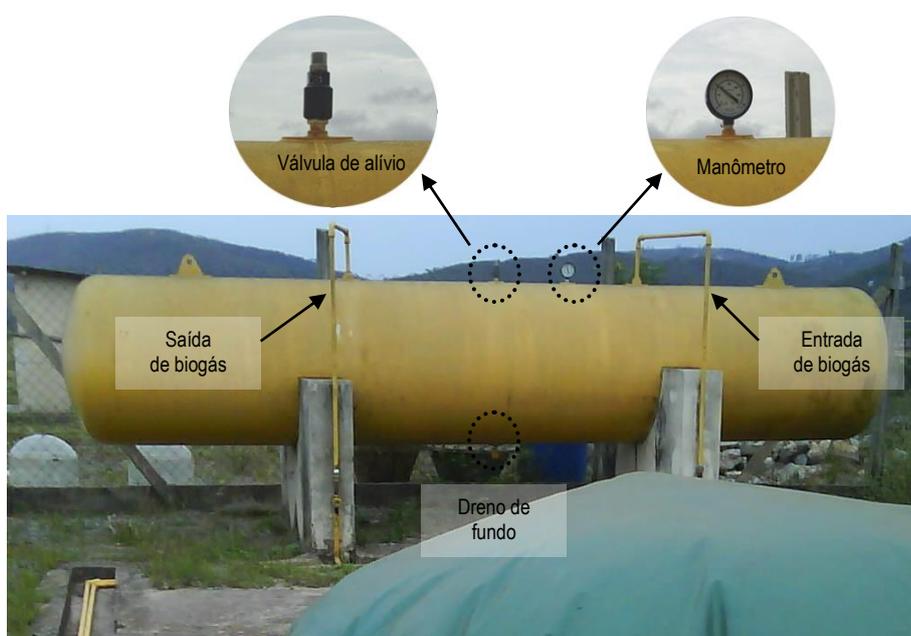


Figura 7-6: Vista geral do reservatório pressurizado de biogás

A Tabela 7-3 contém as principais características do reservatório pressurizado.

Tabela 7-3: Principais características do reservatório pressurizado

Reservatório pressurizado	
Material	Aço ASTM-A-285C
Diâmetro do cilindro	1050 mm
Comprimento do corpo do cilindro	5,0 m
Comprimento total	5,6 m
Diâmetro da flange de inspeção	20"
Volume	4,7 m ³
Pressão de trabalho	12 bar
Pressão de teste	18 bar
Volume armazenado a 12 bar	60 m ³

7.2.1.6 Motogerador

Para a realização deste trabalho, foi doado pela Cia. Caetano Branco um grupo motogerador modelo *B4T-5000 Bio* já adaptado para trabalhar com biogás. A Tabela 7-4 mostra as principais características do grupo motogerador e a Figura 7-7 mostra esse equipamento.

Tabela 7-4: Principais parâmetros do motogerador

Modelo	4BT-5000 Bio
Tempos	4
Volume deslocado	389 cm ³
Rotação nominal	3600 rpm
Tensão de saída	110/220 V
Potência mecânica com gasolina	9.7 kW
Potência elétrica nominal com biogás	3.6 kVA
Potencial elétrica nominal com gasolina	5.0 kVA
Vazão dos gases de exaustão na saída do motor*	31,5 m ³ .h ⁻¹

*Considerando eficiência volumétrica do motor de 75%

Visando a integração do grupo motogerador com o protótipo do secador térmico de lodo, o sistema de escapamento foi modificado. Além de facilitar o seu acoplamento ao secador térmico de lodo, essa modificação foi necessária para que pudessem ser instalados no escapamento os sensores de O₂ e temperatura, bem como a sonda para análise de emissões. Também foi instalada uma mangueira de aço para amortecer as vibrações do motor no secador térmico. O material utilizado para a construção do escapamento foi aço SAE 1020 com diâmetro nominal de 1”1/4 por ser próximo do diâmetro da tubulação do escapamento original.

No motogerador foi instalado um sistema eletrônico de controle de mistura ar/combustível em malha fechada capaz de alterar o fluxo de biogás em função da quantidade de O₂ presente no coletor de descarga, visando aperfeiçoar o rendimento do motogerador utilizando biogás como combustível. Este sistema foi desenvolvido para uso automotivo capaz de operar com gás natural veicular (GNV) sob pressão de até 1,5 bar, sendo composto de: regulador de pressão;

regulador de fluxo eletromecânico (motor de passo); sensor de O₂ no coletor de exaustão e central microprocessada controladora de fluxo.

O regulador de pressão foi acoplado junto à estrutura do motor, na sua saída foi instalada uma válvula mecânica de controle de vazão e em seguida, o regulador de fluxo eletromecânico. A saída do regulador de fluxo foi ligada na entrada de biogás original do motor.

O sensor de O₂ foi instalado no escapamento, que serve de referência para a central microprocessada controlar o regulador de fluxo eletromecânico. A central microprocessada foi programada para manter o fator *lambda* da mistura em torno de um.

O fator *lambda* (λ) corresponde à razão entre a relação mássica real ar/combustível e a relação ar/combustível teórica, e pode ser expresso pela Equação 7-1.

$$\lambda = \frac{\text{massa} \cdot \text{ar} \cdot \text{real} / \text{massa} \cdot \text{combustível} \cdot \text{real}}{\text{massa} \cdot \text{ar} \cdot \text{teórica} / \text{massa} \cdot \text{combustível} \cdot \text{teórica}} \quad (7-1)$$

Quando o fator λ tem valor igual a um, a mistura é considerada estequiométrica, pois tem proporção real igual a teórica. Para valores superiores a um, a mistura é considerada “pobre”, com menor teor de combustível que o ideal teórico, já para valores inferiores a um, a mistura é considerada “rica”, com maior teor de combustível.

A instalação da válvula mecânica de controle de vazão foi necessária para reduzir a vazão de gás na entrada do motor e estabilizar o controle realizado pelo atuador, uma vez que este sistema foi projetado para motores automotivos de volume total muito maior que o volume total do motor utilizado. Também foi necessária a instalação de um filtro de gás antes da entrada do redutor de pressão para evitar o entupimento do mesmo. O regulador de pressão trabalhou com uma pressão média na entrada de 8 bar e a pressão de saída de 1,5 bar.

Para avaliar a potência gerada pelo motogerador foi utilizado um banco de resistência elétrica para dissipar a energia gerada (Figura 7-8). As resistências foram montadas como mostrado na Figura 7-9 e a resistência total equivalente, quando as chaves são ligadas sucessivamente, foi medida com um multímetro ET-1000 *MINIPA* e é mostrada na Tabela 7-5.

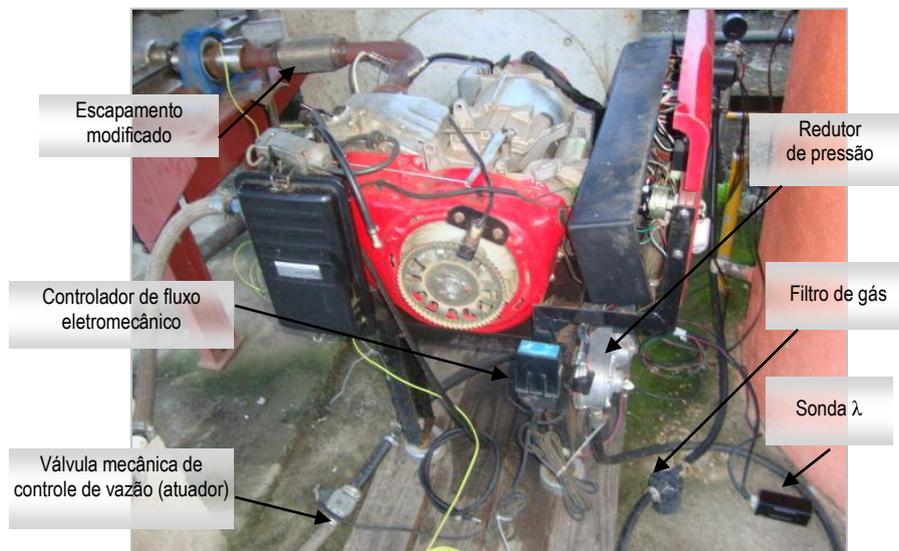


Figura 7-7: Motogerador utilizado no trabalho



Figura 7-8: Banco de resistência elétrica

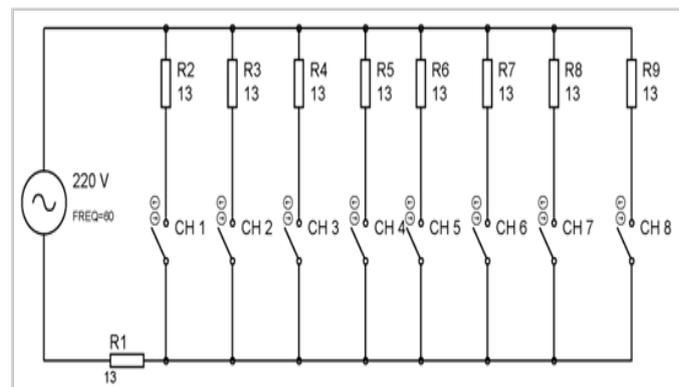


Figura 7-9: Esquema elétrico das ligações das resistências

Tabela 7-5: Resistência total de acordo com as chaves acionadas

Chaves acionadas	Resistência Total Equivalente (Ω)	Chaves acionadas	Resistência Total Equivalente (Ω)
CH1	25,3	CH1 , CH2 , ... , CH5	18,6
CH1 e CH2	21,1	CH1 , CH2 , ... , CH6	18,4
CH1 , CH2 e CH3	19,8	CH1 , CH2 , ... , CH7	18,3
CH1 , CH2 , ... , CH4	19,1	CH1 , CH2 , ... , CH8	18,1
CH1 , CH2 , ... , CH5	18,6		

As modificações realizadas no motogerador, bem como os ensaios nesse equipamento, foram objeto da monografia de final de curso do aluno Olavo Miranda Martins, trabalho esse desenvolvido a partir de uma parceria entre o Departamento de Engenharia Mecânica e o Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (MARTINS, 2010; MARTINS *et. al*, 2011).

7.2.1.7 Protótipo do secador térmico de lodo

Concepção do secador térmico

A concepção do protótipo para secagem térmica do lodo a partir do aproveitamento energético do biogás gerado em reatores UASB considerou as seguintes premissas básicas: (i) baixo custo; (ii) simplicidade operacional; (iii) não dependência de tecnologia internacional; (iv) não utilização de energia adicional; (v) sistema simplificado para controle das emissões de odores e particulados; (vi) possibilidade de higienização do lodo; (vii) possibilidade de reduzir a umidade do lodo em níveis semelhantes aos alcançados nas centrífugas usualmente utilizadas em ETE. Embora tais premissas possam não conduzir a um secador térmico de elevada eficiência, ainda assim espera-se estar contribuindo para o desenvolvimento da área, uma vez que os secadores térmicos atualmente disponíveis no mercado possuem elevado custo, sofisticação tecnológica e, na maioria das vezes, dependência de tecnologia internacional. Tais aspectos muitas vezes inviabilizam o seu uso em estações de tratamento de esgoto doméstico.

A última premissa, referente à possibilidade de substituição da desidratação mecânica por centrífugas, é de fato a mais arrojada, uma vez que pressupõe um secador térmico com capacidade muito elevada de evaporação, já que o teor de umidade do lodo que o alimenta é da ordem de 96%. Tal premissa diferencia substancialmente o secador objeto desta pesquisa dos secadores térmicos disponíveis no mercado, os quais trabalham com concentrações iniciais de umidade do lodo da ordem de 80%. A hipótese a ser verificada é que o secador térmico seja capaz de reduzir a umidade do lodo de 96% para 80%, possibilitando assim a substituição da unidade de desidratação mecânica (centrífuga).

Essa potencial substituição da centrífuga pelo secador térmico representaria alguns benefícios econômicos e ambientais, tais como a não utilização de produtos químicos (necessários para o condicionamento do lodo no caso da desidratação mecânica); higienização do lodo, possibilitando seu uso agrícola e redução dos custos energéticos da ETE devido à utilização do biogás como fonte de energia.

Descrição do protótipo

O secador térmico desenvolvido é do tipo rotativo direto, sendo a transferência de calor realizada por convecção por meio do contato direto do lodo com o meio de secagem, no caso os gases do escapamento.

O equipamento consiste em um cilindro externo fixo que serve de reservatório para o lodo e um cilindro interno rotativo e vazado. Para revolver o lodo, favorecendo o mecanismo de troca de calor, foram fixadas canaletas em formato U, ao longo do comprimento do cilindro interno. A velocidade de rotação do cilindro interno é comandada por um motorreductor e um inversor de frequência. Na parte superior do cilindro, próximo à entrada dos gases de exaustão do motogerador existe uma curva para alimentação do protótipo com o lodo.

A energia térmica necessária para a secagem do lodo no protótipo é fornecida pelos gases de exaustão (gases do escapamento) provenientes da combustão do biogás no motogerador, daí a importância da modificação realizada na tubulação do escapamento mencionada anteriormente. No lado contrário à entrada dos gases de exaustão foi posicionada uma chaminé para permitir a saída dos gases de exaustão (meio de secagem) e do vapor proveniente da evaporação da umidade do lodo.

A Tabela 7-6 mostra as principais características do protótipo do secador térmico de lodo.

Tabela 7-6: Principais características do secador térmico de lodo

Modelo	Rotativo direto
Material	Aço inox
Diâmetro do cilindro externo	500 mm
Diâmetro do cilindro interno	400 mm
Comprimento do cilindro externo	1,6 m
Comprimento do cilindro interno	1,8 m
Volume total	0,37 m ³
Volume útil	0,15 m ³
Dimensões das canaletas	30 x 30 mm
Número de canaletas	8 canaletas externas e internas
Diâmetro da tubulação de alimentação de lodo	3"
Diâmetro das tubulações de coleta de lodo	2"
Diâmetro da chaminé	100 mm

O desenho esquemático do protótipo pode ser visualizado na Figura 7-10 e a Figura 7-11 mostra uma vista geral do mesmo. Na Figura 7-12 pode-se visualizar o cilindro interno e as canaletas para revolvimento do lodo ao longo de seu comprimento.

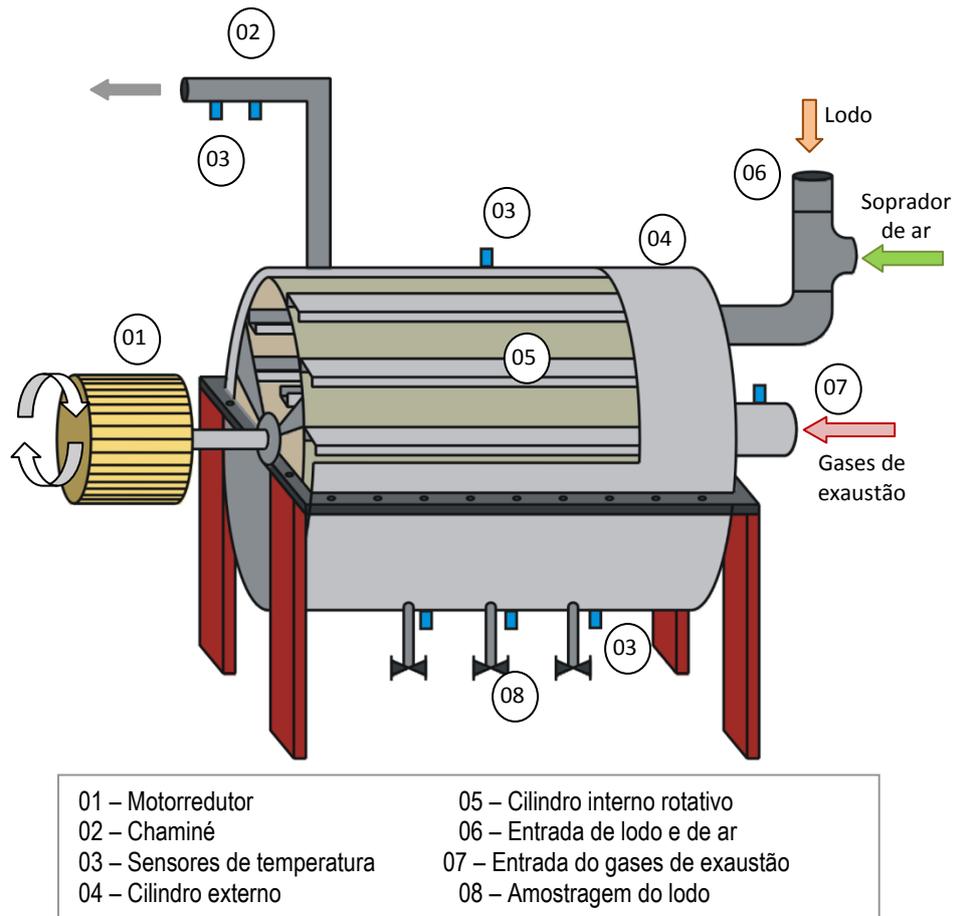


Figura 7-10: Desenho esquemático do protótipo do secador térmico de lodo.



Figura 7-11: Protótipo do secador térmico de lodo.



Figura 7-12: Cilindro interno e canaletas para revolvimento do lodo.

7.2.2 Caracterização do biogás

A caracterização do biogás com vistas à verificação do seu potencial energético foi realizada por meio de análises via cromatografia gasosa. Foram determinados os percentuais de CH₄, CO₂, mistura de gases e H₂S. As amostras de biogás foram coletadas em duplicata por meio de seringas plásticas em três pontos amostrais: biogás gerado nos reatores UASB (P1); após a passagem pelo filtro de H₂S (P2); entrada do biogás no motogerador (P3). Esses pontos podem ser visualizados na Figura 7-13.

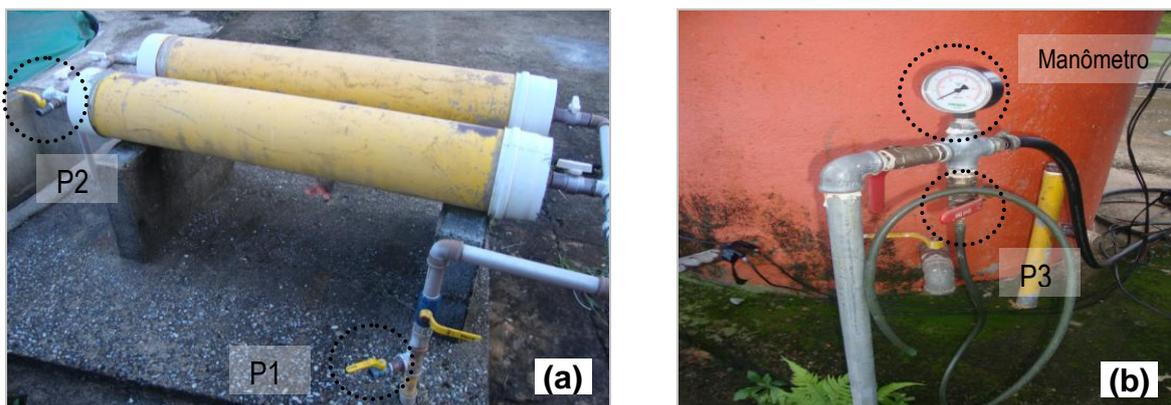


Figura 7-13: Pontos de amostragem de biogás: (a) P1 e P2 – entrada e saída do filtro de H₂S, respectivamente; (b) P3 – entrada no motogerador

Os experimentos foram realizados em duas etapas distintas: (i) testes de eficiência do motogerador e (ii) testes de redução de umidade e higienização.

7.2.3 Ensaios de redução de umidade e higienização no protótipo

Os ensaios realizados no protótipo do secador térmico tiveram dois objetivos: (i) redução da umidade do lodo e (ii) higienização do lodo.

7.2.3.1 Redução de umidade

Com o intuito de avaliar o funcionamento do protótipo, inicialmente foram realizados alguns ensaios utilizando água. Após esses pré-testes e alguns ajustes que se fizeram necessários, iniciou-se a operação do protótipo utilizando lodo dos reatores UASB.

Diante dos resultados desses ensaios, de baixa eficiência na secagem térmica do lodo, concluiu-se a necessidade de melhorar o mecanismo de convecção, para tanto foi acoplado um soprador de ar na entrada do protótipo, o qual pode ser visualizado na Figura 7-14. Após essa adequação, foram realizados mais testes com o soprador de ar, sendo que esses ensaios preliminares tiveram como objetivo entender o mecanismo de funcionamento do protótipo, bem como

definir as condições operacionais dos próximos ensaios, as quais são apresentadas na Tabela 7-7.

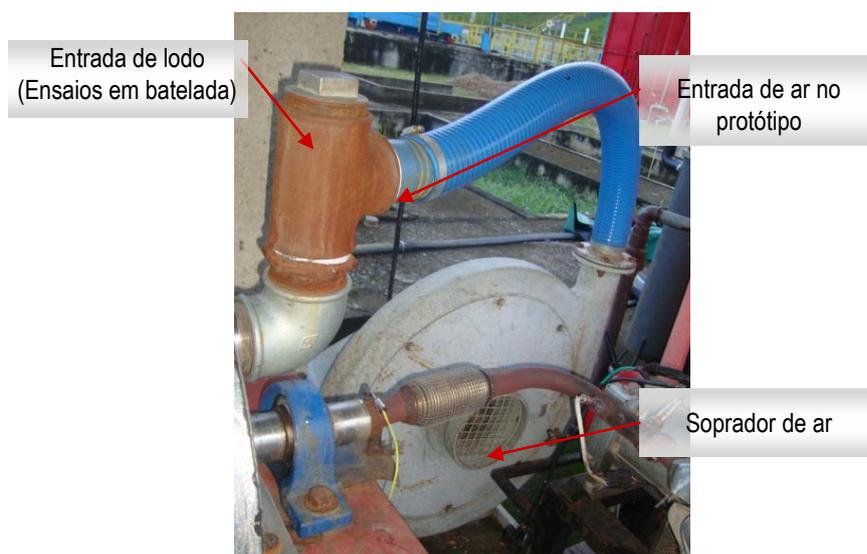


Figura 7-14: Soprador de ar acoplado ao secador térmico de lodo

Tabela 7-7: Condições operacionais dos ensaios de secagem térmica

Duração	7 h
Volume inicial de lodo	60 L
Rotação do cilindro interno	15 rpm

Foram realizados 8 ensaios de redução de umidade no protótipo do secador térmico de lodo. As amostras para análises (em duplicata) de lodo foram coletadas em intervalos de 1 h. A temperatura foi medida a cada 15 minutos até 2,5 h de ensaio e depois a cada 30 minutos. O soprador de ar foi utilizado apenas no intervalo de duração do ensaio entre 1,5 h e 4,5 h.

A temperatura ambiente, pressão atmosférica e umidade relativa do ar foram obtidas ao longo do teste através de um termohigrobarômetro digital (Lutron, modelo PHB318) (Figura 7-15). O consumo de biogás pelo motogerador durante o teste foi medido por meio de um medidor de volume de gás do tipo diafragma (Figura 7-16).

Foram instalados termopares tipo K (Ecil, aço inoxidável modelo, ϕ 3 mm, L $\frac{1}{4}$ 100 mm) para medição da temperatura dos gases de exaustão (temperatura de entrada no protótipo), do lodo nos três pontos de amostragem (parte inferior), do interior do secador (parte superior) e dos gases que saem da chaminé (temperatura de bulbo úmido e seco). Essas temperaturas foram medidas através de termopares tipo K e termômetro MINIPA (Figura 7-17). Os pontos de amostragem dessas temperaturas são mostrados nas Figuras 7-18 e 7-19.



Figura 7-15: Termohigrobarômetro



Figura 7-16: Medidor de vazão de biogás



Figura 7-17: Detalhe da medição de temperatura (termopar e termômetro)

A eficiência do protótipo na redução da umidade do lodo foi monitorada através das análises de concentração de sólidos totais (ST) obtidas a cada hora de ensaio e pela redução de volume de lodo no secador (volume inicial menos volume final que permaneceu no secador). As análises de sólidos totais foram realizadas, em duplicata, de acordo com o *Standard methods for the examination of water and wastewater* (APHA, 2005). Para as amostras de lodo procedeu-se a realização de amostragem composta dos três pontos mostrados na Figura 7-18.

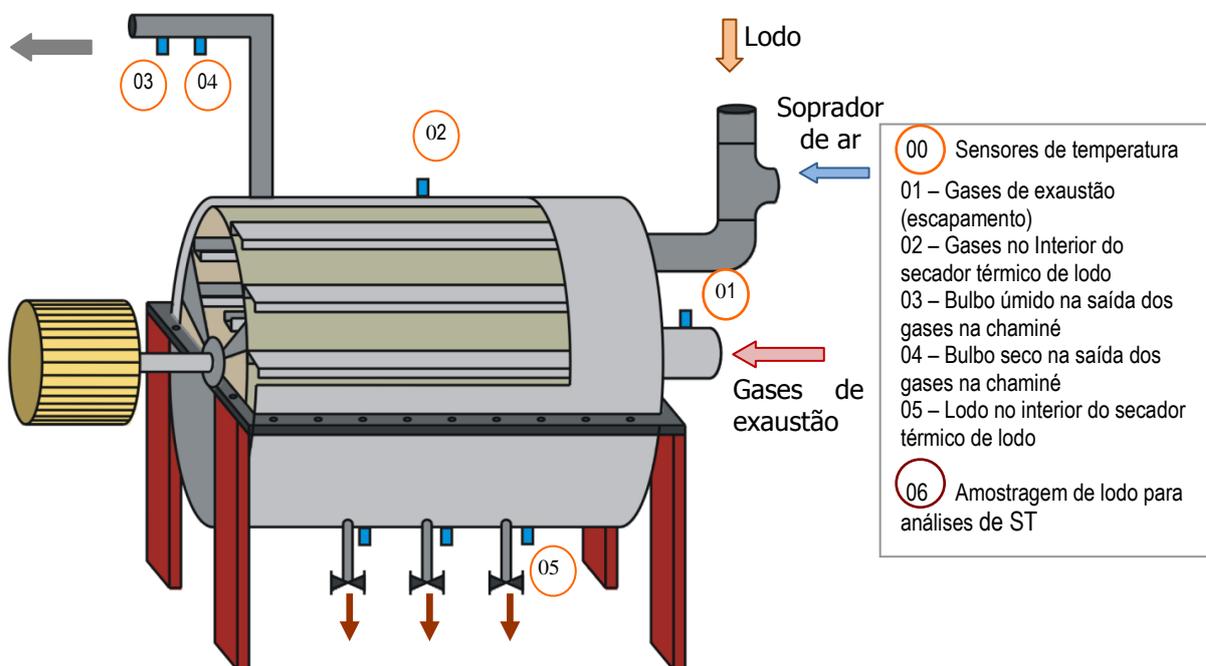


Figura 7-18: Desenho esquemático dos pontos de amostragem de temperatura.

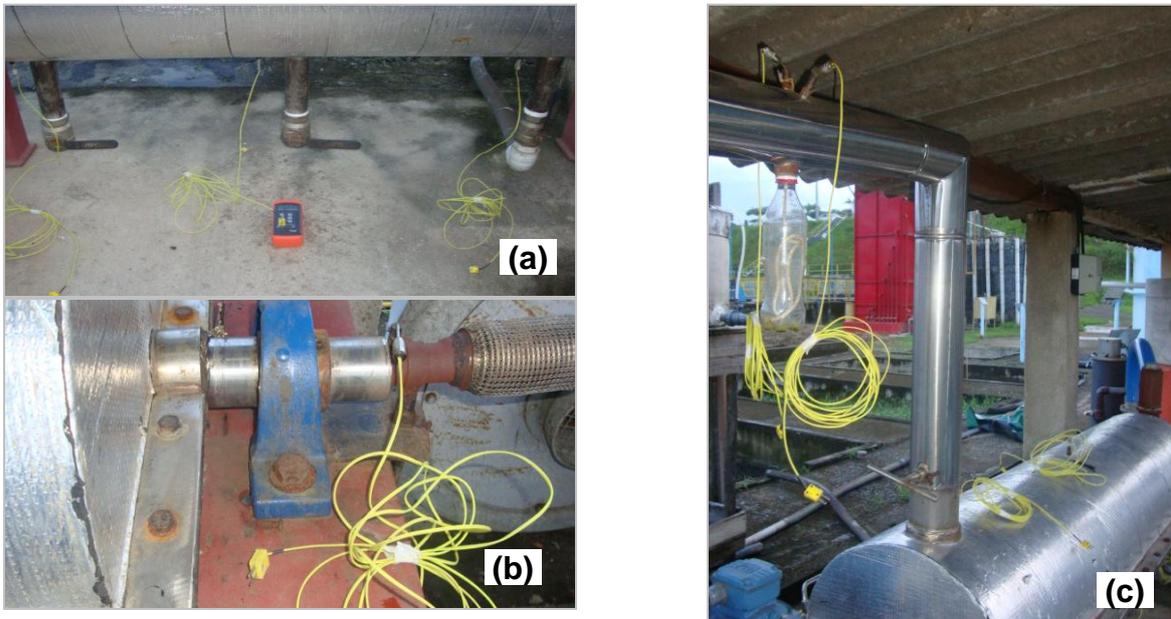


Figura 7-19: Pontos de amostragem de temperatura: (a) lodo; (b) gases de exaustão do motogerador; (c) interior do secador e chaminé.

7.2.3.2 Higienização térmica

A higienização de lodo por meio de tratamento térmico combina duas variáveis de controle: tempo e temperatura de exposição. Visando avaliar a eficiência da higienização do lodo por via térmica, optou-se por utilizar ovos de helmintos como organismo indicador, dada a sua grande resistência a condições ambientais adversas e por se constituir em um dos organismos previstos no monitoramento exigido pela Resolução CONAMA 375/2006 que dispõe sobre o uso agrícola de lodos de esgoto.

Primeiramente realizou-se um ensaio para verificar a ocorrência de ovos de helmintos no lodo dos reatores UASB, nesse procedimento não foram encontrados ovos em número suficiente. Assim, para se obter uma quantidade significativa de ovos no lodo e possibilitar uma recuperação representativa, devido a semelhança morfológica com os *Ascaris lumbricoides*, decidiu-se por inocular ovos de *Ascaris suum* no lodo tratado no secador térmico.

Devido a dificuldade de recuperação de ovos de helmintos no secador térmico de lodo, realizou-se apenas um teste de higienização, considerando para o inoculo a proporção de $1.100 \text{ ovos.gST}^{-1}$. Esse teste teve duração de 7 horas, sendo coletadas 5 amostras de lodo em intervalos de tempos diferentes (0 h; 1,5 h; 3 h; 4,5 h e 5 h).

Após a realização do ensaio e coleta das amostras de lodo, estas foram então processadas em laboratório, segundo o método de Meyer, para a análise de recuperação e viabilidade de ovos de helmintos (MEYER *et al.*, 1978). Com o intuito de se avaliar a viabilidade dos ovos de helmintos, a placa de Petri contendo os ovos recuperados foi envolvida em papel alumínio e incubada no escuro, em estufa a 28°C, durante 28 dias. Após esse período, procedeu-se a leitura das câmaras com a verificação do percentual de ovos viáveis e não viáveis para cada amostra coletada. De acordo com Godinho (2003), não há um padrão para se definir ovo viável e não viável, assim, neste trabalho considerou-se ovo viável aquele que após o período de 28 dias de incubação apresentou em seu interior uma larva formada (Figura 7-20a) e ovo não viável aquele que permaneceu em qualquer outro estágio anterior, mas não se diferenciou em larva (Figura 7-20b).

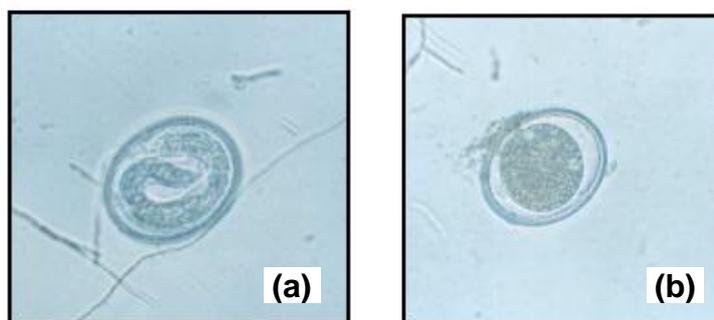


Figura 7-20: Ovos de helmintos: (a) viável; (b) não viável
Fonte: GODINHO (2003)

Para se expressar o resultado em número de ovos por grama de matéria seca (ovos.gST⁻¹), empregou-se a Equação 7-2.

$$N_f = \frac{1000 \times (N_i \times V_f)}{V_i \times C} \quad (7-2)$$

na qual:

N_f = número de ovos contados na amostra analisada (ovo.g ST⁻¹)

N_i = número de ovos contados (média dos valores encontrados em cada câmara)

V_f = volume final da amostra na placa de Petri (mL)

V_i = volume inicial da amostra de lodo (g)

C = concentração de sólidos totais (gST.L⁻¹)

7.2.4 Ensaios de eficiência do motor

Os ensaios de eficiência do motor, para efeitos de comparação, foram realizados com o motor original utilizando gasolina e com o sistema de controle de mistura, utilizando biogás pressurizado, sendo 2 ensaios para cada tipo de combustível.

Em todos os ensaios foram levantados os parâmetros tensão, corrente e frequência, medidos em intervalos de tempo de 5 minutos, utilizando um analisador de potência (Fluke, modelo 434). Optou-se por utilizar 4 condições de cargas ($R_{1eq} = 25,3 \Omega$; $R_{2eq} = 21,1 \Omega$; $R_{3eq} = 19,1 \Omega$; $R_{4eq} = 18,1 \Omega$), pois a diferença de resistência total entre o acionamento de uma chave e outra é insuficiente para gerar uma diferença significativa de corrente. A potência gerada pelo motogerador foi avaliada a partir do banco de resistências elétricas utilizado para dissipar a energia gerada. Para a determinação do consumo de biogás foi utilizado o medidor de volume de gás do tipo diafragma, instalado antes da entrada de biogás do motor, sendo marcado o tempo para o registro de 1 m^3 de biogás. Para avaliar o consumo de gasolina, foi utilizado o método gravimétrico, marcando o tempo para o consumo de 100 g.

A Tabela 7-8 apresenta os parâmetros avaliados e o número de medições realizadas para os ensaios de eficiência do motor utilizando gasolina e biogás pressurizado.

Tabela 7-8: Parâmetros avaliados e números de medições por ensaio

Parâmetro	Número de medições/ensaio	Intervalo de medição
Número de ensaios	2 para gasolina e 2 para biogás	
Tensão	4	5 min
Corrente	4	5 min
Frequência	4	5 min
Consumo de gasolina	3	100 g
Consumo de biogás	1	1 m^3

Os principais parâmetros utilizados para avaliar o desempenho do motor são a potência e o consumo específico. Para o cálculo da potência desenvolvida pelo motor, foi calculada a potência elétrica segundo a Equação 7-3. Para obter a potência efetiva foi aplicado um fator de correção de 80% associado à eficiência do gerador elétrico e corrigida a potência desenvolvida pelo motor para a condição atmosférica padrão.

$$P = V \times i \quad (7-3)$$

na qual:

P = potência elétrica dissipada (kW)

V = tensão (V)

I = corrente (A)

O cálculo do consumo específico de combustível (SFC) é dado pela Equação 7-4.

$$SFC = \frac{\dot{m}}{P_{efe}} \quad (7-4)$$

na qual:

P_{efe} = potência efetiva (kW)

\dot{m} = vazão mássica de combustível ($\text{kg}\cdot\text{s}^{-1}$)

O rendimento total do motor pode ser obtido pela razão entre a potência de entrada e a potência de saída. A potência de entrada é relacionada com a energia do combustível, que pode ser calculada pelo produto entre a vazão mássica e o poder calorífico inferior (PCI). A potência de saída, por sua vez, é a potência efetiva do motor. Assim, o rendimento total do motor é dado pela Equação 7-5.

$$\eta_{motor} = \frac{P_{efe}}{\dot{m} \times PCI} \quad (7-5)$$

na qual:

η_{motor} = rendimento total do motor (%)

PCI = poder calorífico inferior do combustível ($\text{kJ}\cdot\text{kg}^{-1}$ ou $\text{kJ}\cdot\text{m}^{-3}$)

O PCI da gasolina foi considerado $42,5 \text{ MJ}\cdot\text{kg}^{-1}$, já o do biogás foi calculado a partir dos resultados de cromatografia gasosa (percentuais de CH_4 e CO_2), pressão atmosférica e umidade relativa, no momento em que foi realizado o ensaio, sendo o resultado obtido igual a $19,6 \text{ MJ}\cdot\text{m}^{-3}$.

Nos ensaios com biogás pressurizado considerou-se a potência requerida para acionar o compressor, sendo essa parcela descontada da potência efetiva. A variação de temperatura durante a compressão isentrópica é dada pela Equação 7-6 e a potência necessária para comprimir o biogás pode ser obtida pela Equação 7-7.

$$\frac{T_o}{T1} = \left(\frac{P_o}{P1} \right)^{\frac{k-1}{k}} \quad (7-6)$$

$$\dot{W} = \frac{\dot{m} \times (h_1 - h_o)}{\eta_{comp}} \quad (7-7)$$

na qual:

T_o e $T1$ = temperatura do gás antes e após a compressão

P_o e $P1$ = pressão antes e depois da compressão

k = razão entre calores específicos (c_p/c_v)

W = potência demandada pelo compressor (kW)

m = vazão mássica de combustível ($\text{kg}\cdot\text{s}^{-1}$)

h_1 e h_0 = entalpia antes e após a compressão ($\text{kJ}\cdot\text{kg}^{-1}$)

η_{comp} = rendimento isentrópico do compressor.

A avaliação das emissões de poluentes pelo motogerador foi feita por meio de uma sonda, instalada na linha de escapamento de gases, e de um analisador (PC-Multigás). Foram feitas medições instantâneas das concentrações dos gases presentes no escapamento em percentual por volume (CO_2 e CO) e em partes por milhão (NO_x e HC).

7.2.5 Autossuficiência do aparato experimental

No aparato experimental foi avaliado se a energia elétrica gerada no motogerador foi capaz de suprir a demanda do aparato experimental, verificando assim a sua autossuficiência em termos de energia elétrica.

7.3 Resultados e Discussão

7.3.1 Caracterização do biogás

As estatísticas descritivas referentes aos dados de composição do biogás, obtidos por cromatografia gasosa, para os três pontos monitorados, são apresentadas na Tabela 7-9.

Tabela 7-9: Estatística descritiva para a composição de biogás

	Estatística Descritiva	Média aritmética	Mediana	Mínimo	Máximo	25%	75%
Biogás reatores UASB (P1)	CH_4 (%)	70,2	72,9	26,6	88,7	69,5	74,4
	CO_2 (%)	6,5	5,9	1,0	62,1	5,1	6,4
	Mistura* (%)	22,6	18,1	12,4	68,4	16,6	21,8
	H_2S (ppm)	1.757	1.720	205	3.563	1.453	2.115
Após o Filtro de H_2S (P2)	CH_4 (%)	72,1	72,2	46,5	92,9	70,0	73,8
	CO_2 (%)	6,5	6,0	1,9	56,9	5,5	6,4
	Mistura* (%)	21,1	18,4	10,9	66,9	16,4	20,8
	H_2S (ppm)	1.509	1.528	328	2.960	946	2.030
Entrada do motogerador (P3)	CH_4 (%)	65,2	65,9	41,5	97,0	64,3	71,0
	CO_2 (%)	5,6	5,0	0,4	54,2	4,16	5,8
	Mistura* (%)	25,9	24,5	18,3	40,5	22,8	27,6
	H_2S (ppm)	333	155	8	1.987	65	439

*Mistura: maior parte N_2 , os altos valores são devido a parcela de N_2 dissolvida no esgoto doméstico

* Número de dados: 42 para CH_4 ; 65 para CO_2 e Mistura e 75 para H_2S .

A variabilidade dos resultados de composição de biogás são mostrados nos gráficos box-plot contidos nas Figuras 7-21 e 7-22, respectivamente.

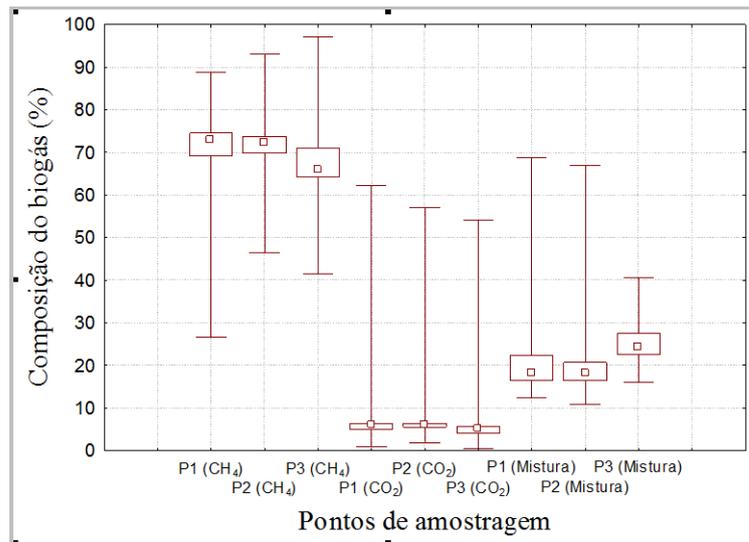


Figura 7-21: Composição de biogás (CH₄, CO₂ e Mistura)

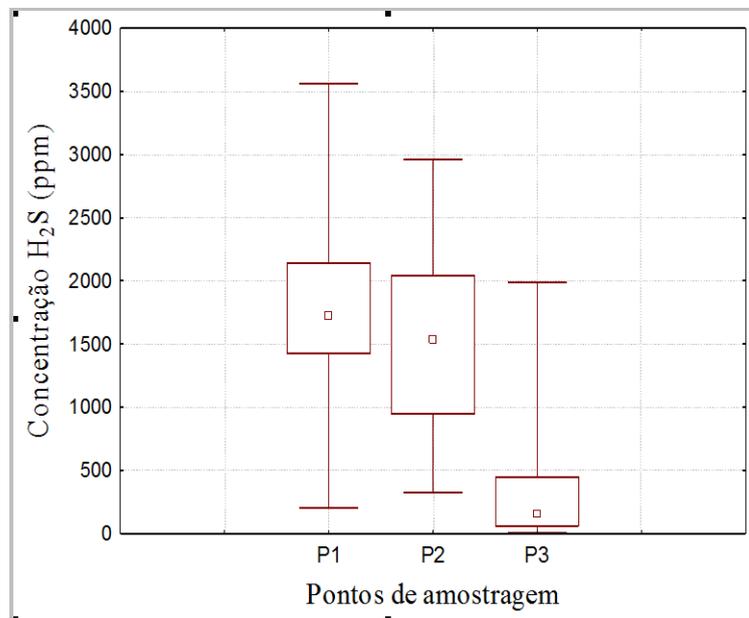


Figura 7-22: Concentração de H₂S no biogás

As análises de composição do biogás dos reatores UASB indicaram as seguintes concentrações médias: 73%, 6% e 1720 ppm, para CH₄, CO₂ e H₂S, respectivamente. Estas concentrações estão dentro das faixas relatadas por muitos autores (Pagliuso *et al.*, 2002; Noyola *et al.*, 2006; Souza *et al.*, 2011; 2012). Devido à presença de H₂S no biogás é comum ocorrerem problemas em motogeradores (Razbani *et al.*, 2011). A concentração de H₂S também foi medida após o filtro de H₂S e na linha de alimentação do motogerador. Ao passar pelo filtro de H₂S houve uma redução de apenas 11% (1530 ppm) nessa concentração. Mesmo com essa baixa eficiência dos filtros de H₂S, a concentração desse composto na entrada do motogerador foi baixa, da ordem de 150 ppm, o que pode significar

uma provável conversão a H_2SO_4 ao longo da tubulação de biogás do filtro de H_2S até a entrada do motogerador.

O baixo conteúdo de H_2S na entrada do motogerador, 150 ppm, não acarreta em prejuízos ao motogerador, uma vez que está abaixo da faixa citada por Holm-Nielsen *et al.* (2009). Segundo esses autores, o conteúdo de H_2S no biogás, em níveis superiores a 300-500 ppm, podem causar danos as técnicas de conversão energética.

7.3.2 Ensaios de redução de umidade

A Tabela 7-10 mostra os resultados obtidos nos ensaios de redução de umidade realizados no protótipo do secador térmico de lodo.

Tabela 7-10: Principais resultados dos ensaios de secagem térmica

Ensaio ^(a)	Volume de lodo final (L)	Consumo biogás ($Nm^3.h^{-1}$) ^(b)	Concentração inicial ST (%)	Concentração final ST (%)	Redução de volume de lodo (vezes)	Aumento de concentração de lodo (vezes)	Potência disponível (kW) ^(c)	Condição operacional do motor ^(d)
1	29,0	1,6	4,5	7,2	2,1	1,6	2,3	Adequada
2	26,9	1,6	6,1	10,1	2,2	1,7	2,3	Adequada
3	42,9	1,7	4,5	5,7	1,4	1,3	-	Não adequada
4	38,9	1,3	4,1	6,2	1,5	1,5	-	Não adequada
5	32,7	1,8	4,5	7,4	1,8	1,6	-	Não adequada
6	43,2	1,8	5,1	7,3	1,4	1,4	-	Não adequada
7	26,9	2,1	4,3	8,8	2,2	2,0	2,3	Adequada
8	33,3	1,5	5,2	7,7	1,8	1,5	-	Não adequada

^aDuração do ensaio: 7 h; volume inicial de lodo: 60 L.

^bTemperatura: 31 °C; Pressão atmosférica: 928 hPa.

^cResultados deduzindo a potência requerida para compressão do biogás

^dAdequada: motor operando com aplicação de carga ($R_{4eq} \frac{1}{4} 18.1 \Omega$) no eixo para geração de energia elétrica; Não adequada: motor operando sem aplicação de carga (energia útil não foi utilizada para geração de energia elétrica).

Dos oito ensaios realizados, cinco não apresentaram condição adequada de funcionamento do motogerador, o que pode ser explicado pela presença de umidade no biogás ou percentual de CH_4 baixo. Os ensaios que apresentaram condições adequadas (1, 2 e 7) referem-se ao funcionamento do motogerador com aplicação de carga, o que não foi possível nos demais ensaios. O motor funcionando sem aplicação de carga gera gases de exaustão com temperaturas menores, diminuindo, assim, a eficiência na remoção de umidade do lodo.

A Tabela 7-11 mostra algumas estatísticas descritivas para os resultados apresentados na Tabela 7-10.

Tabela 7-11: Estatística descritiva dos principais resultados dos ensaios de secagem térmica

Estatística Descritiva	Volume de lodo final (L)	Consumo de biogás (Nm ³ .h ⁻¹)	ST (%) Inicial	ST (%) Final	Redução de volume de lodo (vezes)	Aumento de concentração de lodo (vezes)
Média aritmética	34,2	1,7	4,8	7,6	1,8	1,6
Mediana	33,0	1,7	4,5	7,4	1,8	1,5
25%	28,5	1,6	4,5	7,0	1,5	1,5
75%	39,9	1,8	5,1	8,0	2,1	1,6
Mínimo	26,9	1,3	4,1	5,7	1,4	1,3
Máximo	43,2	2,1	6,1	10,1	2,2	2,0

O consumo médio de biogás nos ensaios foi de 1,7 Nm³.h⁻¹, totalizando um consumo médio, durante as 7 horas de ensaio, de 11,9 Nm³.

O volume final médio de lodo após a realização dos testes foi de 33 L, sendo que nos ensaios 1, 2 e 7, em que a condição de funcionamento do motogerador foi adequada, a redução do volume de lodo foi da ordem de 50%. No entanto, nos piores ensaios, a redução de volume de lodo foi da ordem de 35%.

Na Tabela 7-12 são explicitadas as concentrações de sólidos totais ao longo de toda a duração dos ensaios de secagem térmica, bem como algumas estatísticas descritivas dos dados.

Tabela 7-12: Concentrações de sólidos totais nos ensaios de secagem térmica

Ensaio	Tempo (h)							
	0	1	2	3	4	5	6	7
1	4,5	4,6	5,1	5,4	5,9	6,5	7,2	7,2
2	6,1	6,2	6,3	7,3	8,3	9,0	9,5	10,1
3	4,5	4,6	4,8	5,1	5,5	5,7	5,5	5,7
4	4,1	4,4	4,8	4,7	5,3	5,8	6,0	6,2
5	4,5	4,7	5,0	5,5	6,0	6,6	6,9	7,4
6	5,1	5,2	5,6	6,1	6,8	6,8	7,1	7,3
7	4,3	4,9	5,3	5,9	6,6	7,1	8,1	8,8
8	5,2	5,4	5,5	6,5	6,5	6,8	7,3	7,7
Estatística descritiva	Tempo (h)							
	0	1	2	3	4	5	6	7
Média	4,8	5,0	5,3	5,8	6,4	6,8	7,2	7,6
Mediana	4,5	4,8	5,2	5,7	6,3	6,7	7,2	7,4
25%	4,5	4,6	5,0	5,3	5,8	6,3	6,6	7,0
75%	5,1	5,2	5,5	6,2	6,6	6,9	7,5	8,0
Mínimo	4,1	4,4	4,7	4,7	5,3	5,7	5,5	5,7
Máximo	6,1	6,2	6,3	7,3	8,3	9,0	9,5	10,1

As curvas do aumento da concentração de sólidos em cada ensaio são mostradas na Figura 7-23, esses resultados também podem ser visualizados nos gráficos box-plot contidos na Figura 7-24. Observa-se uma tendência de estabilização na concentração de ST, no entanto, devido à falta de biogás não foi possível estender a duração dos ensaios para verificar essa estabilização.

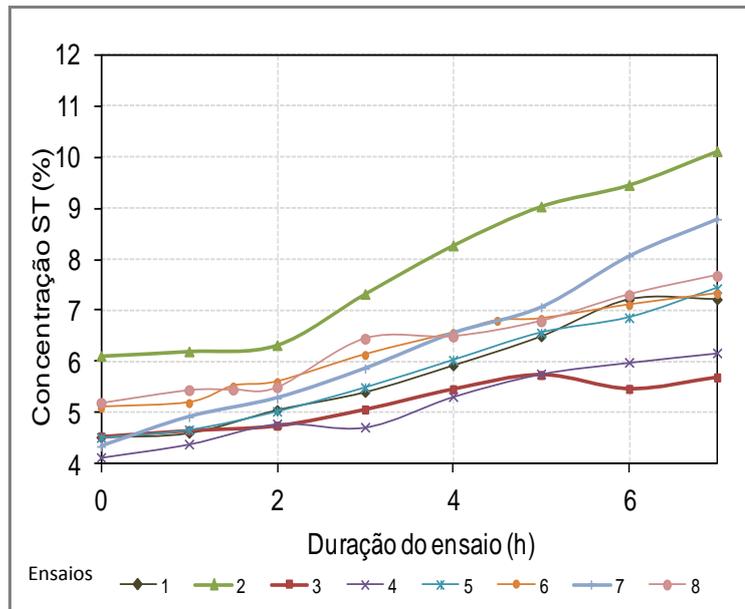


Figura 7-23: Concentrações de sólidos totais ao longo de cada ensaio

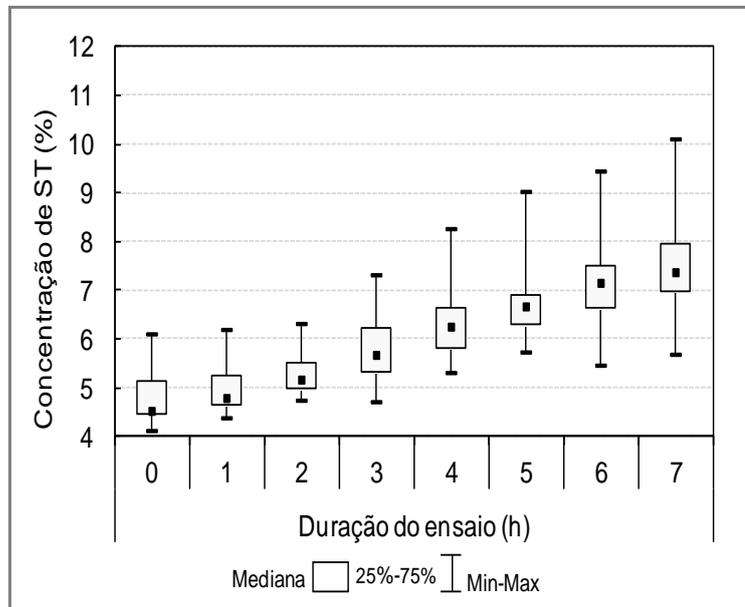


Figura 7-24: Concentrações de sólidos totais ao longo dos ensaios

Nos ensaios em que o motogerador funcionou adequadamente, os gases de exaustão, o lodo e os gases na saída do protótipo alcançaram as temperaturas de 505°C, 53°C e 56°C (sensores de temperatura 01, 05 e 03 – Figura 7-18), respectivamente, o que mostra que boa parte do calor foi transferido ao lodo, contribuindo para a redução de sua umidade.

Em relação a concentração de sólidos ao longo da duração dos ensaios (Figura 7-24), verifica-se que em média a concentração final dobra em relação a concentração inicial. Na Figura 7-25 pode-se observar a relação entre a redução do volume de lodo e o aumento da concentração de ST, considerando os oito ensaios realizados.

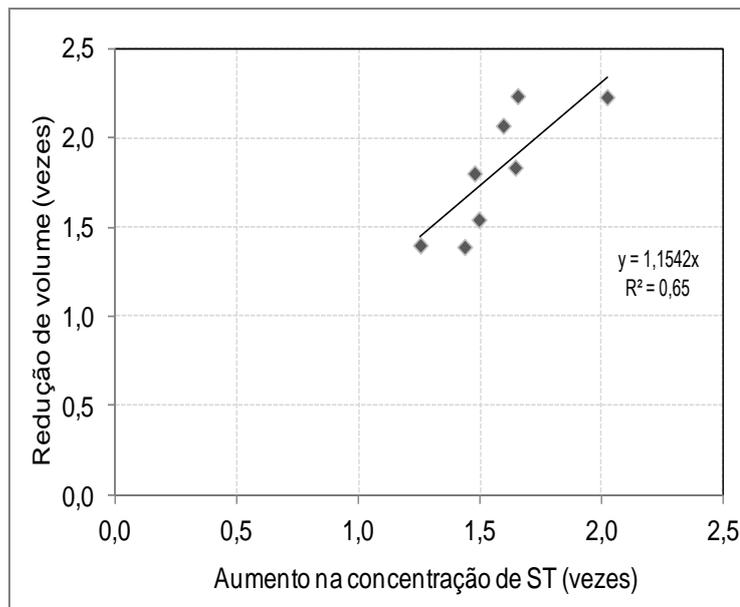


Figura 7-25: Relação entre a redução de volume e o aumento da concentração de ST

A umidade e a concentração de sólidos totais no lodo são inversamente proporcionais, entretanto, pelo ajuste de tendência linear verifica-se que apenas 65% da variância observada no aumento da concentração de ST, pode ser explicada pela redução do volume de lodo. Essa baixa correlação pode ser explicada pela entrada de umidade dos gases de exaustão e do soprador de ar, as quais não foram consideradas nos ensaios. Para melhorar a eficiência do processo de secagem térmica é necessário adotar mecanismos para reduzir a umidade do ar proveniente do soprador e dos gases de exaustão.

7.3.3 Ensaio de higienização térmica

O ensaio de higienização térmica do lodo foi realizado simultaneamente ao ensaio de redução de umidade número 8 (condições apresentadas na Tabela 7-10).

A Tabela 7-13 apresenta a estatística descritiva para os resultados do teste de higienização do lodo no protótipo e a Figura 7-26 mostra a variação do número de ovos de *Ascaris suum* em função da temperatura e tempo de exposição.

As concentrações médias do número de ovos totais e viáveis demonstram que após 1,5 h de aquecimento, quando se atingiu a temperatura de 64°C, ovos viáveis já não foram mais identificados (Figura 7-26). Esses resultados indicam que o tempo de exposição de 1,5 h e a temperatura da ordem de 60°C foram suficientes para a total inativação dos ovos de *Ascaris suum*, a qual pode ser comprovada pelas eficiências de inativação nos diferentes tempos de exposição (Figura 7-27).

Tabela 7-13: Estatística descritiva referente às análises de ovos de *Ascaris suum*

Estatística Descritiva	Quantidade de ovos (N°ovos.gMS ⁻¹)					
	0 h (controle)		1,5 h	3 h	4,5 h	7 h
	Totais	Viáveis	Viáveis	Viáveis	Viáveis	Viáveis
Número de amostras	5	5	5	5	5	5
Média aritmética	799	756	1	1	0	1
Mediana	775	752	0	0	0	0
Desvio padrão	205	185	2	1	0	1
Coefficiente de variação	3,9	4,1	0,7	0,7	-	0,6
Mínimo	632	600	0	0	0	0
Máximo	1133	1054	4	2	0	2
Eficiência de inativação (%)	-	5,4	99,9	99,9	100	99,9

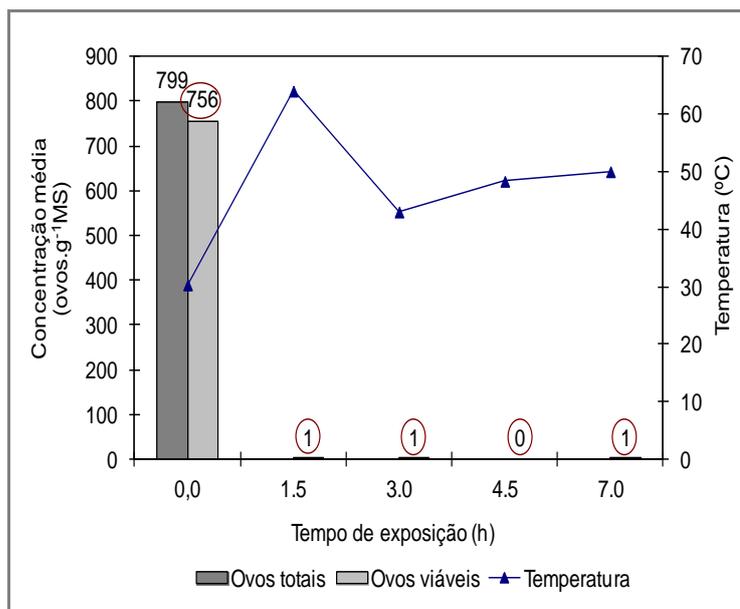


Figura 7-26: Variação do número de ovos de *Ascaris suum*

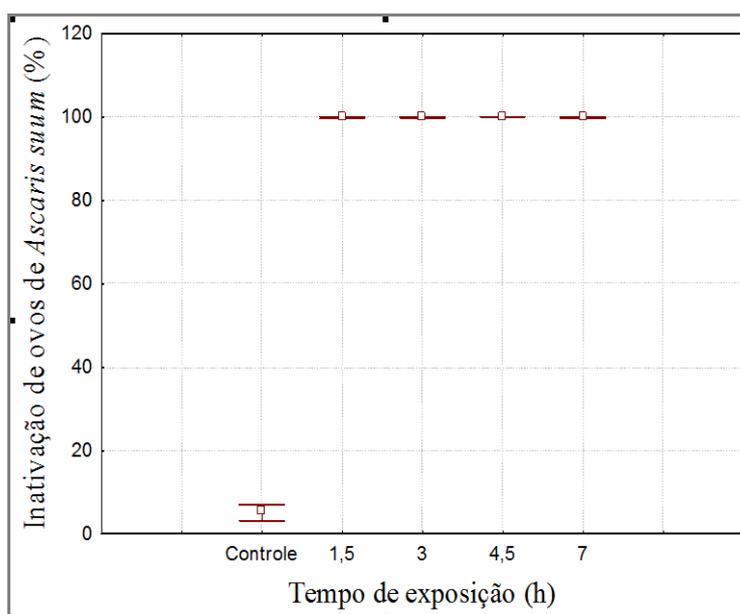


Figura 7-27: Inativação de ovos de *Ascaris suum* nos diferentes tempos de exposição

A diminuição de temperatura entre 1,5 e 3 h (Figura 7-26) se deve ao período de utilização do soprador de ar para melhorar o processo de secagem térmica do lodo, uma vez que o teste de higienização foi realizado simultaneamente ao teste de secagem térmica.

Esses resultados estão de acordo com os estudos desenvolvidos por Borges *et al.* (2004), que realizou experimentos em uma unidade de tratamento térmico do lodo excedente dos reatores UASB utilizando biogás como fonte de energia. Esses autores observaram a inativação de 100% de ovos de *Ascaris lumbricoides* após um período de aquecimento de 2h, quando a temperatura do lodo atingiu 54°C. A comparação entre essas espécies é possível devido à semelhança morfológica entre elas. Os resultados obtidos também são semelhantes aos obtidos por Gantzer *et al.* (2001), que estudou diferentes tipos de tratamento para a higienização de lodo visando o uso agrícola. Eles não encontraram ovos de nematóides viáveis nos processos de tratamento térmico de lodo conduzidos a temperaturas superiores a 48°C.

7.3.4 Ensaios de eficiência do motor

A Figura 7-28 mostra um comparativo do rendimento do motor em função da potência efetiva para o motogerador utilizando biogás pressurizado, para as quatro condições de carga analisadas. Para efeito de comparação, também foram realizados testes com gasolina. Pode-se observar que a eficiência do motor é incrementada em 3,5%, de 19% quando utilizado gasolina para 23,5% quando utilizado biogás pressurizado como combustível. Estes resultados mostram que, para a mesma carga aplicada, o motor utilizando biogás como combustível pode fornecer mais potência do que o motor alimentado com gasolina. Esse aumento de potência pode estar associado ao sistema controlador de fluxo instalado no sistema, o qual permite que o motor trabalhe com a mistura ar/combustível igual à condição estequiométrica ($\lambda = 1$), fazendo com que o fluxo de biogás seja adaptado automaticamente quando da aplicação de carga.

A Figura 7-29 mostra a potência elétrica gerada para ambos os combustíveis em função da potência de entrada. Comparando-se a potência elétrica disponível (descontando a potência necessária para compressão do biogás), o motor alimentado com biogás demanda uma menor potência de entrada quando comparado com o motor operando com gasolina. Analisando os dados do sistema de biogás, há uma redução da energia disponível considerando a mesma potência de entrada, ao descontar da potência elétrica disponível a parcela necessária para compressão do biogás. Entretanto, essa redução da ordem de 0,2 kW não inviabiliza o uso do biogás pressurizado, uma vez que esse sistema demanda menos potência de entrada.

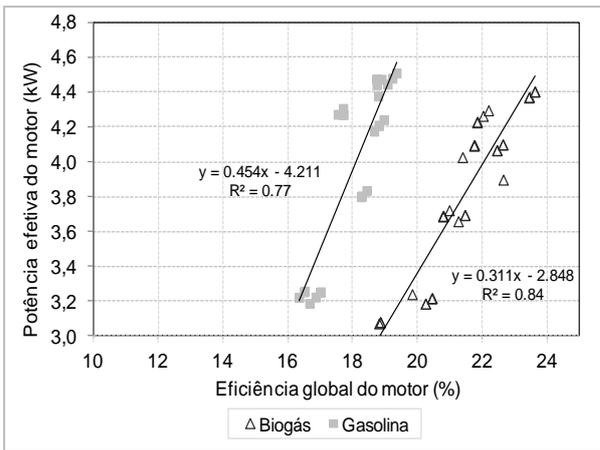


Figura 7-28: Potência efetiva x Eficiência do motor

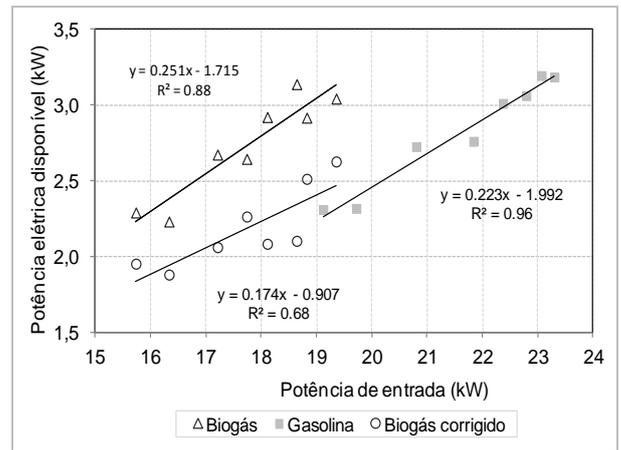


Figura 7-29: Potência efetiva x potência de entrada

O consumo específico é a melhor maneira de comparar o consumo de combustível. Na Figura 7-30 é mostrado o consumo específico de combustível, gasolina e biogás pressurizado, em função da potência efetiva do motor.

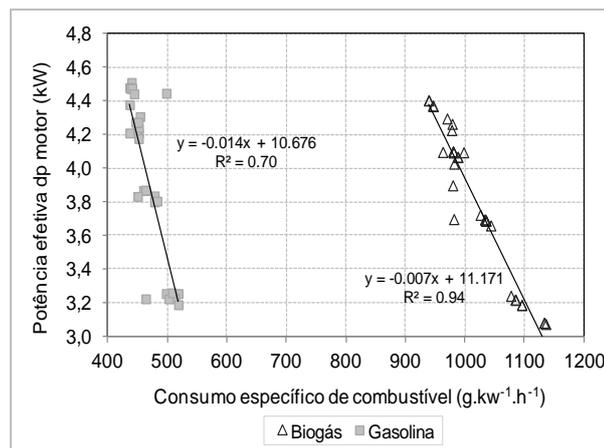


Figura 7-30: Potência efetiva x Consumo específico de combustível

O consumo específico de combustível para a gasolina variou de 440 a 510 g. kW⁻¹.h⁻¹, portanto, muito inferior ao do biogás que variou de 950 a 1100 g. kW⁻¹.h⁻¹. Esse resultado já era esperado, uma vez que esses combustíveis estão em condições físicas diferentes, possuem diferentes densidades e potenciais caloríficos. Salienta-se que o biogás é um subproduto do tratamento de esgoto e uma fonte de energia limpa e renovável, totalmente disponível para uso, a um custo muito baixo.

Na Figura 7-31 são apresentadas as emissões de CO, CO₂, NO_x e hidrocarboneto dos gases de exaustão do motogerador alimentado com biogás e gasolina. Pode-se observar que, em média, os percentuais por volume de CO foram bem menores para o motogerador alimentado com

biogás, da ordem de 0,4% contra 8,2%, enquanto para o CO₂ os valores foram da mesma ordem de grandeza, 7,7% e 6,4% para alimentação com biogás e gasolina, respectivamente. Já para as concentrações de NO_x, estas foram maiores para o motogerador alimentado com biogás, da ordem de 171 ppm contra 37 ppm, enquanto para os hidrocarbonetos os valores foram novamente inferiores para o motogerador alimentado com biogás (96 ppm contra 162 ppm). Ademais, verifica-se o aumento das emissões quando da aplicação de carga no motogerador.

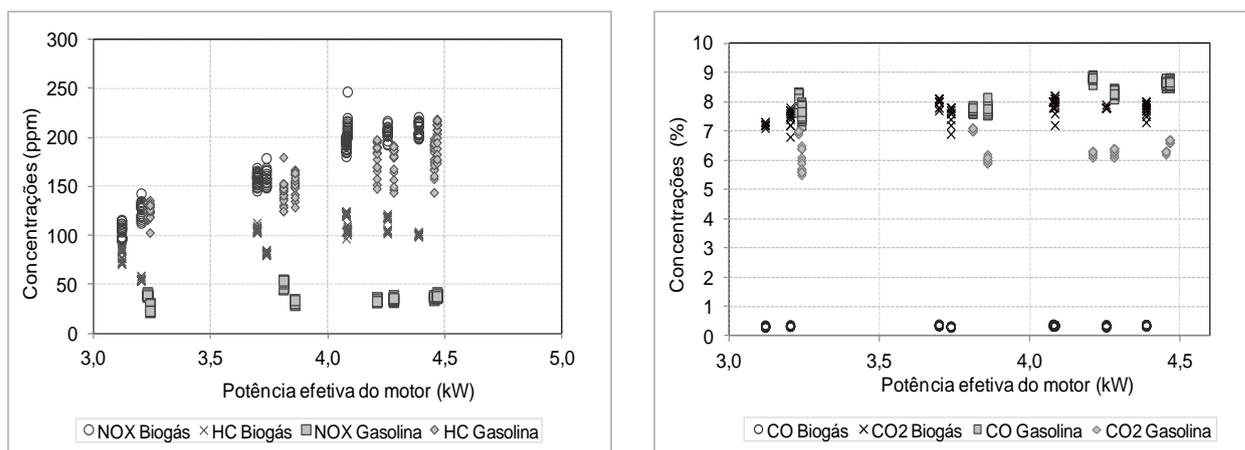


Figura 7-31: Emissões para o motogerador utilizando biogás e gasolina: (a) NO_x e hidrocarbonetos; (b) CO e CO₂

7.3.5 Autossuficiência do aparato experimental

A potência elétrica média disponível, já considerando o consumo devido a compressão do biogás, é da ordem de 2,3 kW. O motorreductor e o soprador de ar consomem 0,43 e 0,12 kW, respectivamente, resultando em um saldo positivo de 1,75 kW (76% da potência média disponível). Assim, pode-se concluir que o aparato experimental é autossuficiente em termos de potência elétrica, proporcionando um excedente de energia que pode ser utilizada para outros fins na própria área do CePTS.

Na Figura 7-32 podem ser visualizados os principais resultados obtidos (considerando o melhor ensaio de redução de umidade – ensaio 7) referentes à cogeração de energia elétrica e térmica e à redução de umidade do lodo.

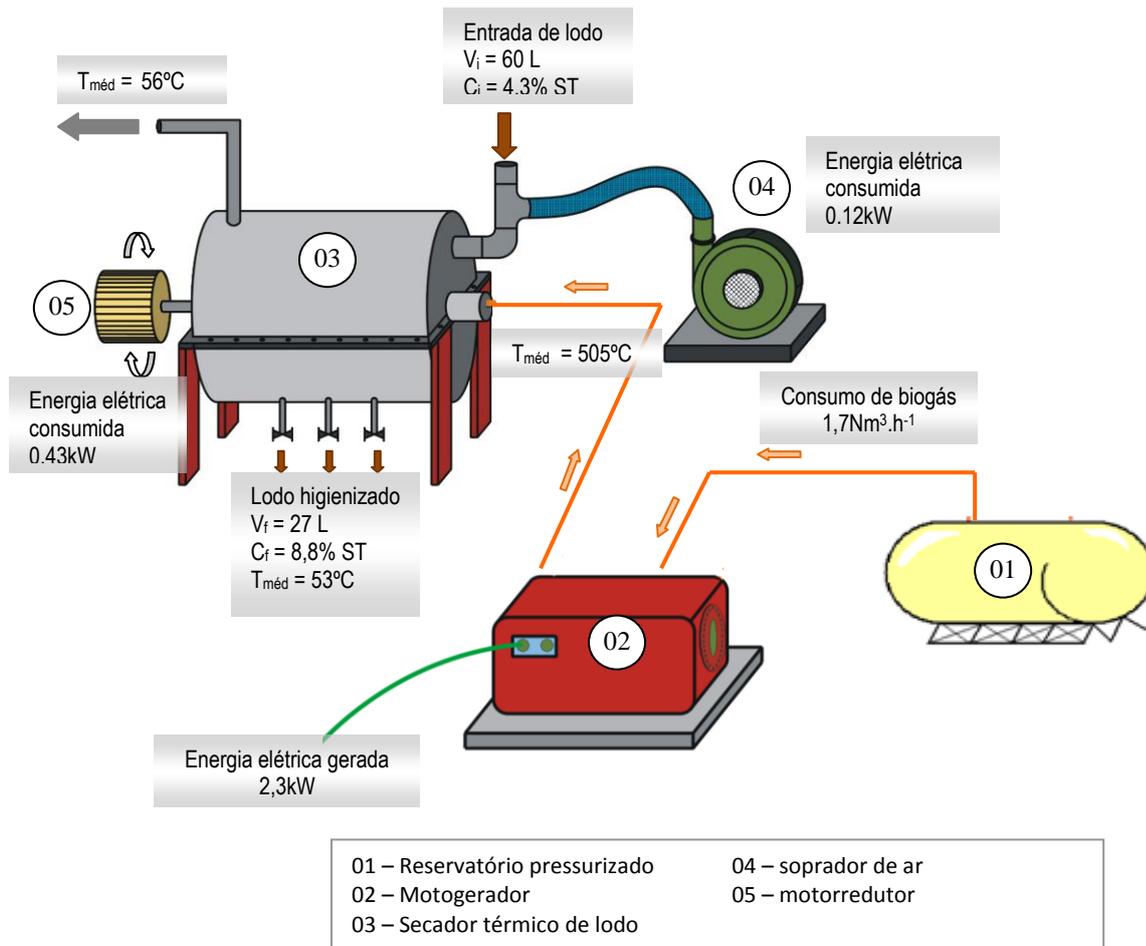


Figura 7-32: Principais resultados obtidos na unidade de cogeração e no secador térmico de lodo

7.4 Conclusões

A contribuição deste trabalho está fortemente direcionada à sustentabilidade dos sistemas de tratamento de esgoto, visto que tem como intuito promover uma solução integrada para a recuperação de energia do biogás e o gerenciamento seguro do lodo excedente.

A instalação do sistema de controle eletrônico de fluxo acarretou em um melhor desempenho do motor, quando comparado com a gasolina. Descontando-se o consumo de energia para a compressão do biogás, o motor operando com o sistema de controle de fluxo é mais eficiente do que o motor original operando com gasolina. Esse resultado mostra que tanto a compressão do biogás quanto o maior controle de mistura ar/combustível proporcionaram benefícios em termos de consumo e rendimento do motor.

A unidade de cogeração de energia elétrica e térmica possibilitou a geração de $1,35 \text{ kWh}$ de energia elétrica por Nm^3 de biogás consumido, sendo que o consumo de energia pelo protótipo

e seus periféricos foi da ordem de 0,32 kWh por Nm³ de biogás consumido. Isso resultou em um excedente de 1,03 kWh por Nm³ de biogás consumido, disponível para outros fins no próprio CePTS. Em relação à utilização da energia térmica proveniente dos gases do escapamento para a secagem do lodo, foi possível alcançar 50% de redução do volume de lodo e a completa inativação de ovos de helmintos em curto tempo de exposição (1,5 h).

8 CONCLUSÕES FINAIS

Quanto ao primeiro objetivo específico, “Desenvolver modelo para estimativa do balanço de massa da DQO, levando em consideração as perdas de metano nas fases líquida e gasosa, com o intuito de se conhecer o potencial energético do biogás gerado em reatores UASB”, conclui-se que:

- Foi importante considerar as perdas de metano dissolvido no efluente e na fase gasosa, bem como a parcela de remoção de sulfato por bactérias redutoras de sulfato, a fim de não superestimar a produção de biogás, já que cerca dos 48% da DQO aplicada convertida a metano, na situação típica, cerca de 29% é efetivamente recuperado no separador trifásico, constituindo, portanto, a fração disponível para aproveitamento energético.
- De toda a DQO aplicada convertida em metano, a parcela recuperada no biogás variou de 50 a 75%, a depender das perdas de metano dissolvido no efluente e na fase gasosa.
- Os resultados da validação do modelo de balanço de massa da DQO, a partir de dados de monitoramento de reatores UASB em diferentes escalas, mostraram que o modelo permitiu uma estimativa mais realista da produção de biogás e de seu potencial energético.

Quanto ao segundo objetivo específico, “Avaliar as alternativas de recuperação de energia do biogás produzido em reatores UASB, com ênfase na cogeração de energia elétrica e térmica e na secagem térmica e higienização do lodo”, conclui-se que:

- Para reatores UASB com baixa capacidade de produção e recuperação de metano, a principal alternativa de aproveitamento energético refere-se à combustão direta com recuperação de energia térmica. Já em reatores UASB com alta capacidade de produção e recuperação de metano, a cogeração de eletricidade e calor encontra viabilidade.
- A faixa usual de aplicação dos motores de combustão interna (800 a 3.000 kW), alternativa que reúne mais vantagens, corresponde ao potencial energético decorrente da produção de biogás entre 2.500 e 11.000 m³.d⁻¹, ou seja, a reatores UASB tratando esgoto doméstico com vazões afluentes médias variando de 400 a 1.900 L.s⁻¹.
- Para os sistemas de tratamento de médio porte, que tratam vazões afluentes médias da ordem de 50 a 500 L.s⁻¹, o potencial energético decorrente dessa produção, 100 e 1.000 kW, seria indicativo de maior viabilidade para a utilização de microturbinas para a cogeração de eletricidade e calor. Todavia, esta tecnologia é a que reúne o menor número de vantagens.

Quanto ao terceiro objetivo específico, “Desenvolver e avaliar o desempenho de uma unidade de cogeração e de um protótipo de secador térmico de lodo, utilizando biogás como fonte de energia”, conclui-se que:

- Além dos ganhos em desempenho do motor, o sistema de controle de fluxo, aliado ao uso do biogás pressurizado, melhorou a operacionalidade do grupo motogerador, uma vez que equipado com este sistema o motor apresentou partida mais fácil e com menos parâmetros para ajuste, o que reduz a necessidade de interferência do operador no sistema e sua habilidade para operá-lo.
- A unidade de cogeração de energia elétrica e térmica possibilitou a geração de 1,35 kWh de energia elétrica por Nm^3 de biogás consumido. Dessa energia, uma parte foi consumida no protótipo e em seus periféricos, restando ainda um excedente de 1,03 kWh por Nm^3 de biogás consumido, confirmando a hipótese que o aparato experimental é autossuficiente em termos de energia elétrica. Em relação à utilização da energia térmica proveniente dos gases do escapamento para a secagem do lodo, embora a hipótese de substituição da centrífuga pelo protótipo desenvolvido não tenha sido confirmada, outros ganhos foram obtidos:
 - Redução do volume de lodo da ordem de 50% do volume inicial.
 - Elevação do teor médio de sólidos totais no lodo de 4% para 8%.
 - Higienização do lodo em curto tempo de exposição (1,5 h).

9 RECOMENDAÇÕES

A partir da avaliação dos resultados obtidos no presente trabalho, recomenda-se para a condução de trabalhos futuros:

- Avaliar as perdas de metano dissolvido e na fase gasosa, bem como as eficiências de redução de sulfato, em reatores UASB de diferentes escalas, para refinar as faixas adotadas no modelo matemático de balanço de massa da DQO e potencial de recuperação de energia em reatores UASB.
- Validar o modelo matemático com resultados reais de produção de biogás e conteúdo de CH_4 de reatores UASB para outras estações de tratamento de esgoto, com o intuito de confirmar a aplicabilidade do modelo.
- Propor modificações no protótipo do secador térmico e avaliar a eficiência na redução de umidade de lodo oriundo de centrífuga, com concentrações da ordem de 20% de sólidos totais. Comparar a energia total requerida nessa nova configuração com a energia requerida na configuração adotada nesse trabalho (lodo com teor de sólidos totais de 4%).
- Otimizar o sistema de recuperação de energia térmica dos gases de exaustão com alternativas que permitam o isolamento da tubulação de escapamento do motogerador e do ar do soprador. Isso pode ser alcançado, por exemplo, por meio de um trocador de calor no qual os gases de exaustão também podem ser utilizados para retirar a umidade do ar proveniente do soprador. Embora possa haver uma queda da temperatura da mistura dos gases encaminhados para o secador térmico, devido a troca de calor, esta não deve ser muito alta, uma vez que a diferença de temperatura entre os gases de exaustão e do ar do soprador é considerável.
- Aumentar a eficiência do protótipo de secagem térmica de lodo pela melhoria das condições do meio de secagem através de mecanismos de trocas de calor, com o intuito de se produzir um lodo com maior concentração de sólidos totais, podendo-se avaliar o potencial energético desse lodo seco, o que constitui-se em uma forma de agregar valor a esse subproduto.
- Executar outros testes de higienização com o intuito de se confirmar o potencial do protótipo de secagem térmica do lodo na inativação de microrganismos patogênicos.
- Comparar a geração de energia entre o motor de combustão interna utilizado nesse trabalho com o motor ciclo Diesel, ambos alimentados a biogás.

REFERÊNCIAS

- AD-NETT. Anaerobic digestion of agro-industrial wastes: information networks. Technical summary on gas treatment. European Community Project FAIR-CT96-2083 (DG12-SSMI). 2000 *apud* 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.
- ALBRECHT. Albrecht Equipamentos Industriais Ltda. 2011. Disponível em <<http://www.albrecht.com.br/pt-br/default.php?go=bruthus>> Acesso em 30/03/2011.
- APHA/WEF. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 21.ed. Washington, 2005.
- AGRAWAL, L.K.; HARADA, H.; OKUI, H. Treatment of Dilute Wastewater in a UASB Reactor at a Moderate Temperature: Performance Aspects. *Journal of Fermentation and Bioengineering*, v. 83, n. 2, p. 179-184, 1997.
- ANDREOLI, C.V. (Coordenador). *Uso e manejo do lodo de esgoto na agricultura*. Rio de Janeiro: PROSAB - Programa de Pesquisa em Saneamento Básico, 1999.
- ANDREOLI, C.V.; FERREIRA, A.C.; TELES, C.R.; CHERUBINI, C.; BERNET, P.M.; FAVARIN, F.; CASTRO, L.R. Avaliação da eficiência do uso de estufa plástica, revolvimento de lodo e injeção de calor na secagem e desinfecção de lodo anaeróbio em leite de secagem. In: SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 9., 2000, Porto Seguro. *Anais Eletrônicos....* Porto Seguro: ABES, 2000.
- ANDREOLI, C.V. (Coordenador). *Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final*. 1. ed. Rio de Janeiro: RiMA, ABES, 2001. 282 p.
- ANDREOLI, C.V.; von SPERLING, M.; FERNANDES, F. (Eds) *Lodo de esgoto: tratamento e disposição final*. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG, 2001. 484 p.(Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v.6).
- ANDREOLI, C. V (Coordenador). *Alternativas de uso de resíduos do saneamento*. Rio de Janeiro: ABES, 2006. 417 p.
- BARBOSA, V.L.; STUETZ, R.M. Treatment of hydrogen sulfide in biofuels. In: LENS, P., WESTERMANN, P.; HABERBAUER, M.; MORENO, A. (Ed.). *Biofuels for fuel cells: renewable energy from biomass fermentation*. London: IWA Publishing, 524 p. 2005.
- BARNARD, R.J.; BIER, J.W.; JACKSON, G.J.; McCLURE, F.D. *Ascaris lumbricoides suum: thermal death time of unembryonated eggs*. *Experimental Parasitology*. Academic Press New York, v. 64, p. 120-122, 1987
- GODINHO, V.M.; *Estudo sobre a ocorrência de ovos de helmintos e viabilidade de ascaris sp em lodos anaeróbios in natura e submetidos à higienização por caleação e por tratamento térmico*. 122p. 2003. Dissertação (Mestrado em Saneamento) - Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2003.
- BELLI FILHO, P.; COSTA, R.H.R; GONÇALVES, R.F.; CORRUCI FILHO, B.; LISBOA, H.M. Tratamento de odores em sistemas de esgotos sanitários. In: CHERNICHARO, C. A. L (Coordenador); *Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios*. PROSAB 2. Belo Horizonte, p. 455-490, 2001.

- BOERIU, C.G.; VAN DAM, J.E.G.; SANDERS, J.P.M. Biomass valorization for sustainable development. In: LENS, P.; WESTERMANN, P.; HABERBAUER, M.; MORENO, A. (Ed.). *Biofuels for fuel cells: renewable energy from biomass fermentation*. London: IWA Publishing, 524 p. 2005.
- BOHN H.L. Bioprocessing of organic gases in waste air. Symposium on Bioremediation and Bioprocessing. 205 th National Meeting. American Chemical Society, Denver, Co, 28 Mars-2 April, 287-289. 1993 *apud* BELLI FILHO, P.; COSTA, R.H.R.; GONÇALVES, R.F.; FILHO, B.C.; LISBOA, H.M. Tratamento de odores em sistemas de esgotos sanitários. In: CHERNICHARO, C.A.L (Coordenador); *Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios*. PROSAB 2. Belo Horizonte, p. 455-490, 2001.
- BORGES, E.S.M. *Tratamento térmico de lodo anaeróbio a partir da queima do biogás produzido em reator UASB objetivando a higienização e a melhora da biodisponibilidade e biodegradabilidade da fração orgânica*. 2004. 186 p. Tese (Doutorado em Saneamento) - Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2004.
- BRASIL. *Inventário de emissões e remoções antrópicas de gases de efeito estufa não controlados pelo Protocolo de Montreal: Comunicação Inicial Nacional do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança de Clima*. Brasília: Ministério da Ciência e Tecnologia, 276 p. 2004.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Ministério do Meio Ambiente. Resolução nº 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 e seus produtos derivados, e dá outras providências. 2006
- BRASIL. *Inventário de emissões e remoções antrópicas de gases de efeito estufa não controlados pelo Protocolo de Montreal: Segunda Comunicação Nacional do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança de Clima*. Brasília: Ministério da Ciência e Tecnologia, 518 p. 2010.
- CAKIR, F.Y.; STENSTROM, M.K. Greenhouse gas production: A comparison between aerobic and anaerobic wastewater treatment technology. *Water Research*, v. 39, p. 4197-4203. 2005.
- CAPSTONE TURBINE Co. Authorised Service Provider (ASP) micro gas turbine manual. LA, USA. 2006.
- CENBIO (Centro Nacional de Referência em Biomassa). *Projeto Instalação e Testes de uma Unidade de Demonstração de Geração de Energia Elétrica a partir de Biogás de Tratamento de Esgoto – ENERGI-BIOG*. Relatório Técnico Final. São Paulo, 2005.
- CENBIO (Centro Nacional de Referência em Biomassa). *Biogás e o mercado de crédito de carbono*. Nota Técnica VIII. São Paulo, 2008.
- CHAMBERS, A.K.; POTTER, I. Gas utilization from sewage waste. *Carbon and Energy Management*. Alberta Research Council. 12 p. 2000.
- CHEN, G.; YUE, P.L.; MUJUMDAR, A.S. Dewatering and drying of wastewater treatment sludge. In: MUJUMDAR, A.S. *Handbook of Industrial Drying*. 3ª ed., CRC Press, 2006. 1312 p.
- CHERNICHARO, C. A. L. *Reatores anaeróbios*. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais, 2007. 380 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v.5).

- CHERNICHARO, C.A.L.; STUETZ, R.M. Improving the design and operation of UASB reactors for treating domestic wastewater: management of gaseous emissions. In: *IX Latin American Workshop and Seminar on Anaerobic Digestion*, 2008a, Eastern Island - Chile. *Anais...* Eastern Island - Chile: IWA, 2008. p. 504-512.
- CHERNICHARO, C.A.L.; STUETZ, R.M. Energy Recovery from Biogas in Anaerobic Wastewater Treatment Plants. 2008b In: CHERNICHARO, C.A.L. *Limitações e Possíveis Melhorias Futuras no Projeto, na Construção e na Operação de Reatores UASB Tratando Esgotos Domésticos*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG, 2009. Relatório final de atividades referente a pós-doutorado.
- CHERNICHARO, C.A.L.; SOUZA, C.L.; LOBATO, L. C. S. Estimativa de perdas metano e de potencial de recuperação de energia em reatores UASB tratando esgoto doméstico. *Engenharia Sanitária e Ambiental*. 2011a. A ser submetido.
- CHERNICHARO, C.A.L.; LOBATO, L.C.S.; MELO, G.C.B.; PUJATTI, F.J.P.; STUETZ, R.M. Alternativas para aproveitamento energético do biogás gerado em reatores anaeróbios tratando esgoto doméstico. *Engenharia Sanitária e Ambiental*. 2011b. A ser submetido.
- COELHO, S.T., VELÁZQUEZ, S.M.S.G., MARTINS, O.S.; ABREU, F.C. Biogas from sewage treatment used to electric energy generation, by a 30 kW (ISSO) microturbine. In: WORLD BIOENERGY CONFERENCE & EXHIBITION, Jönköping, Sweden. 2006.
- CONSTANT, M.; NAVEAU, H.; FERRERO, G. L.; NYNS, E. J. Biogas End-Use in the European Community. *Elsevier Science Publisher*, England. 1989 *apud* 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.
- COPASA (Companhia de Saneamento de Minas Gerais). 2011. Copasa Day. Disponível em: <www.mzweb.com.br/Copasa/web/arquivos/Copasa_Apresent_SES-25112011_port.pdf>. Acesso em 10/12/2011.
- CORTEZ, L.A.B.; LORA, E.E.S; GÓMEZ, E.O. (Organizadores) *Biomassa para energia*. Campinas, SP: Editora da UNICAMP, 2008. 732 p.
- COSTA, D.F. *Geração de energia elétrica a partir do biogás do tratamento de esgoto*. 2006. 194 p. Dissertação (Mestrado em Energia). Programa de Interunidades de Pós-graduação em Energia – PIPGE (EP/FEA/IEE/IF), Universidade de São Paulo. São Paulo, 2006.
- COURTAUD, L; PEREGRINA, C.; CREST, M.; SABLAYROLLES, M.L.; AUDIC, J.M.; ARLABOSSE, P. Alternative fuels derived from organic waste: the case of sewage sludge characterization as a potential energy source. In: 13th International Symposium on Energy from Biomass and Waste, 2010, Venice, Italy. *Proceedings...*Italy, 2010.
- DAVID, A.C. *Secagem térmica de lodos de esgoto. Determinação da umidade de equilíbrio*. 2002. Dissertação (Mestrado em Energia). Programa de Interunidades de Pós-graduação em Energia – PIPGE (EP/FEA/IEE/IF), Universidade de São Paulo. São Paulo, 2002.
- DROSTE, R.L. Theory and practice of water and wastewater treatment. John Wiley, New York. 1997 *apud* EL-FADEL, M.; MASSOUD, M. Methane emissions from wastewater management. *Environmental Pollution*, 114:177-185. 2001.
- DUGAND, S.M. Evaluation of the availability of raw materials for biogas production in Medellín, Colombia. 80 p. 2010. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental) - Departamento de Gestão e Engenharia, Universidade de Linköpings, Linköpings, 2010.

- EL-FADEL, M.; MASSOUD, M. Methane emissions from wastewater management. *Environmental Pollution*, 114:177-185. 2001.
- EUROPEAN COMMISSION. *Environmental pressure indicators for the EU, Eurostat, Data 1985-98; Office for official publications of the European Communities*. Luxembourg. 2001.
- FEA (Federal Environmental Agency). Biogas production in Germany. 2010. Disponível em: <http://spin-project.eu/downloads/0_Background_paper_biogas_Germany_en.pdf>. Acesso em 30/02/2011.
- FERREIRA, A.C.; ANDREOLI, C.V. Produção e características dos biossólidos. In: ANDREOLI, C. V. (coord.). *Uso e manejo do lodo de esgoto na agricultura*. Rio de Janeiro: PROSAB - Programa de Pesquisa em Saneamento Básico, 1999. cap. 1, p. 14.
- FYTILI, D.; ZABANIOTOU, A. Utilization of sewage sludge in EU application of old and new methods - A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. v.12, p. 116–140, 2008.
- FORESTI, E. Anaerobic treatment of domestic sewage: established technologies and perspectives. *Water Science & Technology*, v. 45, n. 10, p. 181-186. 2002.
- GANTZER, C.; GASPARD, P.; GALVEZ, L.; HUYARD, A.; DUMOUTHIER, N.; SCHWARTZBROD, J. Monitoring of bacterial and parasitological contamination during various treatment of sludge. *Water Research*, London, v. 35, n. 16, p. 3763-3770, 2001.
- GLÓRIA, R. M.; NETO G. P. P.; SOUZA C. L.; SILVA S. Q.; AQUINO S. F.; CHERNICHARO, C.A.L. *Remoção de sulfeto de hidrogênio de efluente de reator UASB: contribuição da camada de espuma e da tubulação de descarte*. In: IX Taller y Simposio Digestión Anaerobia, Anais... Ilha de Páscoa, 2008.
- GLÓRIA, R.M. *Estudo dos processos de formação, acumulação, emissão e oxidação de sulfeto de hidrogênio em reatores UASB tratando esgotos domésticos* 53p. 2009. Dissertação (Mestrado em Saneamento) - Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2009.
- GODINHO, V.M.; *Estudo sobre a ocorrência de ovos de helmintos e viabilidade de ascaris sp em lodos anaeróbios in natura e submetidos à higienização por caleação e por tratamento térmico*. 122p. 2003. Dissertação (Mestrado em Saneamento) - Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2003.
- GUPTA, K.K.; REHMAN, A.; SARVIYA, R.M. Bio-fuels for the gas turbine: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 14, p. 2946-2955. 2010.
- HARTLEY, K.; LANT, P. Eliminating non-renewable CO₂ emissions from sewage treatment: An anaerobic migrating bed reactor pilot plant study. *Biotechnology and Bioengineering*, v. 95, n. 3, p. 384-398. 2006.
- HOLM-NIELSEN, J.B.; AL SEADI, T.; OLESKOWICZ-POPIEL, P. The future of anaerobic digestion and biogas utilization. *Bioresource Technology*, v. 100, p. 5478-5484. 2009.
- HOOVER; S.R.; PORGES; N.; Assimilation of dairy waste by activated sludge- II: the equations of synthesis and rate of oxygen utilization; *Sew. and Ind. Wastes J.*, vol. 24, p.306; 1952 *apud* van HAANDEL, A. & van der LUBBE, J. *Handbook Biological Waste Water Treatment: Design and optimisation of activated sludge systems*. Quist Publishing, Leidschendam, The Netherlands, 2007, 533 p.
- HOUDKOVA, L; BORA, J.; UCEKAJ, V.; ELSASER, T.; STEHLIK, P. Thermal processing of sewage sludge – II. *Applied Thermal Engineering*, v. 28, p. 2083–2088. 2008.

IEA. Biogas Flares: State of the Art and Market Review. *Topic report of the IEA Bioenergy Agreement Task 24 - Biological conversion of municipal solid waste*: IEA Bioenergy, 12 p. 2000.

IEA. IEA Energy Statistics. Disponível em <http://www.iea.org/Textbase/stats/index.asp>. Acesso em maio, 2006 *apud* CORTEZ, L.A.B.; LORA, E.E.S.; GÓMEZ, E.O. (Organizadores) *Biomassa para energia*. Campinas, SP: Editora da UNICAMP, 2008. 732 p.

INCROPERA, F.P.; DEWITT, D.P. Fundamentos de Transferência de calor e de massa. 4 ed. Rio de Janeiro: Livros Técnicos e Científicos Editora S.A., 1998. 494 p.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). *Climate Change 1996: The Science of Climate Change. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. HOUGHTON, J.T.; MEIRA FILHO, L.G.; CALLANDER, B.A.; HARRIS N.; KATTENBERG, A.; MASKELL, K. (Eds.). Cambridge University Press. Cambridge, United Kingdom. 1996.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. EGGLESTON, H.S.; BUENDIA, L.; MIWA, K.; NGARA, T.; TANABE, K. (Eds.). Published: IGES, Japan. 2006.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. SOLOMON, S.; QIN, D.; MANNING, M.; CHEN, Z.; MARQUIS, M.; K.B.M TIGNOR; MILLER, H.L. (Eds.). Cambridge University Press. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 996 p. 2007a

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). *Climate Change 2007: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Groups III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. METZ, B.; DAVIDSON, O.R.; BOSCH, P.R.; DAVE, R.; MEYER, L.A. (Eds.). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 2007b.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). *Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. CORE WRITING TEAM; PACHAURI, R.K and REISINGER, A. (Eds.). IPCC, Geneva, Switzerland, 104 p. 2007c.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). *Special Report on Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation. Prepared by Working Group III of the Intergovernmental Panel on Climate Change* EDENHOFER, O.; PICHS-MADRUGA, R.; SOKONA, Y.; SEYBOTH, K.; MATSCHOSS, P.; KADNER, S.; ZWICKEL, T.; EICKEMEIER, P.; HANSEN, G.; SCHLÖMER, S.; VON STECHOW, C. (Eds.). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1075 pp. 2011.

KELLER, J.; HARTLEY, K. Greenhouse gas production in wastewater treatment: process selection is the major factor. *Water Science and Technology*, v. 47, n. 12, p. 43-48, 2003.

KHIARI, B.; MARIAS, F.; ZAGROUBA, F.; VAXELAIRE, J. Analytical study of the pyrolysis process in a wastewater treatment pilot station. *Desalination*. v.167, p. 39-47, 2004 *apud* FYTILI, D.; ZABANIOTOU, A. Utilization of sewage sludge in EU application of old and new methods - A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. v.12, p. 116-140, 2008.

LENS, P.; WESTERMANN, P.; HABERBAUER, M.; MORENO, A. *Biofuels for fuel cells: renewable energy from biomass fermentation*. London: IWA Publishing, 2005. 524 p.

LETTINGA, G.; MAN, A.; LAST, A.; WIEGANT, W.; KNIPPENBERG, K.; FRIJNS, J.; BUREN, J. Anaerobic treatment of domestic sewage and wastewater. *Water Science & Technology*, v. 27, n. 9, p. 67-73. 1993.

LETTINGA, G. Introduction. In: *International course on anaerobic treatment*. Wageningen Agricultural University / IHE Delft. Wageningen, 17-28 Jul 1995 *apud* CHERNICHARO, C. A. L. *Reatores anaeróbios*. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais, 2007. 380 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v.5).

LETTINGA, G. A good life environment for all through conceptual, technological and social innovations. In: VIII TALLER Y SIMPOSIO LATINOAMERICANO SOBRE DIGESTION ANAEROBIA, 2005, Uruguai, [Anais eletrônico...] Uruguai: IWA, 2005, CD-ROM.

MARTINS, O.M.; PUJATTI, F.J.P ; ROCHA, I.L; PETRINI, A. L.; LOBATO, L.C.S.; Use of biogás in a single cylinder air-cooled engine power generation unit. In: 21ST BRAZILIAN CONGRESS OF MECHANICAL ENGINEERING, 2011, Natal - RN, Brasil. *Proceedings of COBEM*, 2011.

MARTINS, O. M.; *Utilização de um grupo motogerador alimentado com biogás obtido no tratamento de águas residuárias para geração de energia elétrica*. 66 p., 2010. Trabalho de Graduação - Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011.

McCARTY, P.L. Anaerobic waste treatment fundamentals - Part II: Environmental Requirements and Control. Publish Works. v. 95, p. 123-6, 1964 In van HAANDEL, A. & van der LUBBE, J. *Handbook Biological Waste Water Treatment: Design and optimisation of activated sludge systems*. Quist Publishing, Leidschendam, The Netherlands, 2007, 533 p.

McCARTY, P.L. History and overview of anaerobic digestion. In: *Second international symposium on anaerobic digestion*. 1971. *apud* CHERNICHARO, C. A. L. *Reatores anaeróbios*. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais, 2007. 380 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v.5).

McKINNEY; R.E.; SYMONS; J.M.; Growth and endogenous metabolism a discussion, Proc. 1 st Int. Conf. on Water Pollution control, Pergamon Press, London, U.k., 1968 In: van HAANDEL, A.; van der LUBBE, J. *Handbook Biological Waste Water Treatment: Design and optimisation of activated sludge systems*. Quist Publishing, Leidschendam, The Netherlands, 2007, 533 p.

METCALF & EDDY Inc. *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. 4th edition, McGraw Hill, New York. 2003. 1818 p.

MEYER, K.B.; MILLER, K.D.; KANESHIRO, E.S. Recovery of *Ascaris* eggs from sludge. *The Journal of Parasitology* 64 (2), p. 380–383. 1978.

MEYER, S.; BOWMAN, B. Point Loma Wastewater Treatment Plant and Ocean Outfall Annual Monitoring Report, 2007. Disponível em:
<I:\REPORTS\PT_LOMA\Annuals\Annual2007\FinalSections\2007_1_Intro.doc>. Acesso em: 25/04/2011.

MORAN, M.J.; SHAPIRO, H.N. *Princípios da Termodinâmica para Engenharia*. 4ª. ed., Editora LTC, Rio de Janeiro - RJ, 2002.

MUJUMDAR, A.S. *Handbook of Industrial Drying*. 3ª ed., CRC Press, 2006. 1312 p.

MWAKAJE, A.G. Dairy farming and biogás use in Rungwe district, South-west Tanzania: A study of opportunities and constraints. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. v. 12, p. 2240-2252, 2008.

NETZSCH. Desaguamento e secagem. Pomerode, 1999 (catalogo) *apud* DAVID, A. C. *Secagem térmica de lodos de esgoto. Determinação da umidade de equilíbrio*. 2002. Dissertação (Mestrado em Energia). Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. São Paulo.

NYNS, E.J.; THOMAS, S. *Biogas from waste and wastewater treatment. Renewable Energies Series*, Belgium Ver. 2. Lior CD Collection. 1998 *apud* 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.

NOYOLA, A.; CAPDEVILLE, B.; ROQUES, H. Anaerobic treatment of domestic sewage with a rotating stationary fixed-film reactor. *Water Research*, v. 22, n. 12, p. 1585-1592. 1988.

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.

OLIVIER, J.G.J.; van AARDENNE, J.A.; DENTENER, F.; PAGLIARI, V.; GANZEVELD, L.N.; PETERS, J.A.H.W. Recent trends in global greenhouse gas emissions: regional trends 1970-2000 and spatial distribution of key sources in 2000. *Environmental Science*, 2(2-3), pp. 81-99. 2005. Disponível em <http://www.mnp.nl/edgar/global_overview/> Acesso em 05/12/2006. *apud* IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). *Climate Change 2007: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. METZ, B.; DAVIDSON, O.; BOSCH, P.; DAVE, R.; MEYER, L. (Ed.). IPCC, Geneva. 2007b.

OLIVIER, J.G.J.; PULLES, T.; van AARDENNE, J.A.. Part III: Greenhouse gas emissions: 1. Shares and trends in greenhouse gas emissions; 2. Sources and Methods; Greenhouse gas emissions for 1990, 1995 and 2000. In CO₂ emissions from fuel combustion 1971-2004, 2006 Edition, pp. III.1-III.41. International Energy Agency (IEA), Paris. (paper) 92-64-02766-1 (CD ROM). 2006 *apud* IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). *Climate Change 2007: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. METZ, B.; DAVIDSON, O.; BOSCH, P.; DAVE, R.; MEYER, L. (Ed.). IPCC, Geneva. 2007b.

ORLICH, J. Methane emissions from landfills sites and wastewater lagoons. International Workshop on Methane Emissions from Natural Gas Systems, Coal Mining and Waste Management Systems. Japan Environment Agency and the USEPA, pp. 465-471. 1990 *apud* EL-FADEL, M.; MASSOUD, M. Methane emissions from wastewater management. *Environmental Pollution*, v. 114, p. 177-185. 2001

PAGLIUSO, J.D.; PASSIG, F.H.; VILLELA, L.C.H. Odour treatment and energy recovery in anaerobic sewage treatment plants. In: VII Oficina e Simpósio Latino-Americano de Digestão Anaeróbia, Mérida, Yucatán - México, IWA/FEMISCA. 2002.

PARK, K.J.; ANTONIO, G.C.; OLIVEIRA, R. A.; PARK, K.J.B. Conceitos de processo e equipamentos de secagem. 121p. 2007. Disponível em: <http://www.feagri.unicamp.br/ctea/manuais/concproceqsec_07.pdf>. Acesso em: 13 de abril de 2012.

- PECORA, V. *Implantação de uma unidade demonstrativa de geração de energia elétrica a partir do biogás de tratamento do esgoto residencial da USP – Estudo de Caso*. 2006. Dissertação (Mestrado Em energia) Programa de Interunidades de Pós-graduação em Energia – PIPGE (EP/FEA/IEE/IF), Universidade de São Paulo. São Paulo, 2006.
- PIEROTTI, S.M. Avaliação da partida do reator anaeróbio de manta de lodo (UASB), em escala real, sob condições hidráulicas desfavoráveis. 156 p. Dissertação (Mestrado em hidráulica e saneamento) – Escola de Engenharia da Universidade de São Paulo, 2007.
- PILAVACHI, P.A. Mini and micro-gas turbines for combined heat and power. *Applied Thermal Engineering*, v. 22, p. 2003-2014. 2002.
- PERRY, R.H.; GREEN, D.W. *Perry's chemical engineers' handbook*. 7 ed. New York: McGraw-Hill. 1997
- RANDS, M.B.; COOPER, D.E.; WOO, C.P.; FLETCHER, G.C.; ROLFE, F.K. Compost filters for H₂S removal from anaerobic digestion and rendering exhausts. *J. Water Pollution Control Federation*, v. 53, p. 185-189. 1981.
- RAMOS, R.A. *Avaliação da influência da operação de descarte de lodo no desempenho de reatores UASB em estações de tratamento de Esgotos no Distrito Federal*. 133 p. Dissertação (Mestrado em engenharia civil e ambiental) - Escola de Engenharia, Universidade de Brasília, 2008.
- RASI, S.; VEIJANEN, A.; RINTALA, J. Trace compounds of biogas from different biogas production plants. *Energy*, v. 32, p. 1375-1380, 2007.
- RAZBANI, O.; MIRZAMOHAMMAD, N.; ASSADI, M. Literature review and road map for using biogas in internal combustion engines. In: THIRD INTERNATIONAL CONFERENCE ON APPLIED ENERGY, Perugia, Italy. 2011.
- RISSOLI, C. A.; BERNARDES, R. S. Estudo de parâmetros cinéticos do reator UASB tratando esgoto doméstico e avaliação da biodegradabilidade de seu efluente. In: 23º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL [*Anais eletrônico...*] Campo Grande, 2005.
- RUDOLFS, W.; FALK, L.L.; RAGOTZKIE, R. A. Contamination of vegetables-grown in polluted soil. V. Helminthic Decontamination. *Sewage and Industrial Wastes*, v.23, n. 7, p. 853-860, jul. 1951
- GODINHO, V.M.; *Estudo sobre a ocorrência de ovos de helmintos e viabilidade de ascaris sp em lodos anaeróbios in natura e submetidos à higienização por caleação e por tratamento térmico*. 122 p. 2003. Dissertação (Mestrado em Saneamento) - Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2003.
- SALOMON, K.R.; LORA, E.E.S. Estimate of the electric energy generating potential for different sources of biogas in Brazil. *Biomass and Bioenergy*, v.33, p.1101-1107. 2009.
- SEGHEZZO, L.; ZEEMAN, G.; VAN LIER, J.B.; HAMELERS, H.V.M.; LETTINGA, G. A. Review: the anaerobic treatment of sewage in UASB and EGSB reactors. *Bioresource Technology*, v. 65, p. 190-215, 1998.
- SEGHEZZO, L. *Anaerobic Treatment of domestic wastewater in subtropical regions*. p. 133 Wageningen University. Wageningen, The Netherlands, 2004.
- SINGH, K. S.; HARADA, H.; VIRARAGHAVAN, T. low-strength wastewater treatment by a UASB reactor. *Bioresource Technol*, v. 55, p. 187-194, 1996.

- SINGH, K. S.; VIRARAGHAVAN, T. Start-up and Operation of UASB Reactors at 20° C for Municipal Wastewater Treatment. *Journal of Fermentation and Bioengineering*, v. 85, n. 6, p. 609-614, 1998 *apud* GLÓRIA, R. M.; *Estudo dos processos de formação, acumulação, emissão e oxidação de sulfeto de hidrogênio em reatores UASB tratando esgotos domésticos* 53p. 2009. Dissertação (Mestrado em Saneamento) - Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2009.
- SMET, E.; van LANGENHOVE, H. Abatement of volatile organic sulfur compounds and odorous emissions from the bioindustry. *Biodegradation*, v. 9, p. 273-284. 1998.
- SMOLLEN, M. Moisture retention characteristics and volume reduction of municipal sludges. *Water SA*. v. 14, n. 1, p. 25-28, 1988.
- SOUZA, C.L. *Estudo das rotas de formação, transporte e consumo dos gases metano e sulfeto de hidrogênio resultantes do tratamento de esgoto doméstico em reatores UASB*. 2010. 127 p. Tese (Doutorado em Saneamento) - Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2010.
- SOUZA, C.L.; CHERNICHARO, C.A.L.; AQUINO, S.F. Quantification of dissolved methane in UASB reactors treating domestic wastewater under different operating conditions. In: 12th WORLD CONGRESS ON ANAEROBIC DIGESTION, 2010, Guadalajara, Jalisco – México. *Proceedings...*México: IWA, 2010a.
- SOUZA, C.L.; CHERNICHARO, C.A.L.; MELO, G.C.M. Methane and hydrogen sulfide emissions in UASB reactors treating domestic wastewater. In: 12th WORLD CONGRESS ON ANAEROBIC DIGESTION, 2010, Guadalajara, Jalisco – México. *Proceedings...*México: IWA, 2010b.
- SOUZA, C. L.; CHERNICHARO, C. A. L. Quantification of dissolved methane in UASB reactors treating domestic wastewater under different operating conditions. *Water Science and Technology*, v. 64, p. 2259–2264. 2011.
- STILLWELL, A.S.; HOPPOCK, D.C.; WEBBER, 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. 2010.
- STRUMILLO, C.; KUDRA, T. *Drying: principles, applications and design*. Switzerland: Gordon and Breach Science Publishers, 448p. 1986.
- TOPRAK, H. Temperature and organic loading dependency of methane and carbon dioxide emission rates of a full-scale anaerobic waste stabilization pond, *Water Resources* 29 (4). p. 1111-1119. 1995 *apud* EL-FADEL, M.; MASSOUD, M. Methane emissions from wastewater management. *Environmental Pollution*, v. 114, p. 177-185. 2001
- TSAGARAKIS, K.P.; PAPADOGIANNIS, CH. Technical and economic evaluation of the biogas utilization for energy production at Iraklio Municipality, Greece. *Energy Conversion and Management*, v. 47, p. 844-847, 2006.
- TSAGARAKIS, K. P. Optimal number of energy generators for biogas utilization in wastewater treatment facility. *Energy Conversion and Management*, v.38, p. 2.694-2.698. 2007.
- USEPA. *Controle of pathogens and vector attraction in sewage sludge* (Including domestic septage) under 40 CFR part 503. Office of Science and Technology Sludge Risk Assessment Branch. Washington, DC 20460, 151 p. 1992.

- USEPA. Turning a Liability into an Asset: A Landfill Gas-to-Energy Project Development Handbook. *Landfill Methane Outreach Program*. Washington, D.C.: U.S. Environmental Protection Agency. 1996. Disponível em: <<http://www.epa.gov/landfill/res/pdf/handbook.pdf>>. Acesso em: 16/04/2009
- USEPA. *Reducing methane emissions*. Washington, D.C.: U.S. Environmental Protection Agency. 1997 *apud* EL-FADEL, M. & MASSOUD, M. Methane emissions from wastewater management. *Environmental Pollution*, v.114 p.177-185. 2001
- USEPA. *Powering microturbines with landfill gas - EPA430-F-02-012*. Washington, D.C.: U.S. Environmental Protection Agency. 2002. Disponível em: <<http://www.epa.gov/lmop/res/index.htm#2>>. Acesso em: 19/11/2008.
- USEPA. *A brief characterization of gas turbines in combined heat and power applications*. Washington, D.C.: U.S. Environmental Protection Agency. 2003a. Disponível em: <http://www.epa.gov/lmop/res/pdf/chp_gasturbines.pdf>. Acesso em: 19/11/2008.
- USEPA. *A brief characterization of reciprocating engines in combined heat and power applications*. Washington, D.C.: U.S. Environmental Protection Agency. 2003b. Disponível em: <http://www.epa.gov/landfill/res/pdf/chp_recipengines.pdf>. Acesso em: 16/04/2009.
- USEPA. *Landfill Gas Emissions Model (LandGEM) and User's Manual, Version 3.02*. U.S. EPA, Office of Research and Development and Clean Air Technology Center. EPA/600/R-05-047. Washington, D.C.: U.S. Environmental Protection Agency, 2005.
- USEPA. *Methane*. Washington, D.C.: U.S. Environmental Protection Agency, 2008a. Disponível em: <<http://www.epa.gov/methane/scientific.html>>. Acesso em 18/02/2009.
- USEPA. *Adapting Boilers to Utilize Landfill Gas: An Environmentally and Economically Beneficial Opportunity*. Washington, D.C.: U.S. Environmental Protection Agency. 2008b. Disponível em: <<http://www.epa.gov/landfill/res/pdf/boilers.pdf>>. Acesso em 18/02/2009.
- USEPA. *Inventory of U.S. greenhouse gas emissions and sinks: 1990-2007 – EPA430-R-05-003*. Washington, D.C.: U.S. Environmental Protection Agency. 2009. Disponível em: <<http://epa.gov/climatechange/emissions/usinventoryreport.html>>. Acesso em: 30/05/2009.
- van HAANDEL, A.C.; LETTINGA, G. *Tratamento anaeróbio de esgoto*. Um manual para regiões de clima quente. Campina Grande: Universidade Federal da Paraíba. 1994.
- van HAANDEL, A.; van der LUBBE, J. *Handbook Biological Waste Water Treatment: Design and optimisation of activated sludge systems*. Quist Publishing, Leidschendam, The Netherlands, 2007, 533 p.
- VAXELAIRE, J.; CÉZAC, P. Moisture distribution in activated sludges: a review. *Water Research*. v. 38, p. 2215-2230, 2004.
- VISSER, A. Anaerobic treatment of sulfhate containing waste water. In *International course on anaerobic treatment*. Wageningen Agricultural University / IHE Delft. Wageningen, 17-28 Jul 1995 *apud* CHERNICHARO, C. A. L. *Reatores anaeróbios*. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais, 2007. 380 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v.5).
- von SPERLING, M.; CHERNICHARO, C.A.L. *Biological wastewater treatment in warm climate regions*. IWA Publishing, London, 2005. 1452 p.
- von SPERLING, M. *Princípios básicos do tratamento de esgoto*. 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais, 1996. 211 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v.2).

- von SPERLING, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgoto*. 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais, 2005. 452 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v.1).
- von SPERLING, M. *Estudos e Modelagem da qualidade da água de rios*. 1. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais, 2007. 588 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v.7).
- WEF (Water Environment Federation). *Design of municipal wastewater treatment plants*. v.2, Manual of Practice. n.8, Alexandria, 1992.
- WEF (Water Environment Federation). *Operation of municipal wastewater treatment plants*. v.3, Manual of Practice MOP 11, 5ed, Alexandria, 1996.
- WEISZ, N.; KEPP, U.; NORLI, M.; PANTER, K.; SOLHEIM, O. E. Sludge disintegration with thermal hydrolysis – Cases from Norway, Denmark, and United Kingdom. In: *World Water Congress of the International Water Association (IWA)*, 1., 2000, Paris. Conference Preprint. Book 4. Paris: IWA, 2000, p. 288-295.
- WELLINGER, A.; LINDBERG, A. In: *Proceedings of Biogas Event 2000: Kick-Off for a Future Deployment of Biogas Technology 22-24 November 2000*, Eskilstuna, Sweden. 2000.
- YU CHEN; YANG, G.; SWEENEY, S.; FENG, Y. Household biogas use in rural China: A study opportunities and constraints. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. v. 14. p. 545-549, 2010.
- ZANETTE, A. L. *Potencial de aproveitamento energético do biogás no Brasil*. 97 p. 2009. Dissertação (Mestrado em Ciências em Planejamento Energético) - COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2009.

APÊNDICE

APÊNDICE A: Resultados dos ensaios de eficiência do motor

Motor modificado utilizando Biogás pressurizado (07/2/2011)												
Fatores atmosféricos												
RH(%)	Tamb(°C)	Patm(hPa)	P_vapor(kPa)	Pd (kPa)	termo1	termo2	α atm					
37,1	31,1	928,2	1,677	91,143	1,104318252	1,012531618	1,118					
Parametros do biogás												
RH_bio(%)	rT	rP										
20	0,89778143	0,585192498										
Dados de consumo												
carga	Volume inicial	volume final	Tempo medido	Tempo(s)	consumo(m3/h)	consumo(Nm3/h)			PCI biogas (kj/m3)	19632		
R1	295,97	296,97	20:47,9	1247,93	2,885	1,516			Densidade biogas	1210		
R2	297,07	298,07	00:19:01	1140,84	3,156	1,658						
R4	298,17	299,17	18:04,2	1084,16	3,321	1,745						
R8	299,32	300,32	19:58,3	1053,28	3,418	1,796						
Desempenho elétrico												
R1	λ=1,00			Desempenho Mecanico								
	Vrms	Arms	f(Hz)	Potencia (kW)	P_Eixo(kW)	Con_Especifico	P_entrada (kW)	η motor	η total			
0min	242,2	9,5	59,80	2,30	3,216	1085,393	15,732	20,443	0,146			
5min	242,4	9,5	59,97	2,30	3,219	1084,498	15,732	20,459	0,146			
10min	242,5	9,4	59,53	2,28	3,186	1095,583	15,732	20,252	0,145			
15min	242,5	9,4	59,73	2,28	3,186	1095,583	15,732	20,252	0,145			
med	242,4	9,5	59,76	2,29	3,202	1090,264	15,732	20,352	0,146			
d padrao	0,141	0,058	0,182	0,013	0,018	6,152	0,000	0,115	0,001			
R2	λ=1,00			Desempenho Mecanico								
	Vrms	Arms	f(Hz)	Potencia (kW)	P_Eixo(kW)	Con_Especifico	P_entrada (kW)	η motor	η total			
0min	242,5	11,5	59,38	2,79	3,898	979,582	17,208	22,651	0,162			
5min	242,5	10,9	59,47	2,64	3,694	1033,504	17,208	21,469	0,154			
10min	242,5	10,9	59,36	2,64	3,694	1033,504	17,208	21,469	0,154			
15min	242,4	10,8	59,42	2,62	3,659	1043,503	17,208	21,263	0,152			
med	242,5	11,0	59,41	2,67	3,736	1022,523	17,208	21,713	0,155			
d padrao	0,050	0,320	0,049	0,078	0,109	29,013	0,000	0,633	0,005			
R4	λ=1,00			Desempenho Mecanico								
	Vrms	Arms	f(Hz)	Potencia (kW)	P_Eixo(kW)	Con_Especifico	P_entrada (kW)	η motor	η total			
0min	242,4	12,1	59,12	2,93	4,099	980,085	18,108	22,639	0,162			
5min	242,5	12,0	59,16	2,91	4,067	987,845	18,108	22,461	0,161			
10min	242,4	12,1	59,20	2,93	4,099	980,085	18,108	22,639	0,162			
15min	242,4	12,0	59,28	2,91	4,066	988,252	18,108	22,452	0,161			
med	242,4	12,1	59,19	2,92	4,083	984,067	18,108	22,548	0,161			
d padrao	0,050	0,058	0,068	0,014	0,019	4,601	0,000	0,105	0,001			
R8	λ=1,00			Desempenho Mecanico								
	Vrms	Arms	f(Hz)	Potencia (kW)	P_Eixo(kW)	Con_Especifico	P_entrada (kW)	η motor	η total			
0min	242,3	12,9	59,10	3,13	4,369	946,647	18,639	23,439	0,168			
5min	242,4	13,0	58,86	3,15	4,404	938,978	18,639	23,630	0,169			
10min	242,5	12,9	58,94	3,13	4,372	945,866	18,639	23,458	0,168			
15min	242,3	13,0	59,08	3,15	4,403	939,365	18,639	23,620	0,169			
med	242,4	13,0	59,00	3,14	4,387	942,714	18,639	23,537	0,168			
d padrao	0,096	0,058	0,115	0,014	0,019	4,106	0,000	0,103	0,001			
Desempenho de compressao do biogás												
Carga	η_comp	Δh@2bar(kj/kg)	P_comp@2bar(kW)	P_disp@2bar(kW)	Δh@3bar(kj/kg)	P_comp@3bar(kW)	P_disp@3bar(kW)	Δh@4bar(kj/kg)	P_comp@4bar(kW)	P_disp@4bar(kW)	Δh@4bar(kj, P_comp@3bar(kW))	
R1	0,450	157,000	0,338	1,952	259,600	0,294	1,997	337,700	0,382	1,908	405,600	0,459
R2	0,450	157,000	0,612	2,061	259,600	0,321	2,352	337,700	0,418	2,255	405,600	0,502
R4	0,450	157,000	0,838	2,084	259,600	0,338	2,583	337,700	0,440	2,481	405,600	0,529
R8	0,450	157,000	1,035	2,103	259,600	0,348	2,791	337,700	0,453	2,686	405,600	0,544

Motor modificado utilizando Biogás pressurizado (19/3/2011)													
Fatores atmosféricos													
RH(%)	Tamb(°C)	Patm(hPa)	P_vapor(kPa)	Pd (kPa)	termo1	termo2	α atm						
50	30,9	928,1	1,677	91,133	1,104463666	1,01213221	1,118						
Parametros do biogas													
RH_bio(%)	rT	rP											
20	0,898371978	0,585093781											
Dados de consumo													
carga	Volume inicial	volume final	Tempo medido	Tempo(s)	consumo(m3/h)	consumo(Nm3/h)	PCI biogas (kJ/m3)		19643				
R1	398,87	399,87	00:20:02.75	1202,75	2,993	1,573	Densidade biogas		1210				
R2	400,07	401,07	00:18:27.47	1107,47	3,251	1,709							
R4	401,22	402,22	00:17:23.66	1043,66	3,449	1,813							
R8	402,52	403,52	00:16:54.97	1014,97	3,547	1,864							
Desempenho elétrico					Desempenho Mecanico								
R1	λ=1,00												
	Vrms	Arms	f(Hz)	Potencia (kW)	P_Eixo(kW)	Con_Especifico	P_entrada (kW)	η motor	η total				
0min	241,5	9,6	60,31	2,32	3,240	1077,200	16,332		19,841	0,142			
5min	242,1	9,1	60,70	2,20	3,079	1133,571	16,332		18,855	0,135			
10min	241,6	9,1	60,37	2,20	3,073	1135,917	16,332		18,816	0,135			
15min	242,2	9,1	60,40	2,20	3,081	1133,103	16,332		18,862	0,135			
med	241,35	9,1	60,45	2,23	3,118	1119,948	16,332		19,033	0,137			
d padrao	0,351	0,250	0,174	0,058	0,081	28,525	0,000		0,499	0,004			
R2	λ=1,00												
	Vrms	Arms	f(Hz)	Potencia (kW)	P_Eixo(kW)	Con_Especifico	P_entrada (kW)	η motor	η total				
0min	242,1	11,0	59,70	2,66	3,722	1025,800	17,737		20,986	0,150			
5min	242,1	10,9	60,20	2,64	3,688	1035,211	17,737		20,795	0,149			
10min	242,0	10,9	59,88	2,64	3,687	1035,639	17,737		20,786	0,149			
15min	242,2	10,9	59,86	2,64	3,690	1034,784	17,737		20,804	0,149			
med	242,1	10,9	59,91	2,64	3,697	1032,859	17,737		20,843	0,149			
d padrao	0,082	0,050	0,209	0,012	0,017	4,718	0,000		0,096	0,001			
R4	λ=1,00												
	Vrms	Arms	f(Hz)	Potencia (kW)	P_Eixo(kW)	Con_Especifico	P_entrada (kW)	η motor	η total				
0min	242,1	12,1	59,41	2,93	4,094	981,299	18,821		21,754	0,156			
5min	242,1	11,9	59,50	2,88	4,027	997,792	18,821		21,395	0,153			
10min	242,0	12,1	59,56	2,93	4,093	981,705	18,821		21,745	0,156			
15min	242,2	12,1	59,65	2,93	4,096	980,894	18,821		21,763	0,156			
med	242,1	12,1	59,57	2,92	4,078	985,422	18,821		21,664	0,156			
d padrao	0,082	0,100	0,101	0,024	0,034	8,253	0,000		0,180	0,001			
R8	λ=1,00												
	Vrms	Arms	f(Hz)	Potencia (kW)	P_Eixo(kW)	Con_Especifico	P_entrada (kW)	η motor	η total				
0min	242,0	12,7	59,13	3,1	4,296	962,747	19,353		22,196	0,159			
5min	242,1	12,6	59,39	3,1	4,264	969,987	19,353		22,030	0,158			
10min	241,9	12,5	59,45	3,0	4,226	978,555	19,353		21,838	0,156			
15min	242,1	12,5	59,16	3,0	4,230	977,747	19,353		21,856	0,156			
med	242,0	12,6	59,28	3,04	4,254	972,259	19,353		21,980	0,157			
d padrao	0,096	0,096	0,161	0,023	0,033	7,425	0,000		0,168	0,001			
Desempenho de compressao do biogas													
Carga	η_comp	Δh@2bar(kJ/kg)	P_comp@2bar(kW)	P_dis@2bar(kW)	Δh@3bar(kJ/kg)	P_comp@3bar(kW)	P_dis@3bar(kW)	Δh@4bar(kJ/kg)	P_comp@4bar(kW)	P_dis@4bar(kW)	Δh@5bar(kJ)	P_comp@5bar(kW)	P_dis@5bar(kW)
R1	0,450	156,900	0,351	1,880	259,400	0,580	1,651	337,500	0,755	1,477	405,300	0,906	1,325
R2	0,450	156,900	0,381	2,264	259,400	0,630	2,015	337,500	0,819	1,826	405,300	0,984	1,661
R3	0,450	156,900	0,404	2,513	259,400	0,668	2,249	337,500	0,870	2,048	405,300	1,044	1,873
R4	0,450	156,900	0,416	2,628	259,400	0,687	2,356	337,500	0,894	2,149	405,300	1,074	1,970

Motor original utilizando Gasolina (10/02/2010)									
Fatores atmosféricos									
RH(%)	Tamb(°C)	Patm(hPa)	P_vapor(kPa)	Pd (kPa)	termo1	termo2	α atm		
43,5	30,3	925,2	4,319	88,201	1,148666678	1,010933356	1,161		
Dados de consumo									
carga	peso inicial	peso final	Tempo medido	Tempo(s)	consumo(g/h)	PCI gasolina (J/g)	42500		
R1	1400	1300	00:3:37.0	217	1658,986				
R1	1250	1150	00:3:47.93	227,93	1579,432				
R1	1100	1000	00:3:42.22	222,22	1620,016				
Consumo Medio					1619,478				
R2	950	850	00:3:23.62	203,62	1767,999				
R2	800	700	00:3:26.00	206	1747,573				
R2	4940	4840	00:3:23.34	203,34	1770,434				
Consumo Medio					1762,002				
R4	4650	4550	00:3:04.93	184,93	1946,683				
R4	4520	4420	00:3:10.85	190,85	1886,298				
R4	4400	4300	00:3:14.41	194,41	1851,757				
Consumo Medio					1894,912				
R8	4280	4180	00:3:02.10	182,1	1976,936				
R8	4150	4050	00:2:59.75	179,75	2002,782				
R8	4030	3930	00:3:05.50	185,5	1940,701				
Consumo Medio					1973,473				
Potencia eletrica					Desempenho Mecanico				
R1	λ=0,80								
	Vrms	Arms	f(Hz)	Potencia (kW)	P_Eixo(kW)	Con_Especifico	P_entrada (kW)	η motor	η total
0min	242,3	9,6	60,29	2,33	3,251	498,124	19,119	17,005	0,122
5min	242,5	9,6	60,50	2,33	3,254	497,713	19,119	17,019	0,122
10min	242,8	9,5	60,65	2,31	3,224	502,331	19,119	16,863	0,121
15min	242,6	9,4	60,54	2,28	3,187	508,093	19,119	16,671	0,119
med	242,55	9,5	60,50	2,31	3,229	501,565	19,119	16,889	0,121
d padrao	0,208	0,096	0,151	0,022	0,031	4,826	0,000	0,162	0,001
R2	λ=0,80								
	Vrms	Arms	f(Hz)	Potencia (kW)	P_Eixo(kW)	Con_Especifico	P_entrada (kW)	η motor	η total
0min	242,7	11,2	59,93	2,72	3,799	463,773	20,801	18,265	0,131
5min	242,8	11,3	59,75	2,74	3,835	459,480	20,801	18,435	0,132
10min	242,8	11,2	59,90	2,72	3,801	463,582	20,801	18,272	0,131
15min	243,0	11,2	59,75	2,72	3,804	463,201	20,801	18,287	0,131
med	242,8	11,2	59,83	2,73	3,810	462,509	20,801	18,315	0,131
d padrao	0,126	0,050	0,096	0,012	0,017	2,033	0,000	0,081	0,001
R4	λ=0,75								
	Vrms	Arms	f(Hz)	Potencia (VA)	P_Eixo(kW)	Con_Especifico	P_entrada (kW)	η motor	η total
0min	242,8	12,4	59,40	3,01	4,208	450,304	22,370	18,811	0,135
5min	242,9	12,4	59,41	3,01	4,210	450,119	22,370	18,819	0,135
10min	242,9	12,3	59,30	2,99	4,176	453,778	22,370	18,667	0,134
15min	242,8	12,5	59,31	3,04	4,242	446,702	22,370	18,963	0,136
med	242,9	12,4	59,36	3,01	4,209	450,226	22,370	18,815	0,135
d padrao	0,058	0,082	0,058	0,019	0,027	2,890	0,000	0,121	0,001
R8	λ=0,77								
	Vrms	Arms	f(Hz)	Potencia (VA)	P_Eixo(kW)	Con_Especifico	P_entrada (kW)	η motor	η total
0min	242,8	12,9	59,35	3,13	4,378	450,796	23,298	18,790	0,134
5min	242,6	13,3	59,24	3,23	4,510	437,599	23,298	19,357	0,138
10min	242,8	13,2	59,10	3,20	4,480	440,550	23,298	19,227	0,138
15min	242,8	13,1	59,03	3,18	4,446	443,913	23,298	19,082	0,137
med	242,8	13,1	59,18	3,19	4,453	443,215	23,298	19,114	0,137
d padrao	0,100	0,171	0,143	0,041	0,057	5,675	0,000	0,243	0,002

Motor original utilizando Gasolina (17/02/2011)									
Fatores atmosféricos									
RH(%)	Tamb(°C)	Patm(hPa)	P_vapor(kPa)	Pd (kPa)	termo1	termo2	α atm		
43	30,3	929,7	4,319	88,651	1,141673359	1,010933356	1,154		
Dados de consumo									
carga	peso inicial	peso final	Tempo medido	Tempo(s)	consumo(g/h)				
R1	8500	8400	00:3:34.19	214,19	1680,751				
R1	8150	8050	00:3:35.88	215,88	1667,593				
R1	8020	7920	00:3:36.59	216,59	1662,127				
Consumo Medio					1670,157				
R2	7750	7650	00:3:14.32	194,32	1852,614				
R2	7600	7500	00:3:07.66	187,66	1918,363				
R2	7450	7350	00:3:22.47	202,47	1778,041				
Consumo Medio					1849,873				
R4	7300	7200	00:3:02.81	182,81	1969,258				
R4	7150	7050	00:3:05.65	185,65	1939,133				
R4	7000	6900	00:3:11.22	191,22	1882,648				
Consumo Medio					1930,346				
R8	6750	6650	00:3:01.06	181,06	1988,291				
R8	6600	6500	00:3:00.59	180,59	1993,466				
R8	6450	6350	00:3:11.50	191,5	1879,896				
Consumo Medio					1953,884				
Potencia eletrica					Desempenho Mecanico				
R1	λ=0,80								
	Vrms	Arms	f(Hz)	Potencia (VA)	P_Eixo(kW)	Con_Especifico	P_entrada (kW)	η motor	η total
0min	242,5	9,6	60,13	2,33	3,254	513,288	19,717	16,503	0,118
5min	242,7	9,5	60,40	2,31	3,223	518,264	19,717	16,344	0,117
10min	242,8	9,6	60,41	2,33	3,258	512,654	19,717	16,523	0,118
15min	242,7	9,5	60,30	2,31	3,223	518,264	19,717	16,344	0,117
med	242,58	9,5	60,31	2,32	3,239	515,618	19,717	16,428	0,118
d padrao	0,126	0,058	0,130	0,014	0,019	3,067	0,000	0,098	0,001
R2	λ=0,77								
	Vrms	Arms	f(Hz)	Potencia (VA)	P_Eixo(kW)	Con_Especifico	P_entrada (kW)	η motor	η total
0min	242,7	11,4	60,02	2,77	3,867	478,308	21,836	17,709	0,127
5min	242,7	11,4	59,80	2,77	3,867	478,308	21,836	17,709	0,127
10min	242,8	11,4	59,85	2,77	3,869	478,111	21,836	17,717	0,127
15min	242,6	11,3	59,91	2,74	3,832	482,739	21,836	17,547	0,126
med	242,7	11,4	59,90	2,76	3,859	479,366	21,836	17,671	0,126
d padrao	0,082	0,050	0,095	0,013	0,018	2,251	0,000	0,083	0,001
R4	λ=0,78								
	Vrms	Arms	f(Hz)	Potencia (VA)	P_Eixo(kW)	Con_Especifico	P_entrada (kW)	η motor	η total
0min	242,5	12,6	59,67	3,06	4,271	452,002	22,789	18,740	0,134
5min	242,6	12,7	59,68	3,08	4,306	448,258	22,789	18,897	0,135
10min	242,6	12,6	59,50	3,06	4,272	451,815	22,789	18,748	0,134
15min	242,6	12,6	59,60	3,06	4,272	451,815	22,789	18,748	0,134
med	242,6	12,6	59,61	3,06	4,280	450,973	22,789	18,783	0,134
d padrao	0,050	0,050	0,083	0,012	0,017	1,812	0,000	0,076	0,001
R8	λ=0,76								
	Vrms	Arms	f(Hz)	Potencia (VA)	P_Eixo(kW)	Con_Especifico	P_entrada (kW)	η motor	η total
0min	242,5	13,2	59,40	3,20	4,474	436,717	23,067	19,396	0,139
5min	242,5	13,2	59,49	3,20	4,474	436,717	23,067	19,396	0,139
10min	242,6	13,1	59,30	3,18	4,442	439,870	23,067	19,257	0,138
15min	242,5	13,2	59,36	3,20	4,474	436,717	23,067	19,396	0,139
med	242,5	13,2	59,38	3,20	4,466	437,505	23,067	19,361	0,139
d padrao	0,050	0,050	0,080	0,011	0,016	1,576	0,000	0,070	0,000