

TECNOLOGIAS DE PRODUÇÃO E USO DE BIOGÁS E BIOMETANO



Suani Teixeira Coelho (Coordenação)

Vanessa Pecora Garcilasso • Antônio Djalma Nunes Ferraz Junior
Marilyn Mariano dos Santos • Caio Luca Joppert

**TECNOLOGIAS DE
PRODUÇÃO E USO DE
BIOGÁS E BIOMETANO**

Equipe

Coordenação

Suani Teixeira Coelho

Autores

Parte I - Biogás:

Vanessa Pecora Garcilasso
Antônio Djalma Nunes Ferraz Junior

Parte II - Biometano:

Marilyn Mariano dos Santos
Caio Luca Joppert

Colaboradores

Danilo Perecin
Diego Bonfim de Souza
ER-BR Energias Renováveis Ltda.
Capstone Turbine Corporation
Nova Era Ambiental Equipamentos e Serviços

**TECNOLOGIAS DE
PRODUÇÃO E USO DE
BIOGÁS E BIOMETANO**

**PARTE I – BIOGÁS
PARTE II – BIOMETANO**

**SUANI TEIXEIRA COELHO
COORDENAÇÃO**

**2018
São Paulo**

Copyright © 2018 Suani Teixeira Coelho, Vanessa Pecora Garcilasso, Antônio Djalma Nunes Ferraz Junior, Marilyn Mariano dos Santos e Caio Luca Joppert
Todos os direitos desta edição reservados à IEE

A edição deste livro contou com apoio da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo – FAPESP (processo 2014/50279-4).

Editor IEE Instituto de Energia e Meio Ambiente da Universidade de São Paulo
Editora assistente Isabelle Assumpção

Capa Equipe Synergia
Diagramação Flávio Meneghesso

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) de acordo com ISBD

Tecnologias de produção e uso de biogás e biometano : Part. I Biogás; Part. II Biometano. / coordenadora Suani Teixeira Coelho; autores Vanessa Pecora Garcilasso, Antônio Djalma Nunes Ferraz Junior, Marilyn Mariano dos Santos e Caio Luca Joppert. – São Paulo: IEE-USP, 2018.

218 p. ; 16cm x 23cm.

ISBN: 978-85-86923-53-1

1. Biogás. 2. Biometano. 3. Resíduos. I. Garcilasso, Vanessa Pecora. II. Ferraz Junior, Antônio Djalma Nunes. III. Santos, Marilyn Mariano dos. IV. Joppert, Caio Luca.

Elaborado por Maria Penha da Silva Oliveira CRB-8/6961

Imagens capa:

SABESP, 2018.

Capstone, 2018.

Geo Energética, 2018



Livros técnicos, científicos e profissionais

Tel.: (21) 3259-9374

www.synergiaeditora.com.br – comercial@synergiaeditora.com.br



AGRADECIMENTOS

Esta publicação não seria possível sem o importante apoio da Shell e da FAPESP, no âmbito do Research Centre for Gas Innovation – RCGI (FAPESP nº 2014/50279-4) por meio do Projeto 27 “As perspectivas de contribuição do biometano para aumentar a oferta de gás natural”. Agradecemos também aos integrantes do Grupo de Pesquisa em Bioenergia (GBIO) do Instituto de Energia e Ambiente (IEE) da Universidade de São Paulo (USP). As opiniões expressas são de exclusiva responsabilidades dos autores, não representando a posição de qualquer das instituições envolvidas ou mencionadas nesta publicação.



SOBRE OS AUTORES

Suani Teixeira Coelho (coordenadora):

Graduada em Engenharia Química (1972) pela Fundação Armando Álvares Penteado (FAAP), Mestre (1992) e Doutora (1999) em Energia pelo Programa de Pós-Graduação em Energia (PPGE), da Universidade de São Paulo (USP). Atualmente, é professora/orientadora do Programa de Pós Graduação em Energia (PPGE) da USP e do Programa de Pos Graduação em Bioenergia da USP/UNICAMP/UNESP e coordenadora do Grupo de Pesquisa em Bioenergia (GBIO/ antigo CENBIO) do IEE/USP, atuando principalmente nos seguintes temas: biomassa, geração de energia com biomassa, geração descentralizada, resíduos sólidos urbanos e rurais, cogeração, biogás, análise de ciclo de vida, externalidades e cana-de-açúcar. É revisora dos periódicos Energy Policy, Biomass and Bioenergy e Energy for Sustainable Development, entre outros. É Editora de Bioenergia do periódico Renewable and Sustainable Energy Reviews. Atualmente, é coordenadora de projeto no Centro de Pesquisa e Inovação em Gás (RCGI) da USP.

Vanessa Pecora Garcilasso:

Engenheira Química pela Fundação Armando Álvares Penteado FAAP (2001). Mestre (2006) e Doutora em Ciências da Energia pelo Programa de Pós-Graduação em Energia (PPGE) do Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo – IEE/USP (2014). Possui experiência em pesquisa e desenvolvimento de projetos de geração de energia a partir de biomassa, com ênfase em biogás e em biocombustíveis líquidos. Assistente administrativa e financeira da coordenação geral, com experiência em projetos financiados pela FINEP, FAPESP, CNPq, MME, União Européia e ONG's.

Antônio Djalma Nunes Ferraz Júnior

Doutor em Ciências (Engenharia Hidráulica e Saneamento) pela Universidade de São Paulo (2013). Tem experiência na área de Engenharia Sanitária, com ênfase em tratamento de águas residuárias, atuando principalmente nos seguintes temas (i) Digestão anaeróbia; (ii) Produção biológica de hidrogênio; (iii) Produção biológica de metano; (iv) Tratamento de efluentes industriais e (v) Técnicas de biologia molecular aplicadas no monitoramento de reatores biológicos.

Marilyn Mariano dos Santos:

Graduada em Engenharia Petroquímica pela Universidade Mackenzie (1981), com curso de especialização em Gestão e Tecnologias Ambientais pelo PECE/USP (2000). Mestrado em Saúde Pública pela Universidade de São Paulo (2003) e Doutora em Ciências pelo Programa de Pós-Graduação em Energia do IEE/USP (2010). Atuou como pesquisadora no Laboratório de Energia Térmica, Motores e Emissões do Instituto de Pesquisas Tecnológicas do estado de São Paulo (IPT) de 1979 até 2009, onde desenvolveu trabalhos na área de combustão industrial e gaseificação. No período de 2010 a 2014, coordenou o curso de Gás e Petróleo do Instituto Mauá de Tecnologia (IMT), em nível de pós-graduação lato sensu. Atualmente é pesquisadora do Grupo de Pesquisa em Bioenergia (GBio) do IEE/USP, professora do curso Energias Renováveis, Geração Distribuída e Eficiência Energética no Programa de Educação Continuada (PECE) da Escola Politécnica da USP e coordenadora adjunta de projeto do Centro de Pesquisa e Inovação em Gás (RCGI) da USP.

Caio Luca Joppert:

Possui graduação em Engenharia Química pela Universidade de São Paulo (2013) e experiência profissional na área de engenharia de processos e projetos, com ênfase em indústria de processamento, energia e eficiência energética. Desde 2017 é candidato ao mestrado em ciências pelo Programa de Pós-Graduação em Energia (PPGE) do Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo (IEE/USP), atuando no Grupo de Pesquisa em Bioenergia (GBio), nos seguintes temas: bioenergia, biogás e combustíveis de segunda geração.



PREFÁCIO

Com o intuito de fomentar a pesquisa científica no setor de energia, a FAPESP lançou edital para criação de Centro de Pesquisa e Inovação em Gás, surgindo, então, o *Research Center of Gas Innovation* (RCGI). Juntamente com a FAPESP, esse Centro foi criado com o copatrocínio da SHELL Brasil. Sua principal missão é ser um centro mundial para estudos avançados no uso sustentável do gás natural, biogás, hidrogênio, assim como a gestão, transporte, armazenamento e uso de CO₂. O Centro, sediado na Universidade de São Paulo, é fruto de parcerias da FAPESP no apoio de pesquisa científica de alto nível para o desenvolvimento do setor de energia. Suas atividades estão fundamentadas nos três pilares: pesquisa, inovação e disseminação do conhecimento.

Nessa perspectiva, o livro que ora é oferecido ao público em geral e, particularmente, aos profissionais e aos pesquisadores do setor de energia brasileiro se mostra fundamental, pois apresenta a questão da produção de biogás e a purificação do mesmo, chegando assim ao biometano. A obra em questão tem per-

tinência temática aos assuntos tratados no RCGI, desde as suas principais linhas relacionadas à atuação e à promoção de fontes de energia renováveis e menos impactantes ao ambiente, assim como à própria sustentabilidade expressa na produção de biogás.

O livro, organizado pela Profa. Suani Teixeira Coelho, demonstra claramente um dos pontos chave para a inovação no Brasil em temas correlatos à energia renovável: a produção de biogás interligada ao tratamento dos rejeitos líquidos (vinhaça) e sólidos (bagaço) oriundos da produção de etanol. Devido a liderança mundial do Brasil nesse tópico, projetos de pesquisa cujo intuito é diminuir a pegada de carbono na produção de biocombustíveis poderão aumentar ainda mais a competitividade brasileira. Investimentos em projetos de pesquisa nessa área tornam-se prementes, os quais, sem dúvida, possibilitarão a criação de oportunidades únicas para o Brasil avançar no tema e tornar-se exemplo na cadeia envolvendo a produção e distribuição de combustíveis renováveis de uma forma sustentável e amigável para o meio-ambiente.

A questão relacionada à produção de biogás, sua purificação com a consequente produção de biometano, e a inserção deste na matriz energética brasileira, são temas tratados no livro. Este, sem dúvida alguma, já é um sucesso, pois tem uma função de despertar o leitor para a problemática de aplicabilidade da produção de energia renovável de forma sustentável e com vistas ao alcance da presente geração e das futuras.

Julio R. Meneghini

*Professor Titular da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo
Diretor Científico do RCGI*



SUMÁRIO

PARTE I: BIOGÁS	1
1 – INTRODUÇÃO	3
2 – BIOGÁS	7
2.1. Conceitos Básicos de Biogás	7
2.2. Usos Finais do Biogás	8
3 – TECNOLOGIAS DE PRODUÇÃO DE BIOGÁS	11
3.1. Processo de Biodigestão	11
3.1.1. Resíduos Líquidos Urbanos (Esgoto Sanitário)	15
3.1.2. Resíduos Rurais	24
3.1.3. Resíduos Agro-Industriais	25
3.1.4. Resíduos Sólidos Urbanos (RSU)	33
3.2. Processo de Codigestão Anaeróbia	37

4 – PRINCIPAIS TECNOLOGIAS DE APROVEITAMENTO ENERGÉTICO DO BIOGÁS	39
4.1. Motor de Combustão Interna Ciclo Otto	40
4.2. Microturbina a Gás	42
4.3. Sistemas de Ciclo a Vapor	43
5 – PANORAMA ATUAL DOS SUBSTRATOS NO BRASIL.....	45
5.1. Esgoto Sanitário	45
5.2. Resíduos Animais	47
5.3. Vinhaça	51
5.4. Resíduos Sólidos Urbanos	53
6 – DISCUSSÃO DAS TECNOLOGIAS DE PRODUÇÃO E USO DE BIOGÁS.....	57
6.1. Aspectos Técnicos – Produção e Uso do Biogás	57
6.1.1. Biodigestores	57
6.1.2. Motores Ciclo Otto	66
6.1.3. Microturbina a Biogás	68
6.2. Aspectos Econômicos – Produção e Uso do Biogás	70
6.2.1. Biodigestores	70
6.2.2. Motores Ciclo Otto e Microturbinas a Biogás	73
7 – CONSIDERAÇÕES GERAIS – PRODUÇÃO E USO DE BIOGÁS.....	79
PARTE II - BIOMETANO	84
8 – BIOMETANO	85
8.1. Definição de Biometano.....	85
8.2. Usos Finais de Biometano	88
9 – CENÁRIO POLÍTICO E REGULATÓRIO	93
9.1. Políticas e Regulações de Incentivo em Algumas Regiões	97
9.1.1. União Europeia	97
9.1.2. Estados Unidos (USA)	102
9.1.3. Brasil.....	104
9.2. Requisitos Legais de Qualidade de Biometano.....	107
10 – ROTAS TECNOLÓGICAS PARA PRODUÇÃO DE BIOMETANO.....	115
10.1. Tecnologias para Limpeza do Biogás.....	117

10.1.1. Tecnologias de Remoção de Umidade.....	118
10.1.2. Remoção de Gás Sulfídrico (H ₂ S)	122
10.1.2.1. Processos Biológicos.....	125
10.1.2.2. Adsorção	130
10.1.2.3. Absorção de H ₂ S	134
10.1.2.4. Adição de Sais / Óxidos de Ferro <i>In Situ</i>	136
10.1.2.5. Comparação entre os Processos de Dessulfurização ..	137
10.1.3. Remoção de Amônia (NH ₃).....	139
10.1.4. Remoção de Siloxanos.....	139
10.2. Processos de Purificação (<i>Upgrading</i>) do Biogás	142
10.2.1. Absorção ou Lavagem.....	143
10.2.1.1. Lavagem ou Absorção em Água.....	143
10.2.1.2. Lavagem ou Absorção em Solventes Orgânicos.....	146
10.2.1.3. Lavagem ou Absorção em Aminas.....	147
10.2.2. Adsorção com Modulação de Pressão (<i>PSA - Pressure Swing Adsorption</i>)	149
10.2.3. Separação por Membranas.....	152
10.2.4. Comparação entre os Processos de <i>Upgrading</i> de Biogás	153
10.3. Inovações tecnológicas	154
10.3.1. Separação Criogênica	155
10.3.2. Bocal Supersônico	156
10.3.3. Adsorção com Temperatura Flutuante (<i>TSA</i>)	157
10.4. Considerações Finais	158
11 – CENÁRIO NACIONAL E INTERNACIONAL DE PRODUÇÃO E USOS DE BIOGÁS E BIOMETANO.....	161
11.1. União Europeia	161
11.2. Estados Unidos.....	166
11.3. Brasil	170
12 – CUSTOS DE PRODUÇÃO DE BIOMETANO	175
12.1. Fatores de Influência.....	175
13 – CASOS DE SUCESSO	183

13.1. Casos de Sucesso no Brasil	183
13.1.1. Biogás/Biometano Proveniente do Tratamento de Esgoto	183
13.1.2. Biogás/Biometano Proveniente do Tratamento de Resíduos Animais	186
13.1.3. Biogás/Biometano Proveniente do Tratamento de Vinhaça em Usinas Sucoalcooleiras.....	187
13.1.4. Biogás/Biometano Proveniente de Aterros Sanitários	189
14 – ANÁLISE DO MERCADO DE BIOMETANO	193
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	197

PARTE I



BIOGÁS

1 INTRODUÇÃO

O uso de bioenergia no mundo tem aumentado em ritmo acelerado nas últimas décadas. Nesta direção, a produção e uso do biogás também tem aumentado significativamente. A União Europeia apresenta a maior taxa de crescimento de produção e uso de biogás e biometano. Segundo a *European Biogas Association* – EBA (2018) o número de plantas de biogás nos últimos seis anos praticamente triplicou, atingido o valor de 17.662 plantas em 2016. A Alemanha e a Itália são os países que abrigam o maior número de plantas: no ano de 2015 estes países tinham, respectivamente, 10.846 e 1.555 plantas de biogás (STAMBASKY, 2017). Quanto às plantas de produção de biometano, a taxa de crescimento anual é significativa, atingindo valores de aproximadamente 25% ao ano, nos últimos quatro anos. Em 2018, na União Europeia havia 497 de produção de biometano que, juntas, totalizam 281.606 m³/h de capacidade instalada ou 17,264 GWh. A Figura 1.1 ilustra o crescimento da produção de biogás e biometano na União Europeia nos últimos cinco anos.

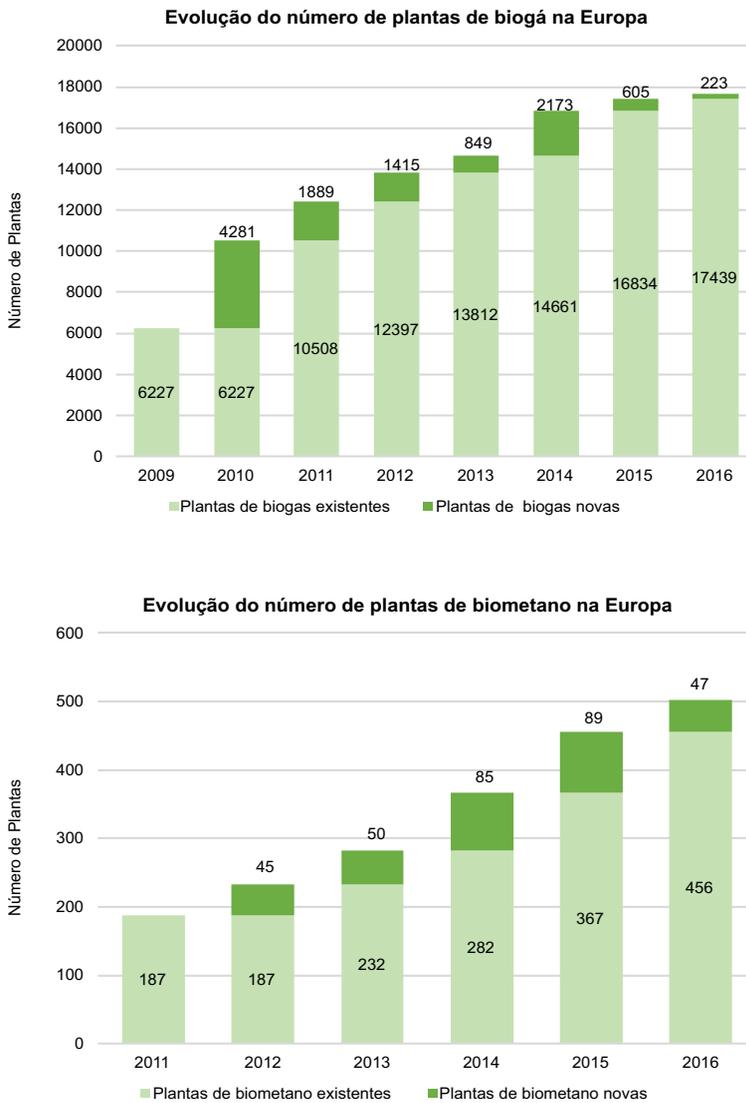


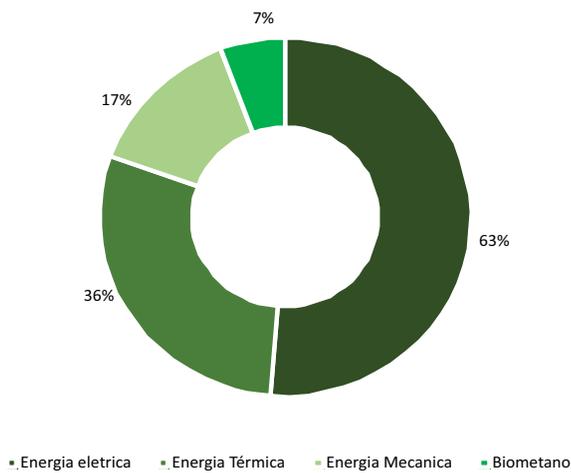
Figura 1.1 – Evolução do número de plantas de biogás e biometano na União Europeia.

Fonte: Adaptado de EPE (2017).

No Brasil, segundo dados oficiais da EPE - Empresa de Pesquisa Energética (2017), a participação do biogás na oferta de energia cresceu de 0,01% em 2010 para 0,05% em 2015. Em

2015 havia 126 plantas de biogás instaladas, que, juntas produziram 1.373 Nm³/dia de biogás, cujo dados de produção média por substrato e usos finais são ilustrados na Figura 1.2.

Produção média de Biogás por uso final



Produção média de biogás por substrato

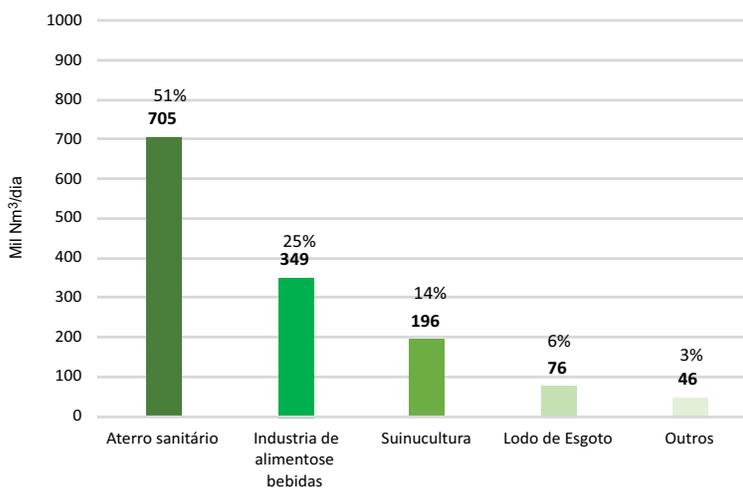


Figura 1.2 – Produção média de biogás no Brasil, por substrato e usos finais no ano de 2015.

Fonte: Adaptado de EPE (2017).

Ainda, segundo dados da EPE (2017) em 2017 estavam em operação 29 plantas de biogás para produção de energia elétrica, sendo 15 usinas utilizando biogás de aterro sanitário, 11 de resíduos animais e 3 de resíduos agroindustriais.

Quanto às plantas de biometano de porte industrial, há somente 5 em operação: 3 em aterros sanitários sendo duas no estado do Rio de Janeiro, uma no estado do Ceará, uma planta em estação de tratamento de esgoto no estado de Santa Catarina e uma a partir de uma mistura de esgoto, restos orgânicos de restaurantes e poda de grama, no estado do Paraná.

Atualmente, na União Europeia, há políticas energéticas e ambientais para incentivo ao biogás e biometano. No Brasil, a participação de biogás na matriz energética ainda é reduzida, concentrando-se principalmente na geração de eletricidade.

Neste contexto, esta publicação tem a finalidade de analisar as rotas tecnológicas existentes para a purificação do biogás, cujo resultado é a produção de biometano e, cujo uso final é a injeção na rede de distribuição de gás natural ou uso veicular.

Deste modo, no decorrer deste livro, serão descritos os cenários de produção e uso final de biogás e biometano, as tecnologias usuais para purificação de biogás, cenários de utilização de cada uma dessas tecnologias e os cenários de custos de purificação de cada uma das tecnologias descritas. Serão considerados nas análises países da União Europeia, Estados Unidos e Brasil. Ao final, é apresentada uma análise considerando o cenário brasileiro de produção de biogás e seus usos finais.

2 BIOGÁS



2.1. Conceitos Básicos de Biogás

O biogás é uma mistura gasosa combustível composta principalmente de metano (CH_4) e gás carbônico (CO_2), derivada da atividade biológica durante a decomposição de resíduos orgânicos em meio anaeróbio (sem a presença de oxigênio).

A composição do biogás varia de acordo com o substrato a ser degradado e com as condições físicas e químicas que influenciam no processo da biodigestão anaeróbia. De acordo com Wereko-Brobby & Hagen (2000), a composição volumétrica típica do biogás é cerca de 60% CH_4 , 35% CO_2 e 5% de outros gases: nitrogênio, amônia, gás sulfídrico, monóxido de carbono e oxigênio, entre outros.

A Tabela 2.1 apresenta o intervalo de composição do biogás geralmente encontrada, em relação a outras duas misturas gasosas de interesse: Gás Natural e Gás de Síntese (SynGas), proveniente do processo de gaseificação de biomassa.

Tabela 2.1 – Intervalo de composição de misturas gasosas combustíveis

Compostos	Unidade	Concentração (%)		
		Biogás ^(b)	Gás Natural ^(a)	SynGas ^(b)
Metano (CH ₄)	Vol. %	55-70	91	0-15
Etano (C ₂ H ₆)	Vol. %	0	5,1	0
Propano (C ₃ H ₈)	Vol. %	0	1,8	0
Butano (C ₄ H ₁₀)	Vol. %	0	0,9	0
Pentano (C ₅ H ₁₂)	Vol. %	0	0,3	0
Gás Carbônico (CO ₂)	Vol. %	25-40	0,61	25-35
Hidrogênio (H ₂)	Vol. %	0	0	20-40
Gás Sulfídrico (H ₂ S)	Vol. %	0,5-1	< 0,001	0
Nitrogênio (N ₂)	Vol. %	< 0,001	0,32	2-5
Amonia (NH ₃)	Vol. %	< 0,01	< 0,001	< 0,001
Monóxido de Carbono (CO)	Vol. %	< 0,01	0	35-40

Fonte: ^(a)MONET, 2003; ^(b)PERLINGEIRO, 2014.

O gás metano tem potencial poluidor 21 vezes superior ao dióxido de carbono, o que contribui para o agravamento do efeito estufa e, conseqüentemente, do aquecimento global (IPCC, 2006). Desta forma, quando lançado diretamente para a atmosfera, o metano pode causar grande impacto ambiental. Por isso é importante que seja feito seu aproveitamento energético, caso não seja possível, que o metano seja queimado em *flare* para que seja convertido em CO₂, mitigando seu potencial de impactos (PE-CORA, 2006).

2.2. Usos Finais do Biogás

O biogás pode ser utilizado para diferentes fins energéticos: produção de eletricidade, fins térmicos, substituição de combustíveis fósseis convencionais em veículos e também injeção em redes de distribuição de gás natural. Entretanto, para seus diversos usos finais é necessário que o biogás seja purificado. O tipo de tratamento do biogás depende das suas características e das exigências tecnológicas de aproveitamento energético (PROBIOGÁS, 2015b).

Um dos componentes que deve ser removido do biogás é o gás sulfídrico (H_2S), que é altamente corrosivo para a maioria dos equipamentos utilizados nos processos de conversão energética. Outro constituinte do biogás a ser removido é a umidade, que tem influência direta no poder calorífico, afetando o processo de queima, a temperatura adiabática de chama e limites de inflamabilidade.

Para uso veicular ou injeção nas redes de distribuição de gás natural é necessário que seja também removido do biogás o CO_2 presente. Após a remoção destes constituintes, e outras impurezas, o biogás apresenta uma fração elevada de metano (> 95%) e passa a ser denominado biometano, que pode ser utilizado como substituto ao gás natural, conforme apresentado na Parte II desta publicação.

O biogás pode ser utilizado para a produção de energia descentralizada com sistemas combinados de calor e eletricidade – cogeração, e o excedente de eletricidade pode ser injetado na rede interligada ou vendido para consumidores livres. O biometano pode ser usado como substituto ao diesel em equipamentos agrícolas (tratores, caminhões, etc.), substituto ao gás natural em veículos ou para ser injetado na rede de gás natural. A Figura 2.1 ilustra as possíveis utilizações já comercializadas do biogás e do biometano.

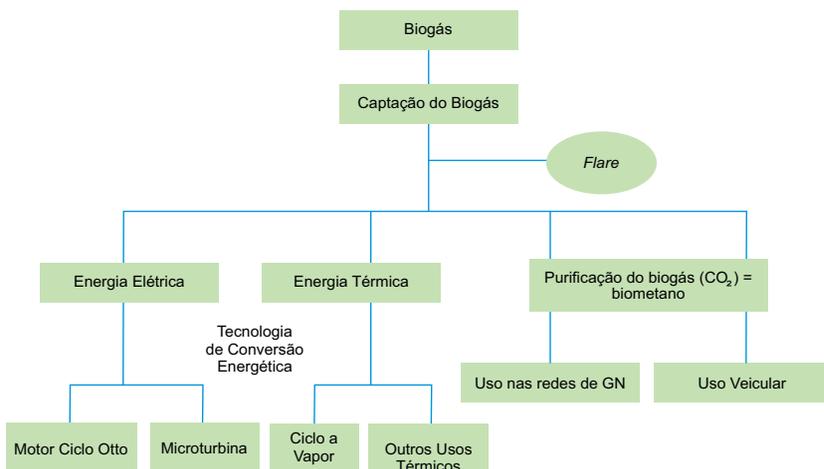


Figura 2.1 – Possíveis utilizações já comercializadas do biogás/biometano.

Fonte: Adaptado de ICLEI, 2009.

A Tabela 2.2 apresenta os tratamentos usualmente aplicados para atingir a adequação aos requisitos da aplicação e/ou equipamento que está sendo utilizado para a conversão energética do biogás.

Tabela 2.2 – Níveis de tratamento requerido para diferentes tipos de uso do biogás

Uso final do biogás	Nível de tratamento		
	Remoção de umidade	Remoção de H ₂ S	Remoção de CO ₂
Combustão direta (queimadores abertos e fechados)	Tratamento parcial	Tratamento parcial (H ₂ S < 5 ppmv no caso de queimadores fechados*)	Nenhum tratamento
Uso direto para geração de calor (ex. combustível para caldeiras e aquecedores)	Tratamento parcial a completo	Tratamento parcial a completo**	Nenhum tratamento
Cogeração de eletricidade e calor a partir de motores de combustão interna	Tratamento parcial a completo	Tratamento parcial a completo**	Nenhum tratamento
Cogeração de eletricidade e calor a partir de turbinas e microturbinas	Tratamento parcial a completo	Turbina (H ₂ S < 10000 ppmv)** / Microturbina (H ₂ S < 50 ppmv)**	Nenhum tratamento
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%)
Motores a gás (uso veicular)	Tratamento completo (umidade < 70-80%)	Tratamento completo (H ₂ S < 1000-2000 mg/m ³)	Tratamento completo (CH ₄ ≥ 95%)

* 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.

Fonte: Adaptado de LOBATO, 2011.

As rotas tecnológicas de *upgrading* do biogás de acordo com seu uso final, bem como os aspectos técnicos e econômicos dos processos serão apresentadas na Parte II desta publicação.

O próximo capítulo apresenta as tecnologias para tratamento dos substratos e, conseqüentemente, produção de biogás, bem como as tecnologias utilizadas no aproveitamento energético do biogás.

3

TECNOLOGIAS DE PRODUÇÃO DE BIOGÁS

Este capítulo apresenta as tecnologias comercialmente disponíveis para o tratamento de resíduos agro-industriais, urbanos e rurais, bem como as utilizadas para a conversão energética do biogás.

3.1. Processo de Biodigestão

A biodigestão (ou digestão anaeróbia) é o processo de decomposição da matéria orgânica presente no substrato a ser degradado, na ausência de oxigênio. Tal processo ocorre em quatro fases: Hidrólise, Acidogênese, Acetogênese e Metanogênese, conforme apresentado na Figura 3.2.

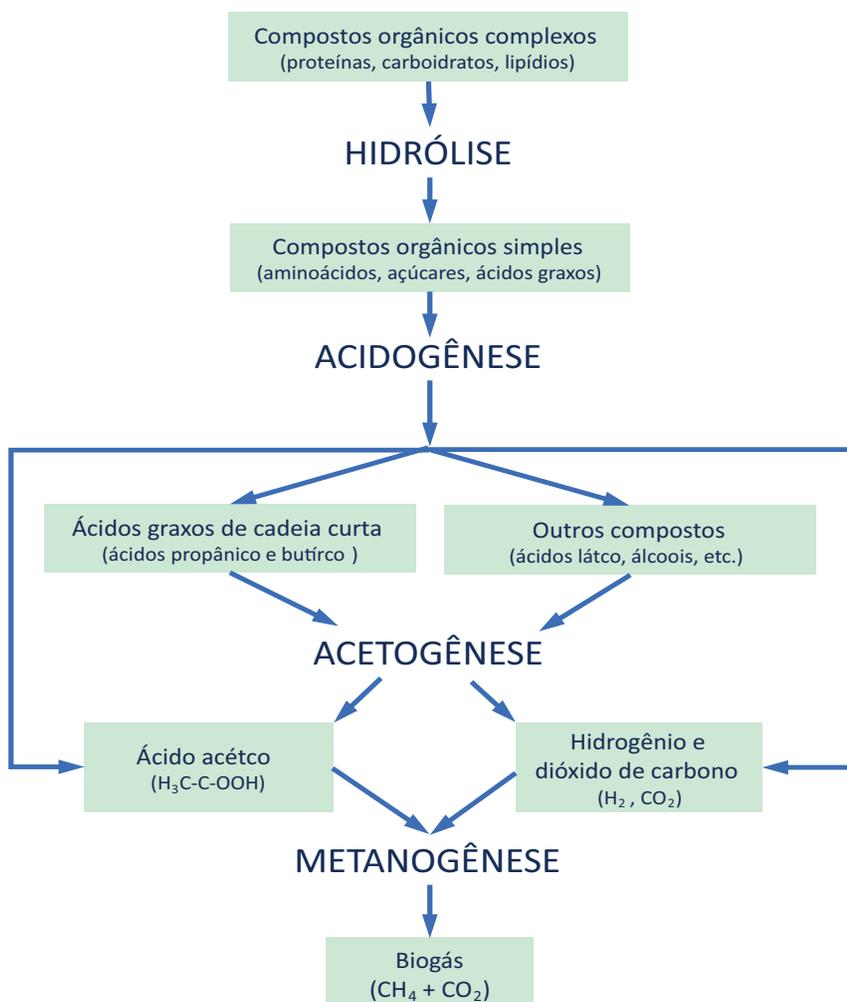


Figura 3.2 – Fluxograma simplificado do processo de digestão anaeróbia.

Fonte: Adaptado de GIZ, 2010.

A Hidrólise é a primeira fase do processo de degradação anaeróbia, onde as bactérias hidrolíticas liberam enzimas que, por meio de reações bioquímicas, decompõem compostos orgânicos complexos como carboidratos, proteínas e lipídios, em compostos dissolvidos como aminoácidos, açúcares e ácidos graxos, de modo a serem processados pelas células.

A próxima fase é a Acidogênese, onde as bactérias fermentativas acidogênicas fazem com que os compostos intermediários formados a partir da hidrólise sejam decompostos em ácidos graxos voláteis (ácidos acético, propiônico e butírico) e outros compostos como ácido lático e álcoois.

A terceira fase, Acetogênese, é responsável pela oxidação dos produtos gerados na fase Acidogênese, gerando substratos apropriados para os microorganismos metanogênicos, precursores do biogás. Nesta fase, os microorganismos realizam a degradação dos ácidos graxos e álcoois dando origem ao ácido acético, hidrogênio e dióxido de carbono.

A fase metanogênica refere-se a quarta e última fase do processo de degradação anaeróbia. As bactérias que atuam nesta fase são estritamente anaeróbias e possuem a capacidade de converter os compostos orgânicos formados na fase anterior (ácido acético, hidrogênio e dióxido de carbono) em metano, principal constituinte do biogás.

Os principais parâmetros que influenciam o processo de digestão anaeróbia são:

- **Ausência de oxigênio:** as bactérias metanogênicas são essencialmente anaeróbias. A decomposição da matéria orgânica na presença de oxigênio produz apenas CO_2 e não o metano.
- **Composição do substrato:** a caracterização da matéria orgânica é de grande importância para determinar ou prever a eficiência do processo de digestão anaeróbia. Quanto maior for a quantidade de matéria orgânica presente no resíduo a ser tratado, maior será o potencial de produção de biogás.
- **Temperatura:** alterações de temperatura podem causar desequilíbrio nas culturas envolvidas no processo de digestão anaeróbia, principalmente nas bactérias metanogênicas. Em função da temperatura, os processos são classificados em:

- Psicófilos, quando são utilizadas bactérias psicófilas, que operam numa faixa inferior a 20°C;
- Mesófilos, quando são utilizadas bactérias mesófilas, que operam numa faixa de 20 a 45°C; e
- Termófilos, quando são utilizadas bactérias termófilas, que operam numa faixa de 45 a 60°C.

Os microorganismos devem ser adaptados à faixa de temperatura ideal de trabalho. Havendo variação de temperatura abaixo ou acima da faixa ideal os microorganismos são prejudicados e pode trazer danos ao processo. Abaixo de 10°C o processo é, em geral, interrompido, e acima de 65°C, devido ao excesso de calor, as enzimas perdem a função de degradar a matéria orgânica.

- **pH do meio:** assim como ocorre com a temperatura, os microorganismos envolvidos no processo de digestão anaeróbia também necessitam de um meio com pH ótimo de trabalho. Nas primeiras fases do processo o pH ideal do meio para as bactérias hidrolíticas e acidogênicas desenvolverem suas atividades é de 5,2 a 6,3 (WEILAND, 2001). Entretanto, apesar de diminuir ligeiramente suas atividades, essas bactérias também são capazes de trabalhar na presença de pH pouco mais elevado. Já nas últimas fases do processo as bactérias acetogênicas e metanogênicas dependem estritamente de um pH neutro, podendo variar entre 6,5 e 8 (LEBUHN *et al.*, 2008). Portanto, para melhor estabilização do processo de digestão anaeróbia deve-se respeitar essa faixa de pH.

O biogás pode ser obtido a partir de diversos substratos, como resíduos urbanos (sólidos e líquidos), resíduos agropecuários, resíduos provenientes de indústrias de alimentos e bebidas e resíduos agroindustriais.

O grande volume de resíduos gerados nessas atividades apresenta elevada carga poluente que acarretam em danos ambientais, sociais e econômicos. Assim, o correto tratamento desses re-

síduos em sistemas anaeróbios, além da capacidade de despoluir, permite o aproveitamento energético do biogás, que pode acelerar a amortização dos custos dos sistemas utilizados.

Os principais substratos abordados nesta obra estão descritos nos itens a seguir: resíduos líquidos urbanos, resíduos rurais (principalmente animais) e agroindustriais (em particular, a vinhaça).

3.1.1. Resíduos Líquidos Urbanos (Esgoto Sanitário)

Segundo a ABNT (NBR 9648 de 1986), esgoto sanitário é o despejo líquido constituído de esgoto doméstico e industrial, água de infiltração e contribuição pluvial parasitária. Essa norma ainda define:

- Esgoto doméstico: despejo líquido resultante do uso da água para higiene e necessidades fisiológicas humanas;
- Esgoto industrial: despejo líquido resultante dos processos industriais, respeitados os padrões de lançamento estabelecidos;
- Água de infiltração: toda água proveniente do subsolo, indesejável ao sistema separador e que penetra nas canalizações;
- Contribuição pluvial parasitária: parcela do deflúvio superficial inevitavelmente absorvida pela rede de esgoto sanitário.

Quando liberado para o ambiente sem qualquer tratamento, especificamente em corpos d'água, o esgoto pode causar consequências desastrosas, muitas vezes com difícil recuperação. Este processo está ligado principalmente ao acúmulo de nitrogênio e fósforo no ambiente, bem como ao aumento da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) nos corpos d'água (CENBIO, 2004). Portanto, a coleta e tratamento do esgoto, além de proteger o solo de contaminação, colabora com a revitalização de córregos, rios e bacias hidrográficas, o que contribui com a preservação da vida aquática e do meio ambiente em geral.

De acordo com a Agência Nacional de Águas (ANA), em média o esgoto é composto por 99,9% de água e apenas 0,01% de sólidos, sendo que cerca de 75% desses sólidos são constituídos de matéria orgânica, como proteínas, carboidratos e gorduras. Os outros 25% correspondem a material inorgânico, como areia, sais e metais. Além disso, pode haver no esgoto outros produtos das mais variadas origens que foram indevidamente descartados na rede de águas residuais.

Considerando a composição complexa do esgoto, nem sempre é possível remover todos os materiais em uma única unidade. Portanto, as estações de tratamento de efluentes devem possuir unidades múltiplas, com objetivos diferentes, a fim de remover esses componentes do esgoto. A mistura do esgoto urbano com esgoto industrial (que frequentemente contém metais pesados) acarreta problemas adicionais para o tratamento de esgoto e também para o uso de lodo formado no processo de digestão anaeróbia (a disposição de lodo no Brasil deve seguir a Resolução CONAMA 375 de 29 de agosto 29 de 2006, retificada pela Resolução CONAMA nº 380, de 31 de outubro de 2006).

O tratamento de esgoto consiste primeiramente na fase física do tratamento, como decantação e sedimentação, seguido pelos processos químicos e biológicos, tais como limpeza e digestão. Pode também ser classificado como tratamento preliminar, primário e secundário, conforme segue (SAAE, 2006):

- Tratamento Preliminar: remove do esgoto os sólidos grosseiros em suspensão. Nesta etapa do tratamento são utilizadas peneiras rotativas, caixas de retenção de areia (remoção de sólidos facilmente sedimentáveis como areia, farelo e outros) e caixas de separação de óleos e gorduras;
- Tratamento Primário: o esgoto ainda contém sólidos em suspensão de pequeno porte cuja remoção pode ser feita em unidades de sedimentação (mecanismo físico, via decantadores) onde ocorre a formação do lodo primário bruto. A eliminação média da DBO nesta fase é de 30%;

- Tratamento Secundário: tratamento biológico aeróbio ou anaeróbio (via biodigestores). Nesta fase ocorre a remoção da matéria orgânica e redução dos microrganismos patogênicos. A redução da DBO deve alcançar 90% ou mais, dependendo do tipo de tratamento utilizado.

A determinação da DBO permite indicar a fração de matéria orgânica biodegradável, bem como a quantidade aproximada de oxigênio necessário para a estabilização biológica da matéria orgânica presente no esgoto. A DBO é um parâmetro significativo para avaliação da carga orgânica que é lançada nos corpos d'água.

O tratamento biológico aeróbio consiste na decomposição da matéria orgânica em meio com presença de oxigênio livre. Já no tratamento biológico anaeróbio a degradação da matéria orgânica é realizada por microrganismos estritamente anaeróbios, ou seja, microrganismos que desenvolvem suas atividades em meio sem a presença de oxigênio.

De acordo com o Serviço Autônomo de Água e Esgoto (SAAE, 2006), os produtos resultantes da decomposição aeróbia são gás carbônico, água, nitratos e sulfatos, substâncias inofensivas e úteis à vida vegetal. Já o resultado da decomposição anaeróbia é o biogás. A Figura 3.3 apresenta as rotas de conversão da matéria orgânica no tratamento de efluente.

Existem diversos tipos de tratamento biológico para o esgoto sanitário. O emprego de lagoas para o tratamento dos efluentes líquidos é bastante usual em todo o mundo e são empregadas em todas as regiões do Brasil, principalmente nas regiões mais quentes como o nordeste.

De maneira geral, as lagoas apresentam uma eficiência da ordem de 20 a 50% de remoção da carga orgânica (DBO) e uma razoável eficiência de retenção de sólidos suspensos, que pode chegar a valores de 30 a 70%, a exemplo dos decantadores ou das fossas sépticas (BATALHA, 1989).

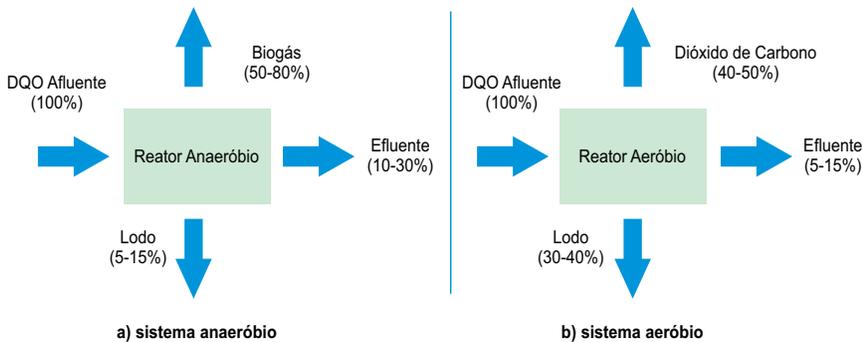


Figura 3.3 – Rotas de conversão da matéria orgânica no tratamento de efluente¹.

Fonte: CHERNICHARO, 2007.

Os principais tipos de lagoas existentes são:

- Lagoa aeróbia:
 - Lagoa aerada: o sistema de tratamento biológico de esgoto neste tipo de lagoa opera geralmente em regime de mistura completa e possui aeração mecânica ou aeração por ar difuso, com turbulência necessária para manter os sólidos em suspensão e distribuir o oxigênio dissolvido por todo o efluente a fim de garantir o meio aeróbio;
 - Lagoa de maturação: Este tipo de lagoa possui aeração natural e geralmente é utilizada como pré-tratamento do efluente, pois permite a redução de bactérias, de sólidos em suspensão e da DBO;
- Lagoa facultativa: neste tipo de lagoa a estabilização da matéria orgânica ocorre em duas etapas. A primeira etapa consiste na camada superior da lagoa onde ocorre o tratamento aeróbio, com oxigênio dissolvido, e a segunda etapa acontece no fundo da lagoa em condições anaeróbias, onde ocorre a digestão anaeróbia;

¹ DQO significa Demanda Química de Oxigênio

- Lagoa anaeróbia: neste tipo de lagoa o tratamento biológico do efluente é realizado predominantemente por processos de fermentação anaeróbia por toda a lagoa, não existindo a presença de oxigênio dissolvido.

Outro método para o tratamento biológico do esgoto sanitário é o uso de biodigestores. Eles correspondem a uma tecnologia bastante antiga, já conhecida pelos chineses e indianos, que projetaram os equipamentos para o tratamento de dejetos animais. Esta tecnologia foi originalmente utilizada para fins de produção de fertilizantes, e só mais tarde foi encontrada a possibilidade de geração de energia por meio do uso de biogás como combustível. Os biodigestores modelo indiano e modelo chinês estão ilustrados na Figura 3.4.

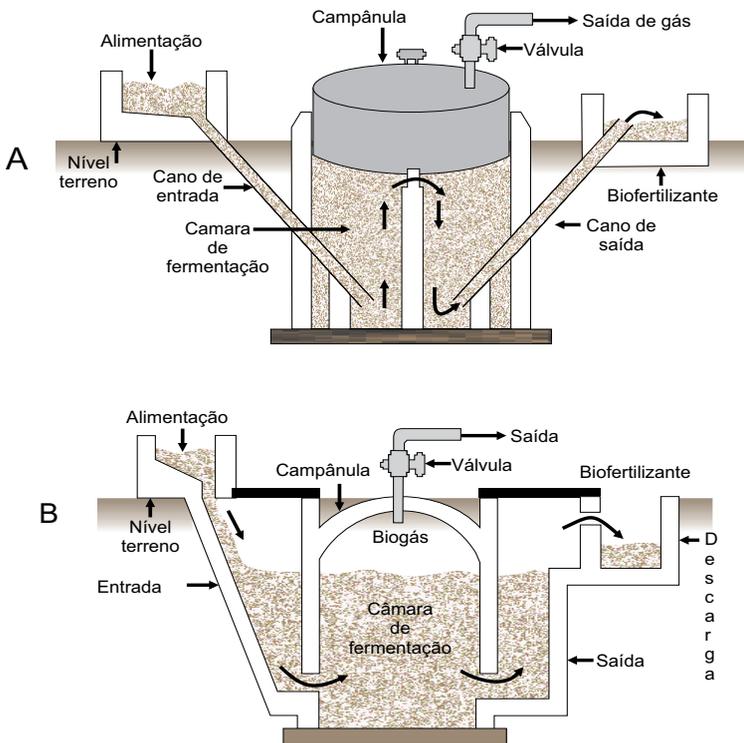


Figura 3.4 – Esquema de concepção de biodigestores modelo Indiano (A) e modelo Chinês (B).

Fonte: PERLINGEIRO, 2014.

O biodigestor modelo indiano possui uma campânula móvel utilizada como gasômetro, acoplada na parte superior, que pode se deslocar verticalmente conforme ocorre a produção de biogás, permitindo que o sistema opere a pressão constante. Possui também uma parede central que divide o tanque de fermentação e duas câmaras, permitindo maior recirculação do efluente por todo o biodigestor (DEGANUTTI *et al.*, 2002).

O biodigestor modelo chinês é constituído por uma câmara cilíndrica, geralmente de alvenaria, com teto impermeável destinado ao armazenamento do biogás produzido (gasômetro, que neste caso não é móvel) (BENINCASA *et al.*, 1990).

Estes modelos de biodigestores possuem construção subterrânea, o que possibilita menor variação de temperatura. Algumas das características destes biodigestores são:

Os biodigestores modelos indiano e chinês possuem baixo nível tecnológico e não necessitam de controles de operação sofisticados, são de alimentação semicontínua, são de baixo custo e atendem a população de baixa renda.

Outro modelo de biodigestor disponível é o CSTR (*Continuous Stirred Tank Reactor*) ou Reator Contínuo de Tanque de Mistura. Este tipo de biodigestor geralmente é utilizado para o tratamento de substratos mais densos (teor de sólidos totais até 20%), como é o caso de resíduos de produção animal e vegetal de fácil decomposição e de lodos provenientes de estações de tratamento de esgoto sanitário (FEAM, 2015).

O CSTR é constituído por uma câmara cilíndrica em posição vertical, com fundo de concreto e paredes de diversos materiais, dentre eles o aço inox, podendo ser completamente ou parcialmente enterrado no solo. A parte superior é composta por uma cobertura impermeável de membranas simples ou dupla, utilizada como gasômetro. A membrana simples conserva-se inflada devido ao acúmulo de biogás produzido durante o processo de biodigestão anaeróbia. No caso das membranas duplas, sistema mais utilizado, o espaço entre as camadas das membranas permanece inflado devido a injeção de ar, a fim de se garantir a pres-

são constante na linha do biogás e maior segurança contra intempéries climáticas (FEAM, 2015). O CSTR também possui agitadores mecânicos para homogeneizar o substrato que será digerido, proporcionando condições constantes e homogêneas em todo o reator, o que resulta em maior produtividade do biogás.

Em um reator de mistura, a biomassa se encontra em suspensão e homogeneizada na fase líquida. No entanto, como nesses reatores o tempo de retenção celular (TRC) é igual ao tempo de retenção hidráulica (TRH) aplicado, lavagem da biomassa pode ocorrer em baixos TRH (WANG & WAN, 2009). Em contraste, em reatores de crescimento aderido, TRC e TRH são independentes um do outro.

A tecnologia predominante relacionada aos sistemas anaeróbios no Brasil é o biodigestor UASB (*Up-flow Anaerobic Sludge Blanket*), também conhecido como RAFA (Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente). É o mais difundido para o tratamento de esgoto sanitário e também pode ser usado para o tratamento de matéria orgânica presente em resíduos urbanos e rurais. A Figura 3.5 apresenta o esquema geral do biodigestor UASB e a Figura 3.6 apresenta a vista interna deste biodigestor.

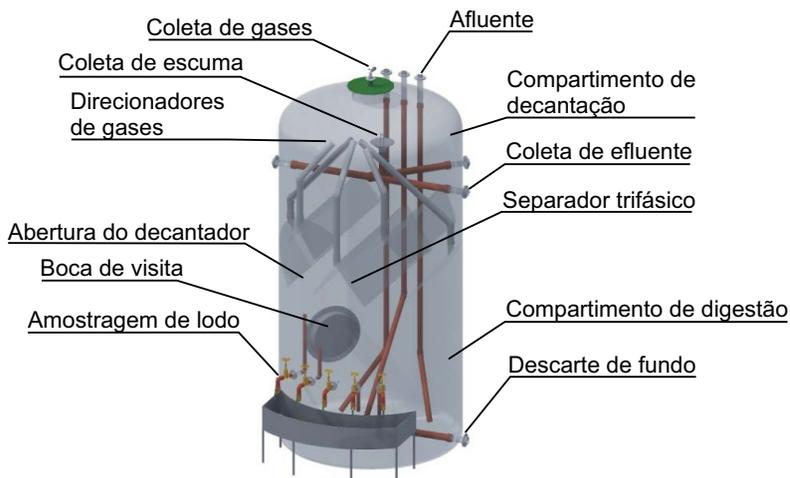


Figura 3.5 – Esquema geral do biodigestor UASB.

Fonte: NOVA ERA AMBIENTAL, 2018a.

O biodigestor UASB possui como característica básica o tratamento de efluentes com elevada carga orgânica ($DBO > 1.000$ mg/L), demandando baixo tempo de retenção hidráulica (TRH de 4 a 12 horas). O efluente alimenta o reator pela parte inferior e passa por uma manta de lodo com alta densidade microbiana, que permite a remoção de matéria orgânica. A parte superior do reator possui placas defletoras que, além de coletarem o biogás, funcionam como sedimentadores promovendo a separação das fases sólida e líquida, garantindo uma maior retenção de biomassa no interior do reator (FEAM, 2015).



Figura 3.6 – Corte – apresenta vista interna do biodigestor UASB.

Fonte: NOVA ERA AMBIENTAL, 2018a.

Dentre as vantagens do biodigestor UASB, citam-se:

- Alto grau de estabilização do efluente;
- Baixa produção de lodo;
- Baixa demanda por área e custos baixos na implantação;
- Baixo consumo de energia;
- Possibilidade de manutenção da biomassa, sem alimentação do reator;
- Tolerância a elevadas cargas orgânicas;
- Baixa remoção de nutrientes;
- Metano como produto final.

Por outro lado, o reator UASB apresenta como desvantagens:

- Necessidade de um pós-tratamento;
- Temperatura relativamente alta (30-35°C);
- Baixa velocidade do crescimento das bactérias metanogênicas;
- Baixa remoção de nitrogênio, fosforo e patógenos;
- Possibilidade de geração de maus odores e corrosão;
- Eficiência entre 65-80% em termo de remoção DBO.

A retenção de biomassa no reator pode ocorrer também por meio do uso de materiais suporte (FERRAZ JÚNIOR *et al.* 2015). Nesse caso, utiliza-se material inerte em seu interior que possibilite o crescimento aderido de microrganismos, sendo também conhecido como reator de leito fixo ou empacotado. O princípio de funcionamento é semelhante ao do reator UASB e podem ser operados horizontal ou verticalmente, sendo este último modo o mais comumente aplicado. Em função da melhor transferência de massa, esse sistema possibilita menores TRH e menores volumes quando comparado aos reatores explicitados anteriormente, e não necessita de agitação (assim como o reator UASB), podendo ser técnica e economicamente mais vantajoso. No entanto, deve-se considerar o custo adicional do material suporte para a construção do leito fixo, que normalmente consiste em partículas de argila expandida, plástico, cerâmica, espuma de poliuretano, entre outros, sendo este último um dos mais efetivos no quesito de aderência microbiana. A escolha de um bom material suporte deve contemplar a capacidade de retenção da biomassa mesmo com altas velocidades aplicadas ao leito, em função de possíveis sobrecargas hidráulicas (ZAIAT, 2003).

Nos reatores de leito fixo é possível alcançar TRH em torno de um dia quando operados em temperatura termofílica para substratos de difícil degradação como a vinhaça, sendo este tempo geralmente um pouco superior para operação em temperatura mesofílica. Outra vantagem frente às outras opções de reatores é o fato de

não ser necessária a adição de biomassa granular desde o início de operação para o efetivo desempenho do processo, uma vez que a biomassa será formada com a adesão dos microrganismos durante a passagem do substrato pelo leito fixo. A desvantagem deste tipo de reator é a suscetibilidade de problemas com entupimentos associados a sólidos suspensos contidos no resíduo a ser tratado, não sendo adequado para substratos com alto teor de sólidos.

3.1.2. Resíduos Rurais

Em termos de resíduos rurais, os resíduos provenientes da criação e abate de animais ocupam posição importante. Em particular, há o caso da pecuária, que pode causar danos ambientais importantes quando as atividades não são desenvolvidas de forma ambientalmente correta. Dentre os potenciais impactos pode-se destacar: altas taxas de desmatamento de áreas para o cultivo de pastagens; degradação do solo e perda de nutrientes devido ao pisoteio intensivo dos animais; compactação do solo, dificultando a infiltração de água; contaminação de lençol freático; além da produção e emissão de gases de efeito estufa (GEE).

Diante dessa realidade do setor agropecuário, o tratamento dos resíduos provenientes das criações animais torna-se uma necessidade, devido ao alto teor de matéria orgânica presente nos mesmos e da grande quantidade gerada pela atividade. Caso esses resíduos não tenham o tratamento adequado, os riscos ao meio ambiente são significativos, causando poluição dos corpos hídricos e eutrofização do solo, entre outros.

O setor de abatedouros e frigoríficos possui elevada geração de resíduos sólidos e líquidos com expressiva carga orgânica. Entretanto, estes resíduos podem ser aproveitados para geração de energia, uma vez que a matéria orgânica existente nos efluentes pode ser tratada em sistema anaeróbio, possibilitando a geração de biogás. Além disso, o processo de digestão anaeróbia gera um lodo que pode ser utilizado como biofertilizante na produção de alimentos para os animais, reduzindo o custo com fertilizantes

minerais, muitas vezes importados com elevado preço, alto investimento energético e elevadas emissões de CO₂ associadas.

Para a digestão anaeróbia nas áreas rurais são utilizadas as lagoas cobertas de fluxo ascendente (LAFAs), que são as lagoas anaeróbias com uma cobertura para armazenamento do biogás, conforme Figura 37.



Figura 3.7 – Biodigestor modelo lagoa coberta.

Fonte: NOVA ERA AMBIENTAL, 2018b.

As cargas orgânicas aplicadas nas lagoas tipo LAFAs são mais elevadas, da ordem de 50 a 100%, quando comparadas com uma lagoa anaeróbia convencional, obtendo-se eficiência significativamente maiores quanto à remoção da carga orgânica (NOVA ERA AMBIENTAL, 2018b). Estas lagoas são mais utilizadas em regiões tropicais, onde o calor atmosférico pode ajudar a manutenção da temperatura no biodigestor (COLUNA, 2016).

3.1.3. Resíduos Agro-Industriais

No caso dos resíduos agro-industriais, tem destaque especial o setor sucro-alcooleiro e a produção de etanol. Neste processo de fabricação de açúcar e álcool resultam vários resíduos, sendo a vinhaça um dos mais importantes, não só devido ao enorme volume gerado (à razão de aproximadamente 12 litros para cada litro de ál-

cool processado), mas principalmente por seu potencial poluidor que, caso não tenha a utilização adequada, pode provocar efeitos danosos ao meio ambiente. A Figura 3.8 apresenta o fluxograma do processo de produção de açúcar e álcool, ilustrando os resíduos/sub-produtos de cada etapa industrial.

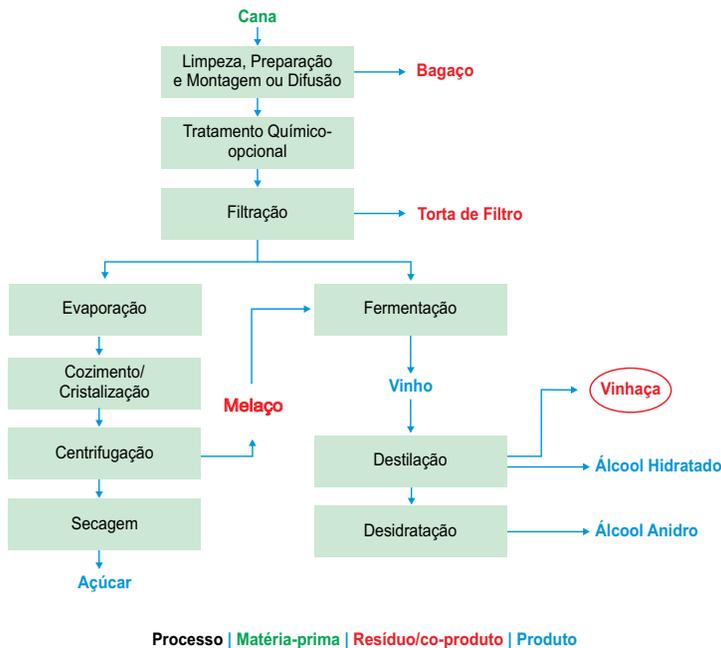


Figura 3.8 – Fluxograma simplificado do processo de produção de etanol, com geração de vinhaça como resíduo ou co-produto.

Fonte: POVEDA, 2014.

A vinhaça é um resíduo de líquido a pastoso, composto de sólidos orgânicos e minerais (componentes do vinho não arrastados na etapa de destilação, além de resíduos de açúcar), álcool e componentes voláteis mais pesados.

De acordo com sua origem, a vinhaça recebe três diferentes denominações: vinhaça de mosto de caldo, vinhaça de mosto de melão e vinhaça de mosto misto. O mosto de caldo é produzido por meio da cana-de-açúcar moída. O açúcar cristalizado, quando se-

parado do mel final que o acompanha, produz o mosto de melação e a mistura dos dois mostos, resulta no mosto misto (SAPLA, 2012).

O açúcar presente no mosto, por um processo de fermentação, resulta em um líquido denominado vinho. O vinho, ao passar pelo processo de destilação, resulta em um líquido alcoólico, que pode ser a aguardente ou o álcool hidratado, e em vinhaça. Segundo Kiehl (1985) a temperatura na saída do processo de destilação atinge valores pouco abaixo do ponto de ebulição da água, entre 80 e 90°C. A Tabela 3.3 apresenta as características da vinhaça resultante dos mostos das diferentes origens.

Tabela 3.3 – Características da vinhaça resultante dos mostos das diferentes origens

Parâmetro	Melaço	Caldo	Misto
pH	4,0–5,0	3,7–4,6	4,4–4,6
Temperatura (°C)	80–100	80–100	80–100
DBO (mg O ₂ /l)	25.000	6.000–16.500	19.100
DQO (mg O ₂ /l)	65.000	15.000–33.000	45.000
Sólidos totais (mg/l)	81.500	23.700	52.700
Sólidos voláteis (mg/l)	60.000	20.000	40.000
Sólidos fixos (mg/l)	21.500	3.700	12.700
Nitrogênio (mg N/l)	450–1.600	150–700	480–710
Fósforo (mg P ₂ O ₅ /l)	100–290	10–210	9–200
Potássio (mg K ₂ O/l)	3.740–7.830	1.200–2.100	3.340–4.600
Cálcio (mg CaO/l)	450–5.180	130–1.540	1.330–4.570
Magnésio (mg MgO/l)	420–1.520	200–490	580–700
Sulfato (mg SO ₄ /l)	6.400	600–760	3.700–3.730
Carbono (mg C/l)	11.200–22.900	5.700–13.400	8.700–12.100
Relação C/N	16–16,27	19,7–21,07	16,4–16,43
Matéria orgânica (mg/l)	63.400	19.500	38.000
Substâncias redutoras (mg/l)	9.500	7.900	8.300

Fonte: ALMANÇA, 1994.

Se lançada em corpos d'água, como ocorria no início do Programa Nacional do Álcool (Pro-Álcool), proibida em 1978 por legislação ambiental, a vinhaça torna as águas impróprias para a utilização humana, pois sua elevada carga orgânica promove a

proliferação de microrganismos que consomem o oxigênio dissolvido na água, dificultando seu aproveitamento como fonte de abastecimento de água potável. Além disso, essa prática contribui para o agravamento de doenças como malária e esquistossomose, e pode ainda prejudicar a fauna e flora devido às altas taxas de DBO, DQO e temperaturas elevadas do efluente.

Com o aumento do controle ambiental, culminado com a edição da Portaria Ministerial nº 323 de 29/11/1978, que proibiu o lançamento direto ou indireto da vinhaça em qualquer recurso hídrico, tornou-se de difícil solução sua disposição final, face principalmente ao grande volume produzido. Desde então, a vinhaça passou a ser aplicada como fertilizante nas lavouras de cana-de-açúcar, prática denominada fertirrigação e realizada até os dias de hoje. Estudo recente da Agência Nacional de Águas (ANA, 2017) concluíram que mais de 98% das plantações de cana das regiões Centro-Oeste e Sudeste não são irrigadas, pois é utilizada a vinhaça no processo de fertirrigação.

Entretanto, este uso deve seguir regras adequadas dependendo do tipo de solo e evitando concentrações excessivas que possam contaminar o lençol freático. Por este motivo, no estado de São Paulo possui regulamentação ambiental para controle, como analisado adiante.

Devido ao seu potencial poluidor, a vinhaça deve ser tratada antes de ser utilizada na fertirrigação. Entre os diversos processos de tratamento da vinhaça, a digestão anaeróbia é das mais interessantes, pois combina o tratamento desse efluente e a geração de insumo energético renovável, o biogás.

Poveda (2014) analisa que na indústria de etanol seriam mais adequados os reatores de fluxo contínuo, dada a grande produção de vinhaça. Neste caso, o biodigestor modelo UASB se mostra adequado para o tratamento da vinhaça.

Em 2018 há duas plantas de biodigestão de vinhaça que em futuro próximo devem responder esta questão: a planta da Usina Iracema, do Grupo São Martinho (São Paulo) e a planta da GeoEnergética, no Paraná. Adiante, nesta publicação, estes casos são analisados.

Existe também a possibilidade do tratamento do efluente em lagoas anaeróbias. Entretanto, estas lagoas ocupam grandes áreas, com profundidade de 4 a 6 m, sendo reatores que exigem elevados volumes uma vez que a taxa de aplicação varia de 2 a 3 kg DQO/m³dia. O grande volume dificulta a homogeneização do meio e o controle da temperatura, podendo aparecer caminhos preferenciais, reduzindo assim a eficiência do sistema (POVEDA, 2014).

A Tabela 3.4 apresenta as diferenças entre a capacidade de tratamento destes sistemas.

Tabela 3.4 – Capacidade de tratamento da vinhaça de acordo com a tecnologia utilizada

Tecnologia	Taxa de aplicação (kg DQO/m ³ dia)
Lagoas anaeróbias	2 a 3
UASB*	8 a 10
UASB**	15 a 25

Fonte: *POVEDA, 2014; ** UASB em sistema único e combinado, em escala de bancada; Ferraz Júnior, 2013; 2016.

Embora a adubação com vinhaça já seja conhecida e utilizada pelos produtores, é importante que novos estudos experimentais sobre a adubação e nutrição do solo fertirrigado com o efluente da digestão anaeróbia da vinhaça sejam realizados com o objetivo de fortalecer os benefícios existentes com a fertirrigação da vinhaça biodigerida.

Um dos problemas da biodigestão é que ela não diminui o volume de efluente tratado, o que significa que os custos operacionais e o consumo de combustível na fertirrigação continuam sendo os mesmos. Porém, este processo proporciona a elevação do pH até atingir valores neutros, a redução substancial da carga orgânica (DBO e DQO), que está associada ao grande potencial poluente das águas superficiais e a redução do odor que também é um problema nas regiões onde se localizam as usinas, além de produzir um gás combustível. As Tabelas 3.5 e 3.6 apresentam as características físico-químicas da vinhaça biodigerida.

Tabela 3.5 – Características físico-químicas da vinhaça biodigerida – Caso da Usina São Martinho (estado de São Paulo)

Parâmetro	Vinhaça (antes da biodigestão)	Vinhaça (depois da biodigestão)
pH	4,0	6,9
DQO (mg/l)	29.000	9.000
Nitrogênio total (mg/l)	550	600
Nitrogênio amoniacal (mg/l)	40	220
Fósforo P ₂ O ₅ (mg/l)	17	32
Sulfato (mg/l)	450	32
Potássio K ₂ O (mg/l)	1.400	1.400

Fonte: POVEDA, 2014.

Tabela 3.6 – Características físico-químicas da vinhaça biodigerida em reator UASB operado em sistema único e sistema combinado

Parâmetro	Vinhaça (antes da biodigestão)	Vinhaça (após a biodigestão)
pH	4,6	8,5
DQO (mg/l)	35200	5700 / 6700
Nitrogênio total (mg/l)	700	-
Nitrogênio amoniacal (mg/l)	50	-
Fósforo P ₂ O ₅ (mg/l)	160	-
Sulfato (mg/l)	1400	-
Potássio K ₂ O (mg/l)	3625	3625

Fonte: FERRAZ JÚNIOR, 2013; 2016.

De acordo com Poveda (2014), um assunto ainda pouco explorado é a avaliação do impacto da fertirrigação sobre o solo quanto à dispersão de antibióticos ativos presentes na vinhaça.

Os antibióticos, assim como o ácido sulfúrico, são utilizados para melhorar o rendimento da fermentação controlando e limitando a atividade bacteriana, o que acarreta a liberação de substrato em maior quantidade para a levedura produzir etanol.

No início da safra, as primeiras fermentações são feitas com aplicação mínima de ácido sulfúrico e o uso de antibiótico não é necessário devido ao uso de levedura nova e limpa. Com a passagem dos ciclos de fermentação, a contaminação bacteriana começa a ter efeito negativo no rendimento do processo e a levedura passa a ser tratada com mais ácido e auxílio de antibióticos.

É importante mencionar que os antibióticos usados nas dorcas de fermentação são termoestáveis, indicando sua eventual presença, ainda na forma ativa, na vinhaça (BRASMETANO, 2011). Dessa forma, os antibióticos aplicados no solo em composições, combinações, e concentrações não conhecidas podem criar resistências complexas em organismos presentes no solo ou mesmo exterminá-los. Outra possibilidade é que sejam atingidos níveis de toxicidade crônica desses antibióticos ou dos metabólitos de sua degradação em águas subterrâneas ou superficiais.

Em Poveda (2014), esses compostos (antibióticos) foram considerados em quatro cenários econômicos e ambiental do processamento da vinhaça com aproveitamento energético: (1) Concentração evaporativa; (2) Biodigestão anaeróbia com geração de eletricidade; (3) Incineração com geração de eletricidade; e (4) Biodigestão com concentração e uso veicular do biometano.

No cenário 1, a reutilização da água do condensado para a produção do álcool diminuiria o consumo de água da planta causando, portanto, redução de consumo de antibióticos. Um impacto colateral positivo a ser considerado nos cenários 2 e 3 é a necessidade de eliminar o uso de antibióticos termoestáveis no controle da fermentação alcoólica, com o fim de viabilizar o processo de biodigestão da vinhaça. Supondo que os ganhos econômicos derivados da produção e do uso de biogás fossem superiores aos custos de substituição de antibióticos termostáveis, a biodigestão seria uma opção para evitar a emissão desses compostos ati-

vos na natureza. Finalmente, com a incineração (cenário 4), os resíduos de antibióticos ativos presentes na vinhaça seriam totalmente eliminados juntamente com seus impactos potenciais. O autor não realizou uma análise de viabilidade econômica da eliminação do uso dos antibióticos termoestáveis nas dornas de fermentação, nem determinou o potencial impacto da dispersão de antibióticos no meio ambiente pela dificuldade de se obter dados reais sobre o uso de antibióticos.

Independentemente da velocidade e do estágio de desenvolvimento das biorrefinarias de cana-de-açúcar e das políticas públicas do biogás no Brasil, identifica-se que ambas estão recebendo incentivos e seguem num fluxo de mesmo sentido. Todavia, as “apostas” de grandes usinas brasileiras na tecnologia do biogás (i.e., biodigestão ou digestão anaeróbia) estão sendo feitas numa tecnologia conservadora e longe do ótimo, em comparação com as configurações modernas de reatores biológicos disponíveis comercialmente. A mesma se baseia numa “tecnologia” amplamente difundida nas fazendas da União Europeia², em especial, na Alemanha, Reino Unido, Itália e França, e consiste numa lagoa ou tanque coberto com uma lona de PVC para reter o biogás produzido durante o processo de digestão anaeróbia, geralmente, a partir de resíduos sólidos de animais (i.e., resíduos com alto teor de sólidos e produção continuada). Os casos da planta piloto na Usina Iracema em São Paulo e da planta em maior escala da Geo-Energética no Paraná são exceções que confirmam a regra, conforme discutido adiante nesta publicação.

Há vantagens da tecnologia de lagoas cobertas, em relação as demais configurações de biorreatores. Dentre elas tem-se: facilitação

² A produção de biogás, em termos de energia primária na União Europeia, equivale a 10.086 tep. ano⁻¹. Esse valor representa a produção de biogás efetivamente convertida em energia e, assim, exclui as quantidades de biogás queimadas no flare. 50,2% da produção de biogás é feita pela Alemanha (5.066 tep. ano⁻¹). Reino Unido (1.765 tep. ano⁻¹) é o segundo produtor da União Europeia, seguido pela Itália (1.096 tep. ano⁻¹) e França (350 tep. ano⁻¹). A unidade tep representa tonelada equivalente de petróleo (Raboni & Urbini, 2014).

dade de construção, operação e manutenção, e respectivos custos reduzidos. Em contraste, tem-se, elevados requisitos de área de construção a fim de atender a baixa carga orgânica volumétrica (COVa) suportada pelo sistema entre 0,25 – 1 kg_{DQO}/m³.dia, resultando em alto TRH - entre 3 e 6 dias³ (SABESP, 2009). Esses valores são definitivamente ultrapassados, quando comparados com os obtidos em reatores de altas taxas, porém, em escala laboratorial. Ferraz Júnior *et al.* (2013; 2016) e Fuess *et al.* (2017) otimizaram um sistema de biodigestão de vinhaça (COVa de 25 – 30 kg_{DQO}/m³.d e TRH inferior a 1 dia), e reportaram rendimento médio de metano próximo a 90% do teórico máximo.

O incentivo e a aplicação da “tecnologia” de lagoas cobertas em usinas de cana-de-açúcar representam um atraso nos cenários de produção e uso do biogás no Brasil. Talvez, a insistência nessa “tecnologia”, por parte das usinas, seja justificada por mentalidade conservadora ou por algum comodismo inconsciente, adquirido ao longo dos anos, devido à falta de políticas públicas ambientais⁴.

3.1.4. Resíduos Sólidos Urbanos (RSU)

Segundo a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), os resíduos sólidos são aqueles nos estados sólido ou semissólido que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Estão incluídos nesta definição os resíduos provenientes de sistemas de tratamento de água e esgoto, os resíduos gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos que são impossibilitados de serem lançados em corpos

³ Valores comumente adotados para dimensionamento de lagoas anaeróbias aplicadas ao tratamento de esgoto doméstico.

⁴ A disposição de vinhaça no solo é baseada apenas no conteúdo máximo de potássio de 400 kg K₂O ha⁻¹ ano⁻¹, conforme preconizado em CETESB, (1985); (2006).

d'água devido suas particularidades ou que exijam soluções técnicas e economicamente inviáveis diante da melhor tecnologia disponível (ABNT, 2004).

Os denominados resíduos sólidos urbanos (RSU) são os resíduos de origem domiciliar, de poda, varrição, comercial e industrial, e que não são perigosos, conforme a classificação estabelecida no Art. 13º da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) — Lei nº 12.305 de 2 de agosto de 2010, regulamentada pelo Decreto nº 7.404, de 23 de dezembro de 2010.

O gerenciamento das quantidades cada vez maiores de RSU é um grande desafio, tanto pelos impactos ambientais como pelos impactos na saúde da população. Infelizmente, nem todo o RSU gerado no Brasil é coletado. A parcela da população que não é atendida pelo serviço de coleta muitas vezes descarta seus resíduos em lugares inapropriados como em terrenos baldios, praças públicas, rios, etc., ocasionando problemas de saúde da população devido ao aumento de doenças e à contaminação das águas. Além disso, grande quantidade de RSU coletado no país ainda é disposta inadequadamente em lixões ou aterros controlados, conforme apresentado no item 5.4 da Parte I desta publicação.

O lixão é caracterizado pela descarga de resíduos no solo, a céu aberto, sem que haja medidas de proteção ambiental ou à saúde da população. Os resíduos depositados em lixões não são controlados, ou seja, há incertezas quanto à quantidade e tipos de resíduos, podendo ser depositado resíduos de baixa periculosidade, como os provenientes de domicílios e comércios, juntamente com resíduos de alto poder poluidor, como é o caso dos hospitalares e industriais.

Os lixões ainda apresentam outros problemas associados, tais como: proliferação de animais como urubus e ratos, além de insetos; presença de catadores que, em muitos casos, podem até residir no local, prejudicando a saúde dessas pessoas; contaminação de água subterrânea e lençol freático, entre outros. Além disso, os lixões são implementados sem nenhum critério técnico de disposição de resíduos.

O aterro controlado é uma solução intermediária entre o lixão e o aterro sanitário. Consiste em uma tentativa de transformar lixões em aterros, minimizando os impactos ambientais associados ao acúmulo de RSU em áreas sem nenhum tipo de tratamento. São utilizadas algumas técnicas de engenharia para aterrar o lixo, evitando que o mesmo fique exposto e favoreça a proliferação de doenças. Este tipo de tratamento também ameniza o cheiro do lixo e a consequente proliferação de insetos e animais em busca de alimentos, como acontece nos lixões. No entanto, o aterro controlado ainda é uma forma de disposição de resíduos sólidos ambientalmente inadequada, pois não pratica medidas de proteção, como a impermeabilização do solo ou o controle dos gases gerados pela decomposição, comprometendo a qualidade do solo, das águas subterrâneas e do ar.

O aterro sanitário consiste na correta disposição de resíduos sob o ponto de vista ambiental, pois são utilizados critérios técnicos de engenharia para o confinamento e compactação dos resíduos, reduzindo-os a uma menor área e volume possível. Deve atender as normas ambientais vigentes e normas operacionais específicas a fim de se evitar (ou minimizar) os impactos negativos à saúde pública e ao meio ambiente em geral. Geralmente, a impermeabilização do solo em um aterro sanitário é realizada por meio de camadas de argila e geomembrana de PEAD (Polietileno de Alta Densidade) para evitar a contaminação do solo por meio da infiltração de chorume. Deve haver, também, sistema de extração do biogás e de chorume do interior do aterro. O chorume é escoado para tanques de armazenamento e/ou sistema de tratamento.

Vale salientar que o processo de extração do biogás em aterros sanitários é incompleto, pois permite a recuperação de 40 a 60% do total de biogás produzido, devido a sua eficiência de coleta.

Como preconizado pela PNRS, o resíduo deve ser tratado e transformado em material inerte (rejeito) antes de ser depositado no aterro. Esse tratamento pode ser feito por maneiras e tecnologias diversas, incrementando a recuperação energética e por consequência, a energia gerada a ser inserida no Sistema Interligado Nacional (SIN).

Há tecnologias capazes de promover soluções sustentáveis que visem o correto tratamento dos RSU e/ou sua correta destinação, além da possibilidade de geração de energia, proporcionando a redução do consumo de combustíveis fósseis.

A efetivação do aproveitamento energético do biogás a partir de RSU no Brasil depende de diversos fatores, dentre eles a adequação dos municípios frente às diretrizes da PNRS. Grande parte dos problemas deve-se à falta de recursos financeiros para a inserção de novas tecnologias, que requerem elevados investimentos. Para municípios de pequeno porte (menos de 50.000 habitantes), que geralmente não possuem esses recursos, o ideal seria realizar consórcios intermunicipais. Entretanto, muitos dos grandes centros urbanos também enfrentam as mesmas dificuldades para arcar esse tipo de investimento, forçando-os a recorrer às Parcerias Públicos Privadas (PPP).

Segundo Barros, Filho e Silva (2014), em cidades a partir de 200.000 habitantes já é viável economicamente gerar energia elétrica a partir de biogás de aterro. No entanto, a PNRS impede a disposição de RSU em aterros sem tratamento anterior. Deve-se destacar que custo de implantação e manutenção de um aterro é muito inferior de uma usina de incineração, por exemplo, e que cidades pequenas sem aglomerados populacionais ainda possuem áreas disponíveis para a implantação de aterros, diferentemente das grandes cidades.

No entanto, quaisquer que sejam as tecnologias utilizadas para o tratamento e/ou disposição dos resíduos, estas comumente enfrentam grande rejeição por parte da população na sua implantação próximo às comunidades, muitas vezes pelo risco de poluição local e com impactos na saúde da população. A incineração tem enfrentado, constantemente, a reprovação dos movimentos sociais relacionados aos catadores, que acreditam que com a implantação desta tecnologia haverá diminuição de renda e emprego. Este fato tem dificultado a inserção desta tecnologia no Brasil. Mas vale ressaltar que a coleta seletiva ainda é inexpressiva no nosso país, o que acaba por incentivar as cooperati-

vas de catadores. No que se refere às tecnologias waste-to-energy, verifica-se atualmente no Brasil um interesse pela gaseificação de RSU em pequenos municípios.

3.2 Processo de Codigestão Anaeróbia

O processo de codigestão anaeróbia, também realizado em biodigestores, consiste na degradação anaeróbia de dois ou mais substratos. Este tipo de processo começou a ser implementado recentemente com o objetivo de reduzir alguns inconvenientes da biodigestão de um único tipo de resíduo, como por exemplo o equilíbrio de nutrientes e de material orgânico com maior potencial de biodegradabilidade, proporcionando maior estabilização do processo.

A codigestão anaeróbia pode ser realizada a partir de diferentes tipos de resíduos, dentre eles esgoto sanitário, resíduos orgânico dos RSU, restos de poda, dejetos animais, resíduos agroindustriais de origem animal e outros. Entretanto, é necessário que haja uma relação de mistura adequada entre eles para facilitar a biodigestão, aumentar a taxa de produção de biogás e melhorar a qualidade do fertilizante produzido, além de proporcionar melhor viabilidade da planta de tratamento.

4

PRINCIPAIS TECNOLOGIAS DE APROVEITAMENTO ENERGÉTICO DO BIOGÁS

Existem diversas opções para converter o biogás em energia. Alguns fatores, tais como objetivos do projeto, políticas energéticas e disponibilidade de infraestrutura e mercado para os subprodutos podem direcionar qual é o melhor uso final para o biogás.

Ao contrário de alternativas de energia renovável intrinsecamente intermitentes, como a energia eólica e solar, o biogás é uma fonte contínua de energia e com alto fator de capacidade.

A conversão energética do biogás consiste na transformação da energia química do gás em energia térmica ou em mecânica, por meio do processo de combustão controlada. A energia mecânica produzida ativa um gerador, que por sua vez a converte em energia elétrica.

Dentre as tecnologias disponíveis e mais utilizadas para o aproveitamento energético do biogás, destacam-se os motores ciclo Otto e as microturbinas a gás. O biogás também pode ser utilizado para a geração de energia térmica por meio da sua queima direta em caldeiras ou fornos.

Os sistemas combinados de calor e energia (cogeração ou *Combined Heat and Power* – CHP) aumentam a eficiência energética global dos sistemas de aproveitamento energético, produzindo simultaneamente calor e eletricidade a partir da mesma quantidade de combustível, que podem ser usados para aquecimento, resfriamento, desumidificação ou outras aplicações de processo.

O biogás, após passar por um sistema adequado de limpeza, pode também ser alimentado em células a combustível, que convertem o biogás diretamente em eletricidade, com grandes vantagens em termos de eficiência energética. Assim como nos motores, os sistemas de células de combustível podem ser configurados para produzir calor e energia elétrica. Determinados sistemas de células de combustível também podem ser configurados para produzir hidrogênio puro, além de calor e energia elétrica, processo conhecido como trigeração. Estes aspectos não serão abordados nesta obra por se tratar de tecnologia ainda em desenvolvimento no país.

Este capítulo destina-se a apresentar brevemente as principais tecnologias já comercializadas para conversão de biogás em energia térmica e/ou elétrica.

4.1. Motor de Combustão Interna Ciclo Otto

Os motores ciclo Otto são máquinas térmicas onde ocorre a transformação da energia química do combustível (neste caso o biogás) em energia mecânica por meio da combustão da mistura de ar e combustível. Geralmente são motores a gasolina adaptados para operarem com biogás. Também se pode usar motores tipo diesel para operação diesel-biogás.

Os motores de combustão interna do tipo ciclo Otto a gás operam em regime diferente dos motores a diesel. Segundo ER-BR, 2017, a conversão consiste em modificações não apenas nos cabeçotes para instalação de velas e rebaixamento dos pistões a fim de reduzir a pressão de combustão: exige, também, a industrialização total do motor por meio do redimensionamento do sistema de arrefecimento, turbina, ignição e injeção eletrônica para cada tipo de gás utilizado como combustível (biogás com alto, médio ou baixo teor de metano, ou ainda GNV ou gás de síntese). Por isso é importante que a

industrialização do motor seja realizada conforme as características específicas de combustão e injeção do gás a ser utilizado.

As Figuras 4.1 e 4.2 apresentam grupos geradores a biogás (motor ciclo Otto de combustão interna a biogás e gerador) de 120 kVA e 420 kVA, respectivamente.



Figura 4.1 – Grupo gerador a biogás de 120 kVA.

Fonte: ER-BR, 2018.



Figura 4.2 – Grupo gerador a biogás de 420 kVA.

Fonte: ER-BR, 2018.

4.2. Microturbina a Gás

As microturbinas (Figura 4.3) são máquinas térmicas que operam segundo o ciclo Brayton ou ciclo a ar: por meio da combustão do biogás e expansão dos gases quentes, gera-se energia elétrica. No entanto, diferentemente de turbinas a gás convencionais, que opera, e elevadas potências, as microturbinas operam na faixa de 20 kW a 1 MW (daí o nome de microturbinas). Estes equipamentos evoluíram das aplicações das turbinas, principalmente na indústria automotiva e operam com elevada velocidade de rotação e diversos tipos de combustíveis, dentre eles o biogás.



Figura 4.3 – Microturbina a gás.

Fonte: Capstone, 2018.

Quando comparada ao motor ciclo Otto, as emissões atmosféricas da microturbina são mais baixas, em alguns casos podendo chegar a menos que 9 ppm (parte por milhão) de emissão de NO_x quando operada em plena carga com gás natural (FILHO & BONA, 2004).

Além disso as microturbinas são de fácil instalação; apresentam baixo nível de ruído e vibração e possuem dimensões reduzidas, podendo ser implementadas em módulos (conexão em paralelo sem a necessidade de equipamentos adicionais) e em local aberto, conforme mostra a Figura 4.4.



Figura 4.4 – Microturbina a gás implementada em módulos e em local aberto.

Fonte: Capstone, 2018.

Quando operada com biogás, a microturbina necessita de um rígido sistema de limpeza do gás para remoção de umidade e H_2S , além de sua remodelação, uma vez que o biogás possui baixo poder calorífico, quando comparado ao gás natural. No caso do biogás de aterro ou ETE, há ainda a necessidade de retirada dos siloxanos (compostos derivados de produtos cosméticos e detergentes) presentes.

4.3. Sistemas de Ciclo a Vapor

Os sistemas de ciclo a vapor funcionam de acordo com o ciclo Rankine, que consiste basicamente em caldeira, turbina, condensador e bomba. Neste ciclo, o calor proveniente da combustão do gás é utilizado na caldeira para geração de vapor d'água. O vapor

pode ser utilizado tanto em processos industriais, como também pode alimentar uma turbina a vapor acoplada a um gerador para a geração de energia elétrica.

As turbinas a vapor utilizam o vapor gerado nas caldeiras (combustão externa), diferentemente dos motores ou micro-turbinas a biogás. O vapor gerado pela caldeira, a alta pressão e temperatura, movimentam as palhetas da turbina, que dá origem à energia mecânica. Por se tratar de um sistema de combustão externa, pode-se utilizar diversos tipos de combustíveis líquidos ou gasosos, dentre eles o biogás (GEHRING, 2014).

O rendimento térmico obtido por meio deste sistema é de cerca de 30-33% (ICLEI, 2009). Para a operação do sistema utilizando biogás como combustível, é necessário que sejam realizadas adequações nos equipamentos, principalmente nas caldeiras. É necessário, também, que haja um sistema de monitoramento e controle, principalmente da umidade, a fim de se evitar possíveis danos nos equipamentos, como a corrosão.

5

PANORAMA ATUAL DOS SUBSTRATOS NO BRASIL

Os itens a seguir apresentam o panorama dos substratos analisados neste trabalho, passíveis de tratamento anaeróbico e produção de biogás.

5.1. Esgoto Sanitário

Conforme a última publicação do Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento, a média do índice de atendimento total com rede coletora de esgoto no país foi de 51,9% em 2016. Já o índice de atendimento urbano de coleta de esgoto foi de 59,7% (SNIS, 2016).

Se a coleta de esgoto ainda é um serviço deficiente em grande parte do País, o tratamento é algo ainda mais incomum. O documento aponta ainda que o índice médio de tratamento de esgoto coletado, que indica a parcela de esgoto tratado em relação a parcela de esgoto coletado, foi de 74,9% em 2016 (SNIS, 2016).

A Tabela 5.1 apresenta os níveis de atendimento com rede de esgoto dos municípios em 2016, segundo as regiões geográficas.

Tabela 5.1 – Níveis de atendimento com rede de esgoto dos municípios em 2016, segundo as regiões geográficas

Região	Índice de atendimento com rede (%)		Índice de tratamento de esgoto (%)	
	Coleta de esgoto		Esgoto gerado	Esgoto coletado
	Total	Urbano	Total	Total
Norte	10,5	13,4	18,3	81,0
Nordeste	26,8	34,7	36,2	79,7
Sudeste	78,6	83,2	48,8	69,0
Sul	42,5	49,0	43,9	92,9
Centro-Oeste	51,5	56,7	52,6	92,1
Brasil	51,9	59,7	44,9	74,9

Fonte: SNIS, 2016.

Por meio dos dados apresentados, pode-se observar que pouco mais da metade dos municípios realizam a coleta de esgoto no país. Entretanto, boa parte (cerca de 25%) desse esgoto coletado não é tratado antes de ser lançado em corpos d'água. Isso significa que cerca de 1.500.000 mil m³ de esgoto é descartado de maneira incorreta, ocasionando poluição dos recursos hídricos e afetando diretamente a saúde da população. Sendo assim, esses dados apontam que o Brasil continua com dificuldades em atender a demanda de coleta e tratamento de esgoto dos seus municípios.

Visando à universalização do saneamento básico no estado, o Governo do estado de São Paulo criou o Programa Água Limpa, instituído pelo Decreto nº 52.697, de 7 de fevereiro de 2008, uma ação conjunta da Secretaria Estadual de Saneamento e Recursos Hídricos, do DAEE (Departamento de Águas e Energia Elétrica) e da Secretaria Estadual da Saúde, executado em parceria com as prefeituras. Este programa do Governo paulista objetiva a implementação de sistemas de tratamento de esgoto em municípios de até 50 mil habitantes que não são atendidos pela Sabesp. O progra-

ma é responsável pela elaboração dos projetos executivos e pelas obras projetadas de Interceptores, Emissários, Estações Elevatórias e Sistemas de Tratamento de Esgoto. Cabe aos municípios o licenciamento dos projetos junto aos órgãos ambientais, bem como a disponibilidade da área para a implementação dos projetos.

Com a implementação do Programa, são evitados os despejos incorretos de esgoto nos cursos d'água, o que reduz os impactos negativos ao meio ambiente e à população, além de permitir, em muitos casos, a redução de custos com o tratamento de água para abastecimento. Sendo assim, o Programa acaba não se restringindo apenas ao município atendido, e sim a toda a bacia hidrográfica que compõe o manancial beneficiado.

Além de melhorias na qualidade de vida das pessoas, o Programa busca alcançar a médio/longo prazo a recuperação das águas dos rios e córregos em suas bacias hidrográficas, proporcionando também a melhoria da qualidade hídrica necessária para um desenvolvimento sustentável.

Neste contexto, observa-se a existência de uma sinergia importante entre o aproveitamento energético do biogás das ETE's e o saneamento básico, pois a geração de energia a partir do biogás pode contribuir para a viabilidade econômica da ETE. O projeto conjunto da USP com a SAPESP – Projeto ENERGEN-BIOG “Instalação e Testes de uma Unidade de Demonstração de Geração de Energia Elétrica a partir de Biogás de Tratamento de Esgoto” (CENBIO/IEE/USP, 2004) – procurou demonstrar este aspecto importante; e a recente planta piloto da SABESP na ETE de Franca, no estado de São Paulo, tem objetivos semelhantes (MIKI, 2018).

5.2. Resíduos Animais

A agropecuária contribui com mais de 35% das emissões de GEE do país (MCTI, 2013), ocupando atualmente o primeiro lugar entre os setores envolvidos, conforme a Tabela 5.1. Observa-se, entretanto, que o setor energético ocupa atualmente o segundo lugar, refletindo o aumento significativo do consumo dos combustíveis fósseis nos diversos segmentos.

Tabela 5.2 – Emissões brasileiras de gases de efeito estufa em termos de setores

Setores	1990	1995	2000	2005	2010	Variação	
	Gg ¹ CO ₂ eq					1995 – 2005	2005 – 2010
Energia	191.543	232.430	301.096	328.808	399.302	41,5%	21,4%
Processos Industriais	52.536	63.065	71.673	77.943	82.048	23,6%	5,3%
Agropecuária	303.772	335.775	347.878	415.713	437.226	23,8%	5,2%
Florestas	815.965	1.950.084	1.324.371	1.167.917	279.163	-40,1%	-76,1%
Resíduos	28.939	33.808	38.550	41.880	48.737	23,9%	16,4%
TOTAL	1.392.756	2.615.162	2.083.570	2.083.260	1.246.477	-22,3%	-38,7%

Fonte: MCTI, 2013.

A Figura 5.1 ilustra a evolução das emissões de GEE no país desde 1990, na qual fica clara a importância do setor agropecuário nas emissões globais, principalmente considerando a recente redução significativa nas emissões devidas à mudança no uso da terra e florestas.

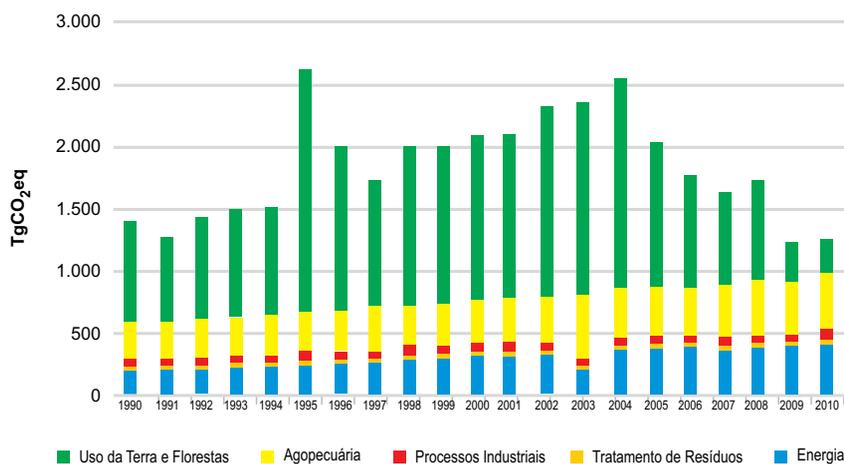


Figura 5.1 – Emissões brasileiras de gases de efeito estufa em CO₂eq – Período 1990-2010.

Fonte: MCTI, 2013.

O elevado índice de emissões de GEE na atividade agropecuária se deve a vários fatores, que incluem a emissão de metano pelos ruminantes e a mudança de uso do solo causada pela expansão da atividade pecuária e novas culturas principalmente a soja, nas quais também se tem como finalidade a alimentação animal.

Este setor agropecuário é muitas vezes considerado como responsável por elevados impactos ambientais. Estes impactos estão geralmente relacionados ao principal método de criação de bovinos no país: o sistema extensivo, que se caracteriza pelo baixo investimento em formação e manutenção de pastagem (DE ZEN *et al.*, 2008). Porém, já estão ocorrendo mudanças no processo de criação, no qual parte da engorda é feita por confinamento, chamada de pecuária semi-intensiva, pois após a criação no pasto (extensiva), tem-se a engorda no confinamento (intensiva).

O método de criação intensiva se caracteriza pelo confinamento do animal, geralmente alimentado com ração e água. O objetivo desse método é aumentar a produtividade dos animais em espaço reduzido e por menor tempo, o que pode acelerar o retorno de investimento (TESTON, 2010).

Entretanto, a criação intensiva também está atrelada a impactos negativos ao meio ambiente devido à geração de resíduos líquidos e ao acúmulo de dejetos com altas concentrações de carga orgânica, que podem causar poluição local, com consequências em toda a área de influência indireta, principalmente pela contaminação de recursos hídricos (MANSO & FERREIRA, 2007). Por isso, o correto manejo e tratamento desses resíduos é importante tanto para o meio ambiente quanto para a saúde da população.

O estado de São Paulo é o segundo estado com maior rebanho no país, com cerca de 11 milhões de cabeça de bovinos, 1,5 milhões de suínos e 171 milhões de galos e frangos no ano de 2015 (COLUNA, 2016).

Conforme o Censo de Confinamento Bovino, elaborado pela Associação Nacional dos Confinadores (ASSOCON, 2012), a região Centro-Oeste e os estados de São Paulo e Minas Gerais concen-

tram juntos 92% dos bovinos confinados. O estado de Goiás possui 29,88% dos animais confinados, seguido por Mato Grosso com 26,39%, São Paulo com 16,02% e Mato Grosso do Sul com 10,19%.

O rebanho suíno não é muito significativo no estado de São Paulo, pois tem como objetivo principal o mercado estadual de carne resfriada, com exceção de alguns fabricantes de embutidos tradicionais e de qualidade diferenciada.

De acordo com Coluna (2016) as práticas de suinocultura entre as regiões Sul e Sudeste são diferentes. A suinocultura paulista por exemplo, não possui concentração em conglomerados de processamento, onde a produção de animais para o abate é obtida pelo sistema de integração aos abatedouros, diferente do que acontece no Sul do país. Em São Paulo, a suinocultura é praticada por diversos produtores, normalmente independentes, que podem ou não estar vinculados aos abatedouros, e que se especializaram na produção de carne resfriada para o mercado local e/ou na de embutidos.

Verifica-se, portanto, a importância da adequada disposição dos dejetos animais provenientes destas atividades, em contínuo crescimento no estado de São Paulo e no país.

O adequado tratamento destes resíduos, em particular através da biodigestão, permite o aproveitamento energético do biogás, com vantagens para os produtores rurais, e a redução dos impactos ambientais locais e globais (GEE).

No caso das emissões de GEE, é importante notar que as emissões provenientes dos dejetos animais no país representam cerca de 5% das emissões do setor agropecuário. Somando-se às emissões de GEE devidas ao uso de dejetos como adubo para o solo, a contribuição desta fonte se eleva para 15% (IMAFLORA, 2015).

Todos estes aspectos ilustram a relevância do processo de biodigestão dos resíduos para o setor.

5.3. Vinhaça

Como já mencionado anteriormente, dentre as diferentes fontes para produção de biogás destaca-se a vinhaça, subproduto da destilação do etanol. A vinhaça é produzida em grandes quantidades (10 a 12 L de vinhaça por litro de etanol) e é um produto altamente poluente, sendo proibido o seu descarte em corpos d'água ou seu uso indiscriminado para irrigação.

O seu uso atual é para fertirrigação, prática adotada pelo setor agroindustrial canavieiro em todo o território nacional com o objetivo de fertilizar o solo e, ao mesmo tempo, prover a chamada irrigação de salvamento nas plantações de cana, principalmente nas regiões Centro Oeste e Sudeste, onde as plantações utilizam apenas água da chuva (ANA, 2017). Esta prática requer cuidados para que não ocorra a contaminação do lençol freático, como recomendado e fiscalizado pela agência ambiental do estado. Estudos anteriores já analisaram os impactos ambientais da vinhaça e as diferentes opções de tratamento (POVEDA, 2014), mas o uso em fertirrigação continua a ser o mais comum.

Atualmente, segundo a Agência Nacional de Águas (ANA, 2017), 98,7% das plantações de cana nas regiões CO e SE utilizam a vinhaça para fertirrigação (em complementação à água da chuva). Segundo Cortez *et al.* (1992) alguns fatores contribuíram para a ampla difusão desta prática:

- Baixo investimento inicial (os equipamentos necessários para a fertirrigação são: caminhões, tanques de decantação, bombas e dutos);
- Não envolve uso de tecnologia complexa;
- Baixo custo de manutenção por não requerer mão de obra especializada;
- Rápida disposição da vinhaça a ser aplicada no solo, não necessitando de reservatórios reguladores;

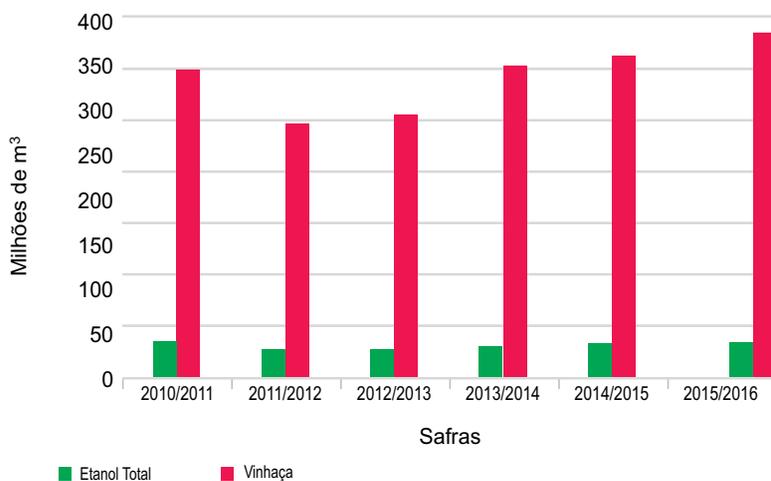
- Obtenção de lucro por meio da reciclagem do potássio no solo, possibilitando ganhos compatíveis com o investimento;
- Redução no consumo de fertilizantes químicos;
- Aumento de produtividade da safra de cana e, conseqüentemente, aumento na produtividade do açúcar.

Mesmo diante das vantagens apresentadas e sob a ótica de proteção dos recursos naturais, ainda restam dúvidas quanto aos efeitos de longo prazo da aplicação da vinhaça no solo (CORTEZ *et al.*, 1992).

O uso da vinhaça para fertirrigar a cultura canavieira tem sido a solução empregada pelas usinas para destinar o enorme volume produzido diariamente. A aplicação sem critérios adequados de dosagem da vinhaça ao solo pode causar um desequilíbrio de nutrientes e gerar resultados diferentes dos esperados (POVEDA, 2014).

Por este motivo, no estado de São Paulo, por exemplo, a Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB) recomenda desde 2006 que a vinhaça seja aplicada no solo conforme a Norma P4.231. Esta Norma apresenta uma metodologia para que o volume de vinhaça aplicado ao solo seja determinado conforme as características físico-químicas deste resíduo e conforme as características do solo, em particular o conteúdo de potássio (POVEDA, 2014).

A Figura 5.2 apresenta a produção estimada de vinhaça no Brasil nas últimas safras de acordo com a fonte de dados da UNICA (União da Indústria de Cana-de-Açúcar) referente a produção de etanol total.



Nota: para a estimativa de produção de vinhaça considerou-se 12 litros de vinhaça por litro de etanol produzido

Figura 5.2 – Produção estimada de vinhaça no Brasil nas últimas safras.

Fonte: Adaptado de UNICA, 2017.

Tendo em vista estas considerações, a continuidade de seu uso requer estudos detalhados sobre os impactos ambientais e sobre a melhor forma de disposição.

Neste contexto, o processo de biodigestão de vinhaça pode ser uma opção interessante do ponto de vista ambiental e econômico para o setor. Espera-se que as experiências existentes em São Paulo e no Paraná incentivem a sua implementação em maior escala no país.

5.4. Resíduos Sólidos Urbanos

De acordo com a última publicação do Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil, elaborado pela Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE) em 2015 foram gerados 218.874 toneladas por dia de RSU no Brasil e desses, apenas 198.750 toneladas foram coletados (ABRELPE,

2016). Isso significa que mais de 7 milhões de toneladas de RSU não foram coletadas e acabaram sendo destinadas de maneira incorreta, acarretando em poluição do meio ambiente e impactos negativos à saúde da população.

Ainda de acordo com a ABRELPE (2016), de todo o resíduo coletado no país (pouco mais de 90% em relação ao resíduo gerado), apenas 58,7% é encaminhado para aterros sanitários, o que significa que cerca de 82 mil toneladas de RSU são enviadas, diariamente, a aterros controlados ou lixões, onde não recebem o tratamento final adequado. Diante deste cenário percebe-se que a destinação final e adequada de RSU no Brasil está longe da situação ideal.

A PNRS dispõe a respeito dos princípios, objetivos e instrumentos para sua implantação, assim como estabelece as diretrizes relativas à gestão integrada e o gerenciamento dos resíduos sólidos que refletem a não geração, a redução, reutilização, reciclagem, tratamento dos resíduos sólidos e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos. Em seu art. 3º, inciso VII, é definido como destinação final ambientalmente adequada a destinação de resíduos que inclui a reutilização, a reciclagem, a compostagem, a recuperação e o aproveitamento energético ou outras destinações admitidas pelos órgãos competentes do SISNAMA (Sistema Nacional do Meio Ambiente), do SNVS (Sistema Nacional de Vigilância Sanitária) e do SUASA (Sistema Unificado de Atenção à Sanidade Agropecuária), entre elas a disposição final, observando normas operacionais específicas.

Para a disposição de rejeitos em aterros sanitários e cumprimento das diretrizes da PNRS, os RSU devem ser bem gerenciados pelo município, abrangendo a coleta seletiva e, se possível, o tratamento dos resíduos orgânicos.

Conforme a Lei nº 12.305/10 e desde a sua implementação, os municípios tiveram quatro anos para se adequarem às exigências da PNRS e acabar com os lixões, vencendo o prazo em agosto de 2014. Esse prazo foi estipulado como parte das metas dos planos de gerenciamento de resíduos estaduais e/ou municipais que devem abordar desde a coleta seletiva até a disposição dos rejeitos

em aterros sanitários. Além disso, os planos também devem conter o estabelecimento de metas de redução da geração de RSU.

Entretanto, o prazo inicial estabelecido pela Lei não foi cumprido pela maioria dos municípios e, então, foi prorrogado para 2017 e depois prorrogado novamente para 31 de julho de 2018 para capitais e municípios de região metropolitana, 2019 para municípios com mais de 100 mil habitantes, 2020 para municípios que possuem entre 50 e 100 mil habitantes e 2021 para municípios com menos de 50 mil habitantes.

A lei não trata especialmente do fim dos lixões. Entretanto, esta é uma consequência do correto tratamento dos resíduos e da disposição ambientalmente correta dos rejeitos, que devem fazer parte do planos de gerenciamento de resíduos de cada município, refletindo as diretrizes da PNRS.

Neste contexto, verifica-se que a disposição em aterros sanitários ainda será uma realidade no Brasil por bastante tempo, e o aproveitamento energético do biogás de aterros certamente uma opção economicamente interessante para o país.

6

DISCUSSÃO DAS TECNOLOGIAS DE PRODUÇÃO E USO DE BIOGÁS

6.1. Aspectos Técnicos – Produção e Uso do Biogás

6.1.1. Biodigestores

Conforme citado anteriormente, a tecnologia mais utilizada para a biodigestão anaeróbia de efluentes, principalmente esgoto doméstico, é o biodigestor UASB (ou RAFA).

Este tipo de biodigestor é dotado de um sistema apropriado de distribuição da vazão de alimentação e dispensa a recirculação do efluente para fins de fluidificação, pois o contato necessário entre a água residuária e o lodo é eficiente, uma vez que o próprio gás gerado no seio da manta de lodo é suficiente para manter o lodo fluidificado e garantir um bom nível de mistura e até a granulação do lodo.

O volume do biodigestor UASB, em relação a outros reatores, é sensivelmente menor, o que o torna extremamente eficiente, em virtude da retenção do lodo por períodos longos (semanas, meses ou até mesmo anos), enquanto que o tempo de retenção hidráulica pode ser bastante baixo (horas) (NOVA ERA AMBIENTAL, 2018b).

Para o dimensionamento deste tipo de biodigestor, empregam-se os seguintes parâmetros (NOVA ERA AMBIENTAL, 2018b):

- Carga orgânica aplicada:
 - Para despejos concentrados: valor máximo de 6 a 8 Kg DQO/m³.dia
 - Para despejos com baixa concentração: em torno de 1,5 Kg DQO/m³.dia
- Altura do reator:
 - Para despejos concentrados: máxima altura de 5 a 6 m
 - Para despejos com baixa concentração: de 3 a 4 m
- Distribuição de fundo do reator deve ser a mais uniforme, assim:
 - Para despejos com alta concentração: 1 ponto para 7 a 10 m²
 - Para despejos com baixa concentração: 1 ponto para 1 a 3 m²
- Saída do líquido: A saída do líquido ocorre pela parte superior, fluxo ascendente e deve ser a mais uniforme possível. Recomenda-se vertedores reguláveis para o ajuste do fluxo de líquido.

O decantador interno permite que as partículas de lodo retornem à zona de digestão, assegurando o tempo de retenção adequado de sólidos e a obtenção de altas concentrações de lodo anaeróbio no reator.

As lagoas também são utilizadas para o tratamento anaeróbio de efluentes. Entretanto, as lagoas apresentam baixa eficiência de remoção de carga orgânica quando comparadas com o biodigestor UASB, por exemplo.

Carga orgânica aplicada (COA) é o parâmetro usualmente adotado para o dimensionamento, principalmente no caso de lagoas empregadas no tratamento de efluentes industriais, nos quais a concentração da DBO é mais elevada do que o esgoto sanitário.

Os valores de COA mais usuais aplicados a esgoto sanitário estão na faixa entre 0,1 a 0,3 $\text{kg}_{\text{DBO}}/\text{m}^3\cdot\text{dia}$, que são utilizados em função da temperatura média na qual a lagoa ficará submetida (VON SPERLING, 1996).

Alguns autores empregam o parâmetro de carga orgânica superficial aplicada (COSA), para o dimensionamento das lagoas anaeróbias, porém este parâmetro é muito pouco empregado.

As recomendações quanto os valores de COSA variam de acordo com o autor, como, por exemplo, de 530 a 2.300 $\text{kg}_{\text{DBO}}/\text{ha}\cdot\text{dia}$, na faixa de temperatura superior a 18°C e TRH de 4,0 a 10 dias, podendo chegar a uma faixa de 280 a 4.500 $\text{kg}_{\text{DBO}}/\text{ha}\cdot\text{dia}$ (MENDONÇA, 1990).

A Tabela 6.1, apresenta alguns parâmetros usuais de TRH, temperatura e porcentagem de remoção de DBO para lagoas anaeróbias aplicadas ao tratamento de esgoto sanitário.

Tabela 6.1 – Valores de TRH, temperatura e eficiência de remoção da DBO no tratamento de esgoto sanitário

Referência	TRH (dia)	Temperatura (°C)	Remoção de dbó (%)
(Mara, 1979)	5	maior que 20	70
(Arceivala, 1981)	2,5 a 3	20 a 25	40 a 60
(Silva, 1979)	0,8 a 5	25 a 27	70 a 80
(Mendonça, 1990)	0,12 a 9,4	22	20 a 55
(CETESB, 1989)	5	10	0 a 10
	4 a 5	10 a 15	30 a 40
	2 a 3	15 a 20	40 a 50
	1 a 2	20 a 25	40 a 60
(CETESB, 1989)	1 a 2	25 a 30	60 a 80
	1,5 a 2,1	23,3 a 25,2	31 a 68

Fonte: NOVA ERA AMBIENTAL, 2018.

No caso de esgoto sanitário, normalmente são utilizados valores de TRH de 3 a 6 dias, conforme a temperatura média do esgoto se situe acima ou abaixo de 20°C.

Uma vez definido o volume da lagoa, deve-se definir a altura de líquido, sendo que se recomenda de 2 a 5 m, para que, por serem profundas, necessitem de menor área para sua implantação. Para que haja menor penetração de oxigênio na parte inferior, seria mais recomendável que a altura fosse de 4 a 5 m (VON SPERLING, 1996). Na prática, no entanto, observa-se que muitas das lagoas empregadas para tratar esgoto doméstico têm profundidades entre 1,5 a 3 metros (CETESB, 1989).

Ao longo da operação desse tipo de lagoas, os sólidos sedimentáveis vão se depositando no fundo, onde parte deles é biodigerida. A velocidade de acúmulo de lodo nas lagoas anaeróbias, empregadas no tratamento de esgoto sanitário, varia aproximadamente, de 0,03 a 0,04 m³/hab.ano. Assim, é usual a limpeza a cada período de 2 a 5 anos. (SILVA, 1979).

Os parâmetros usualmente empregados para o dimensionamento das lagoas anaeróbias para esgoto sanitário, são apresentados na Tabela 6.2, a seguir:

Tabela 6.2 – Principais parâmetros empregados no dimensionamento das lagoas anaeróbias

Tempo de retenção hidráulica (TRH)	1 a 6 dias
Temperatura	> 15°C
Carga orgânica aplicada - COA.	0,1 a 0,3 Kg _{DBO} /m ³ .dia
Carga orgânica superficial aplicada -COSA	530 a 2300 kg _{DBO} /ha.dia
Profundidade de líquido	3 a 5m
Velocidade de acúmulo de lodo	0,03 - 0,04 (m ³ /habitante.ano)
Eficiência de redução dos sólidos suspensos	40-70%
Eficiência de remoção da DBO ₅	30-50%
Eficiência de remoção de patogênicos	25 a 50%

Fonte: NOVA ERA AMBIENTAL, 2018b.

A seguir são apresentados os parâmetros utilizados para o dimensionamento do volume da lagoa anaeróbia:

a) Tempo de retenção hidráulica (TRH):

O volume da lagoa anaeróbia para o tratamento de esgoto sanitário pode ser calculado empregando-se o TRH e considerando a temperatura do efluente por meio da seguinte equação:

$$V = TRH \cdot \dot{Q}$$

onde:

\dot{Q} = vazão hidráulica (m³/dia)

V = volume da lagoa (m³)

TRH = tempo de retenção hidráulica (em dias)

b) Carga Orgânica Aplicada (COA)

Este parâmetro é muito usual, principalmente nos casos de tratamento de efluentes industriais nos quais a concentração da DBO é mais elevada do que o esgoto sanitário:

$$V = CO / COA$$

onde:

V = volume da lagoa (m³);

CO = carga orgânica total a ser tratada (kg_{DBO}/dia);

COA = carga orgânica aplicada (kg_{DBO}/m³.dia)

Tendo em vista a evolução da aplicação e desempenho dos reatores UASB, empregados para efluentes líquidos orgânicos como o esgoto sanitários e a maiorias dos industriais, verificou-se a necessidade de aplicar os conceitos básicos que tornam este tipo de reator recomendável. Porém, quando o efluente apresenta cargas orgânica elevadas, o custo de implantação do reator UASB se torna elevado. Assim, visando uma melhora na relação custo de investimento, desenvolveu-se um reator com os conceitos básicos

do UASB, junto com os conceitos básicos de uma lagoa anaeróbia convencional, criando-se assim o reator LAFA (Lagoa Anaeróbia de Fluxo Ascendente), hoje empregado para o tratamento de dejetos de suínos, chorume de aterros sanitários, laticínios, vinhaça, água de lavagem de cana-de-açúcar, esgoto sanitário e outros efluentes (VITORATTO, 1997). A Tabela 6.3 apresenta os parâmetros do projeto de um LAFA. As Figuras 6.1, 6.2 e 6.3 apresentam a vista de um LAFA.

Tabela 6.3 – Parâmetros do projeto lagoa anaeróbia de alta carga – LAFA

Parâmetro	Especificação
COA – Carga Orgânica Aplicada	1 a 2 $\text{kg}_{\text{DBO}}/\text{m}^3.\text{dia}$
COA – Carga Orgânica Aplicada	1,5 a 3 $\text{kg}_{\text{DQO}}/\text{m}^3.\text{dia}$
TRH de projeto (vazão máxima)	4 a 6 dias

Fonte: NOVA ERA AMBIENTAL, 2018a.

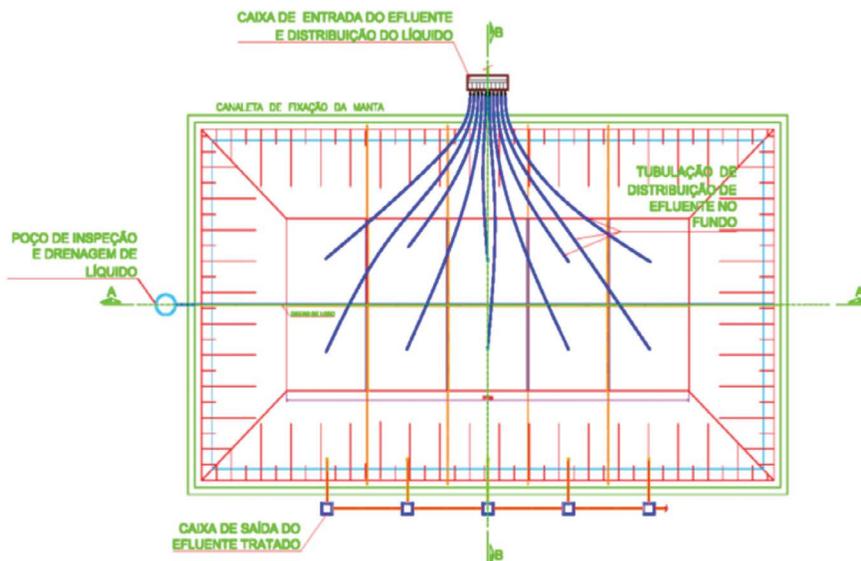


Figura 6.1 – Lagoa tipo LAFA – Vista superior.

Fonte: NOVA ERA AMBIENTAL, 2018a.

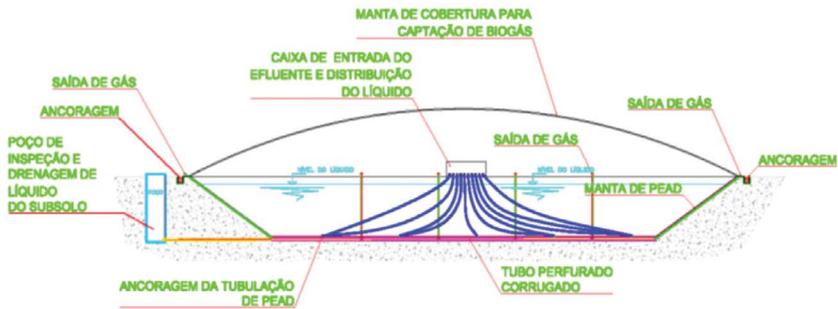


Figura 6.2 – Lagoa tipo LAFA – Corte AA.

Fonte: NOVA ERA AMBIENTAL, 2018a.

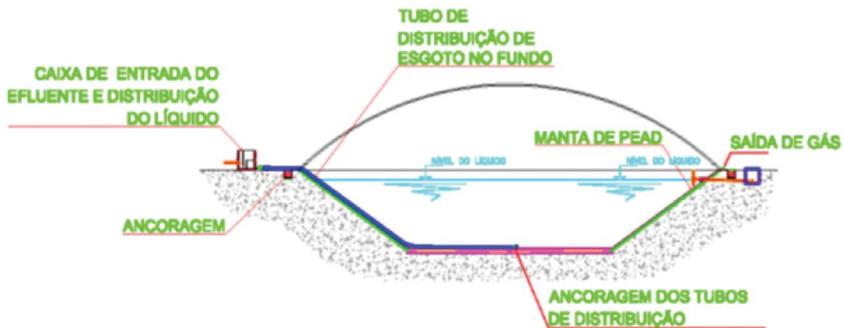


Figura 6.3 – Lagoa tipo LAFA – Corte BB.

Fonte: NOVA ERA AMBIENTAL, 2018a.

Conforme citado anteriormente, as cargas orgânicas aplicadas nas lagoas tipo LAFA, são mais elevadas quando comparadas com uma lagoa anaeróbia convencional. Basicamente a maior alteração é a introdução do sistema de distribuição do líquido no fundo da lagoa, a exemplo do que é feito em reatores UASB, como se verifica na Figura 6.4.



Figura 6.4 – Lagoa tipo LAFA com sistema de distribuição de líquido.

Fonte: NOVA ERA AMBIENTAL, 2018a.

Por meio da Figura 6.4, é possível verificar que em dos lados desta lagoa, uma caixa principal tem a função de subdividir e distribuir as diversas correntes de líquido por tubulação hidráulicas, tubos de PCV ou PEAD de 75 a 100 mm, que são levados até o fundo, distribuindo-se uniformemente na metade da área de fundo da lagoa.

Desta forma, verifica-se que o sistema de distribuição é dimensionado para um ponto de distribuição a cada 15 a 30 m², valor este acima dos parâmetros de projeto empregados para o dimensionamento dos reatores UASB utilizados para esgoto sanitário (VITORATTO, 1997)

Verifica-se, também, que do outro lado da lagoa encontra-se a saída do efluente tratado, por tubulação apropriada, que passa pela manta, sendo esta também em PEAD, portanto soldada na manta.

Espera-se na LAFA uma redução da DBO e DQO da ordem de até 50% em eficiência e uma retenção dos sólidos em suspensão

da ordem de até 60%, permitindo o acúmulo deste lodo rico em bactérias ativas (NOVA ERA AMBIENTAL, 2018b).

Quanto ao sistema de tratamento de dejetos animais, principalmente suínos, bovinos e aves, a alimentação e o manejo dos dejetos tem influência direta na qualidade do biogás. A Tabela 6.4 apresenta as estimativas para análises preliminares do potencial de geração de biogás a partir do tratamento anaeróbio de dejetos animais.

Tabela 6.4 – Estimativas para análises preliminares do potencial de geração de biogás a partir do tratamento anaeróbio de dejetos animais

Sistema de Produção	Referência	Biogás (m ³ /dia)
Suínocultura		
UPL* até Desmame	Por Matriz	0,4 – 0,6
UPL* + Creche	Por Matriz	0,5 – 0,8
UPL* + Creche + Terminação	Por Matriz	1,2
Terminação / Recria	Por Suíno	0,2 – 0,3
Creche	Por Suíno	0,1
Bovinocultura		
Bovino de Leite	Por Vaca	0,9 – 1,2
Bovino de Corte	Por Boi	0,7 – 1,0
Avicultura		
Ave de postura (ovos)	Por Ave	0,0065 – 0,01

*UPL = Unidade de Produção de Leitões.

Fonte: Adaptado de ER-BR, 2017.

A Tabela 6.5 apresenta as estimativas para análises preliminares do potencial de geração de biogás a partir do tratamento anaeróbio do resíduo orgânico presente no RSU, da vinhaça e do esgoto sanitário. No caso da vinhaça deve-se ressaltar a existência da planta de biodigestão da Geo Energética no Paraná, que utiliza processo patenteado e que informa atingir eficiências bastante elevadas (GEO ENERGÉTICA, 2018).

Tabela 6.5 – Estimativas para análises preliminares do potencial de geração de biogás a partir do tratamento anaeróbio do resíduo orgânico presente no RSU, da vinhaça e do esgoto sanitário

Sistema de Produção	Referência	Biogás (m ³ /dia)
Resíduo orgânico presente no RSU	1 kg	0,12
Vinhaça	1 m ³	9
Esgoto Sanitário	Por Habitante	0,03

Fonte: ER-BR, 2017.

6.1.2. Motor Ciclo Otto

Conforme apresentado em capítulo anterior, o motor ciclo Otto é uma das tecnologias disponíveis e mais utilizadas para o aproveitamento energético do biogás.

Geralmente os grupos geradores (motor ciclo Otto acoplado ao gerador) são configurados para operarem em paralelo de maneira independente, ou seja, a parada de um ou mais equipamento, seja qual for o motivo, não impede o funcionamento dos demais equipamentos. Isso acontece de maneira automática. Além disso, para as manutenções preventivas dos grupos geradores, não há necessidade de desligar todos os equipamentos, bastando apenas desligar o equipamento no qual será realizada a manutenção e diminuir as cargas atendidas para a potência gerada pelos geradores que continuam a operar (ER-BR, 2018).

Conforme informações fornecidas pela empresa ER-BR Energias Renováveis Ltda. (ER-BR, 2017), a Tabela 6.6 apresenta as estimativas do consumo de biogás e produção diária de energia elétrica em base Load (geração contínua – 24 horas – com potência total do grupo gerador) de acordo com a potência do motor. A Tabela 6.7 apresenta a relação entre o consumo de biogás e a eficiência dos sistemas.

Tabela 6.6 – Estimativas do consumo de biogás e produção diária de energia elétrica em *base-load*

Potência do Motor	Geração em <i>base-load</i>		65% de Metano presente no Biogás		75% de Metano presente no Biogás	
	Por hora	24 horas	Consumo de Biogás		Consumo de Biogás	
30 kVA	20 kW/h	480 kW	14 m ³ /h	336 m ³ /dia	12 m ³ /h	288 m ³ /dia
50 kVA	32 kW/h	768 kW	20 m ³ /h	480 m ³ /dia	17 m ³ /h	408 m ³ /dia
80 kVA	55 kW/h	1.320 kW	34 m ³ /h	816 m ³ /dia	29 m ³ /h	693 m ³ /dia
120 kVA	77 kW/h	1.848 kW	47 m ³ /h	1.128 m ³ /dia	40 m ³ /h	960 m ³ /dia
330 kVA	211 kW/h	5.064 kW	97 m ³ /h	2.328 m ³ /dia	82 m ³ /h	1.968 m ³ /dia
420 kVA	260 kW/h	6.240 kW	118 m ³ /h	2.832 m ³ /dia	100 m ³ /h	2.400 m ³ /dia

Fonte: ER-BR, 2017.

Tabela 6.7 – Relação entre o consumo de biogás e a eficiência dos sistemas

Potência Motor (kVA)	Potência Motor (kW)	75% Metano – PCI 6.500 kcal/Nm ³		70% Metano – PCI 6.000 kcal/Nm ³		65% Metano – PCI 5.500 kcal/Nm ³		60% Metano – PCI 5.000 kcal/Nm ³		53% Metano – PCI 4.500 kcal/Nm ³	
		Consumo Nm ³ /h	Eficiência kWh/Nm ³	Consumo Nm ³ /h	Eficiência kWh/Nm ³	Consumo Nm ³ /h	Eficiência kWh/Nm ³	Consumo Nm ³ /h	Eficiência kWh/Nm ³	Consumo Nm ³ /h	Eficiência kWh/Nm ³
30	20	12	1,69	13	1,56	14	1,43	15	1,30	17	1,17
50	32	17	1,87	19	1,72	20	1,58	22	1,44	24	1,29
80	55	29	1,90	31	1,75	34	1,60	38	1,45	42	1,31
120	77	40	1,95	43	1,80	47	1,65	51	1,50	57	1,35
250	160	63	2,53	69	2,33	75	2,14	82	1,94	91	1,75
330	211	82	2,58	89	2,38	97	2,18	106	1,99	118	1,79
420	260	100	2,59	109	2,40	118	2,20	130	2,00	145	1,80

Fonte: ER-BR, 2017.

A partir das informações apresentadas nas tabelas, é possível observar que quanto maior a concentração de metano, menor será o consumo de biogás no grupo gerador e maior será a eficiência do sistema.

A Tabela 6.8 apresenta a relação entre o consumo de biogás nos motores de diversas potências e a quantidade de animais necessários para atender a demanda do grupo gerador. Para os cálculos realizados considerou-se a concentração de metano presente no biogás de 65%, que é a concentração média da pecuária, principalmente para a suinocultura.

Tabela 6.8 – Relação entre o consumo de biogás nos motores de diversas potências e a quantidade de animais necessários para atender a demanda do grupo gerador

Potência Motor kVA	Energia/ dia kW	65% Metano		Necessidade de Animais					
		Demanda		Bovinos Corte/ Leite (1,2 Nm ³ / dia)	Aves Postura (0,01 Nm ³ /dia)	Suínos UPL (0,4 Nm ³ /dia)	Suínos UPL + Creche (0,5 Nm ³ /dia)	Suínos Termi- nação (0,2 Nm ³ / dia)	Suínos Ciclo Completo (1,2 Nm ³ / dia)
		m ³ /h	m ³ / dia						
30	480	14	336	280	33.600	840	672	1.680	280
50	768	20	480	400	48.000	1.200	960	2.400	400
80	1.320	34	816	680	81.600	2.040	1.632	4.080	680
120	1.848	47	1.128	940	112.800	2.820	2.256	5.640	940
330	5.064	97	2.328	1.940	232.800	5.820	4.656	11.640	1.940
420	6.240	118	2.832	2.360	283.200	7.080	5.664	14.160	2.360

Fonte: ER-BR, 2017.

6.1.3. Microturbina a Biogás

Outra tecnologia utilizada para a conversão energética do biogás, porém menos utilizada por ser um equipamento importado, que acarreta em aumento nos investimentos iniciais, é a microturbina a biogás. Assim como os motores ciclo Otto, as microturbinas também podem operar em paralelo de maneira independente.

Conforme informações fornecidas pela empresa Capstone Turbine Corporation, a Tabela 6.9 apresenta valores de referência para geração de utilidades e consumo de biogás. Os valores apresentados são referenciais e podem alterar conforme características do sistema e local de instalação (temperatura, altitude) (CAPSTONE, 2018).

Tabela 6.9 – Valores de referência para geração de utilidades e consumo de biogás

Modelos e Utilidades	C30	C65	C200S	C600S	C800S	C1000S
Potência Elétrica – kW	30	65	200	600	800	1000
Geração Elétrica Mensal – kWh	21.900	47.450	146.000	438.000	584.000	730.000
Eficiência Elétrica - %	26%	29%	33%	33%	33%	33%
Potência Térmica Útil Exaustão – kW	68	125	315	945	1.260	1.575
Potência Térmica Útil Água Quente – kcal/h	50.000	100.600	258.000	774.000	1.032.000	1.291.000
Eficiência Térmica - %	59%	56%	52%	52%	52%	52%
Potencial de Refrigeração – TR	-	-	72	220	293	367
Geração de Vapor – kg/h	-	-	350	1.050	1.400	1.750
Geração de Água Quente – l/dia ($\Delta T = 50^{\circ}C$)	25.000	52.000	120.000	360.000	480.000	600.000
Consumo de Gás Natural – Nm ³ /h	11,50	22,40	60,60	181,80	242,40	303,00
Consumo de Biogás – Nm ³ /h (a 65% de metano)	17,60	34,30	93,40	280,40	374,50	469,40
Vazão Gases de Exaustão – kg/s	0,31	0,49	1,30	4,00	5,30	6,70
Temperatura Gases de Exaustão - °C	285	309	285	285	285	285

Fonte: CAPSTONE, 2018.

6.2. Aspectos Econômicos – Produção e Uso do Biogás

6.2.1. Biodigestores

A produção e o aproveitamento energético do biogás oferecem diversas receitas e empregos diretos e indiretos que podem impulsionar o desenvolvimento econômico do país.

O sistema de digestão anaeróbia, além de produzir o biogás, também produz fertilizantes concentrados e de alta qualidade, dependendo do substrato tratado, que proporcionam melhorias no manejo da terra e no rendimento das culturas, mantendo os solos saudáveis e produtivos, além de diminuir o consumo de fertilizantes químicos.

O custo de implantação de um reator anaeróbio depende de uma série de variáveis, tais como carga orgânica biodegradável, temperatura do efluente, nível de compostos que provocam toxicidade e outros.

De maneira geral para esgoto doméstico, a Figura 6.6 apresenta três curvas de custo de sistemas de tratamento, em função do número de habitantes. Para o custo destas ETEs considerou-se reatores fabricados em PRFV (Poliéster Reforçado com Fibra de Vidro):

- RAFA 50 a 70% de remoção da DBO, em função do número de habitantes: Curva de custo onde o processo de tratamento é composto por pré-tratamento, reator anaeróbio tipo RAFA e um sistema de filtro de biogás.
- ETE 80 a 90% de remoção da DBO, em função do número de habitantes: Curva de custo onde o processo de tratamento é do tipo secundário, composto por pré-tratamento, reator RAFA, filtro de biogás, tanque de aeração, decantador secundário e sistema de desinfecção por cloração.
- ETE 90 a 97% de remoção da DBO, em função do número de habitantes: Curva de custo onde o processo de trata-

mento é do tipo terciário, composto por pré-tratamento, reator RAFA, filtro de biogás, tanque anóxico, tanque de aeração, decantador secundário, sistema de desinfecção por cloração e reaeração final, conforme apresentado na Figura 6.6.

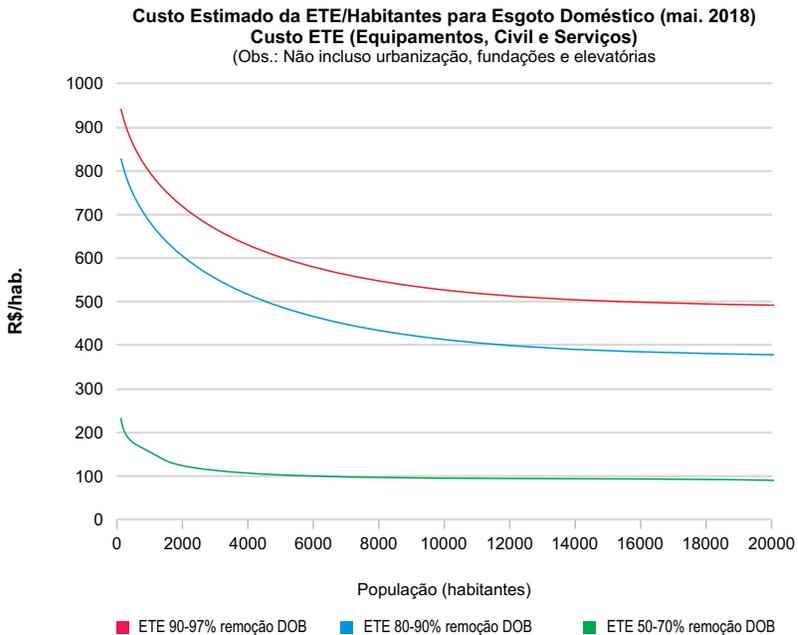


Figura 6.5 – Custo de sistemas de tratamento de esgoto doméstico em função do número de habitantes, considerando em todos os casos o emprego do reator tipo RAFA.

Fonte: NOVA ERA AMBIENTAL, 2018a.

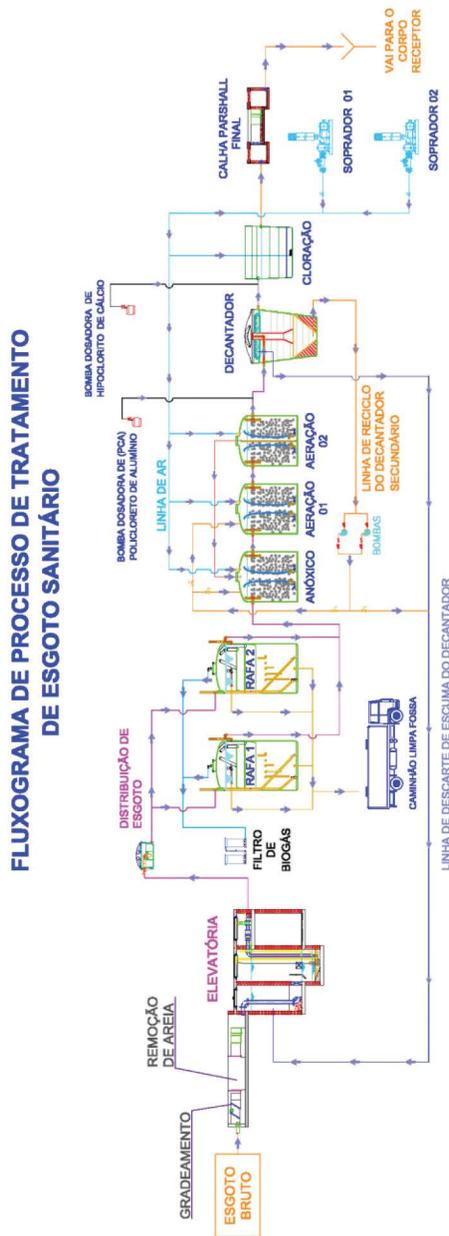


Figura 6.6 – Fluxograma do sistema de tratamento completo para o esgoto doméstico, tipo tratamento terciário, empregando o reator RAFA.

Fonte: NOVA ERA AMBIENTAL, 2018a.

Observa-se que, com o emprego dos reatores anaeróbios tipo RAFA, o custo de operação da ETE que emprega este tipo de reator quando comparado com ETE que emprega apenas os sistemas aeróbios, tem uma expressiva redução, principalmente pelo menor consumo de energia elétrica, pela redução na produção e descarte de lodo e pela redução no custo de manutenção pelo menor emprego de equipamentos eletromecânicos.

Os reatores anaeróbios tipo RAFA são largamente empregados para tratamento de efluentes industriais dos seguimentos de Refrigerantes, Cervejaria, Alimentício, Laticínios e muitos outros. Nestes casos, os custos de investimento dos reatores sofrem uma grande variação em função de muitas variáveis como emprego de materiais na construção como concreto, metais como aço carbono revestido, aço inox, entre outros.

Quanto aos reatores tipo LAFA, que pode ser empregado no tratamento de efluentes como dejetos de suíno, vinhaça, chorume, abatedouro e outros, o custo de investimento é bem menor quando comparado com reatores empregados para tratamento de efluentes industriais ou mesmo para esgoto doméstico, tendo em vista o custo de carga aplicada em kg de DBO por m³ de reator x dia (NOVA ERA AMBIENTAL, 2018a).

O custo dos reatores tipo LAFA, de maneira geral, é função de muitas variáveis, mas verifica-se um custo de investimento estimado na faixa de R\$ 400 a R\$ 1.000 por metro cúbico de efluente tratado, considerando neste custo a cobertura do reator para a retenção de biogás, sem considerar o custo da área e nem a parte do tratamento para o polimento, quando o efluente final é lançado em corpo receptor.

6.2.2. Motores Ciclo Otto e Microturbinas a Biogás

Juntamente com a receita proporcionada pelo uso e/ou comercialização de fertilizante, a geração de energia a partir do biogás oferece custos evitados de eletricidade proveniente da rede da concessionária local, de calor de processo e também de combus-

tível derivado de petróleo, quando utilizado o biometano para substituí-los. A Tabela 6.10 apresenta a receita estimada com a geração de energia elétrica a partir do biogás. Para a estimativa de geração de energia considerou-se o biogás com 65% de metano. O tempo de operação considerado foi de 22 horas por dia, tempo médio descontando as horas de paradas para manutenções preventivas/corretivas. Para o cálculo da receita estimada considerou-se a tarifa de energia elétrica de 0,45 R\$/kWh.

Tabela 6.10 – Receita estimada com a geração de energia elétrica a partir do biogás

Potência Motor (kVA)	Potência Instalada kW	Estimativa de Geração de Energia			Receita Estimada R\$/mês
		Operação (horas)	Dia	Mês	
30	20	22	440 kWh	13.200 kWh	5.940,00
50	32	22	704 kWh	21.120 kWh	9.504,00
80	55	22	1.210 kWh	36.300 kWh	16.335,00
120	77	22	1.694 kWh	50.820 kWh	22.869,00
330	211	22	4.642 kWh	139.260 kWh	62.667,00
420	260	22	5.720 kWh	171.600 kWh	77.220,00

Fonte: ER-BR, 2017.

A energia elétrica gerada nos sistemas é considerada renovável e pode ser comercializada para a rede de eletricidade. Em muitos casos, essa comercialização é a principal responsável por muitos investimentos em projetos de biogás.

No entanto, os contratos de compra de energia muitas vezes são insuficientes para financiar totalmente o sistema de produção e aproveitamento do biogás e, para se tornar viável, muitos projetos precisam obter receitas adicionais, como por exemplo, com a comercialização de fertilizante. Embora existam nichos de mercado para esses produtos localmente, o desenvolvimento de mercados nacionais poderia reduzir o tempo de retorno de investimento dos sistemas, tornando o financiamento de projetos mais atrativos.

As Tabelas 6.11, 6.12 e 6.13 apresentam estimativas para investimentos de geração de energia elétrica a partir do biogás utilizando motores ciclo Otto.

Tabela 6.11 – Investimentos em serviços e tecnologias para geração distribuída de energia

Painel para Proteção da Conexão da Energia Gerada Distribuída		Custo do Projeto (R\$)
Painel – Proteção GD – Até 20 kW (30 kVA)	R\$ 38.700,00	R\$ 10.000,00
Painel – Proteção GD – Até 32 kW (50 kVA)	R\$ 42.700,00	R\$ 10.000,00
Painel – Proteção GD – Até 55 kW (80 kVA)	R\$ 45.780,00	R\$ 15.000,00
Painel – Proteção GD – Até 75 kW (120 kVA)	R\$ 53.700,00	R\$ 15.000,00
Painel – Proteção GD – Até 300 kW (420 kVA)	R\$ 63.700,00	R\$ 25.000,00
Painel – Proteção GD – Até 500 kW (geradores em paralelo)	R\$ 95.970,00	R\$ 35.000,00

Fonte: Adaptada de ER-BR, 2017.

Tabela 6.12 – Investimentos em R\$ em Grupos Geradores

Grupos Geradores		Filtro – H ₂ S 1500 ppm	Start Up	Total	Custo Geração Distribuída	
Grupos Geradores com Painel Manual – Operação em Barra Aberta (somente cargas instaladas)						
30 kVA / 20 kW	86.907,00	Master 50	13.700,00	8.700,00	109.307,00	Não
50 kVA / 32 kW	89.517,00	Master 50	13.700,00	8.700,00	111.917,00	Não
80 kVA / 55 kW	120.467,00	Master 100	23.700,00	8.700,00	152.867,00	Não
120 kVA / 75 kW	143.237,00	Master 100	23.700,00	10.700,00	177.637,00	Não
250 kVA / 160 kW	350.147,00	Master 200	27.700,00	12.700,00	390.547,00	Não

Tabela 6.12 – Investimentos em R\$ em Grupos Geradores (Cont.)

Grupos Geradores		Filtro – H ₂ S 1500 ppm	Start Up	Total	Custo Geração Distribuída	VALOR TOTAL GD	
Grupos Geradores com Painel Automático e Painel de Proteção para Geração Distribuída (exportação de energia)						VALOR TOTAL GD	
30 kVA / 20 kW	116.527,00	Master 50	13.700,00	8.700,00	138.927,00	48.700,00	187.627,00
50 kVA / 32 kW	119.517,00	Master 50	13.700,00	8.700,00	141.917,00	48.700,00	190.617,00
80 kVA / 55 kW	142.997,00	Master 100	23.700,00	8.700,00	175.397,00	53.700,00	229.097,00
120 kVA / 75 kW	165.527,00	Master 100	23.700,00	10.700,00	199.927,00	53.700,00	253.627,00
330 kVA / 211 kW	425.757,00	Master 200	27.700,00	12.700,00	466.157,00	88.700,00	554.857,00
420 kVA / 260 kW	537.700,00	Master 200	27.700,00	12.700,00	578.100,00	88.700,00	666.800,00

*O modelo de 250 kVA preparado para geração distribuída possui um custo equivalente ao modelo de 330 kVA, por isso não foi incluído na tabela.

Fonte: ER-BR, 2017.

Tabela 6.13 – Custo de Manutenção

Modelo	Custo Hora
30 kVA / 20 kW	R\$ 1,74
50 kVA / 32 kW	R\$ 1,88
80 kVA / 55 kW	R\$ 2,22
120 kVA / 75 kW	R\$ 3,32
330 kVA / 211 kW	R\$ 9,29
420 kVA / 260 kW	R\$ 9,29

* Custos de peças originais com 20% de mão de obra.

** Os custos apresentados contemplam uma média dos custos operacionais incluindo o manutenção programada que deve ocorrer a partir de R\$ 24.000 horas de operação.

Fonte: ER-BR, 2017.

Em relação aos custos envolvidos no aproveitamento energético do biogás por meio de microturbinas, as informações foram fornecidas pela empresa Capstone Turbine Corporation. A Tabela 6.14 apresenta os custos das microturbinas de acordo com as potências disponíveis comercialmente. Os valores apresentados são referenciais e podem variar conforme requisitos do sistema, composição do biogás, local de instalação, entre outros. Por serem equipamentos importados, os valores são representados em dólar (US\$).

Tabela 6.14 – Custos das microturbinas de acordo com as potências disponíveis comercialmente

Modelo	Valor (US\$)
C30 – 30 kW	98.000,00
C65 – 65 kW	150.000,00
C200S – 200 kW	350.000,00
C600S – 600 kW	850.000,00
C800S – 800 kW	1.050.000,00
C1000S – 1000 kW	1.275.000,00

*Os valores já incluem compressor e não incluem os valores de frete, impostos, instalação e sistema de *upgrading* do biogás para adequá-lo às necessidades das microturbinas. Esses valores não incluídos variam caso a caso e dependem das necessidades do projeto.

Fonte: CAPSTONE, 2018.

O custo de operação e manutenção das microturbinas, depende do regime de operação e tamanho do sistema. Entretanto, pode-se considerar R\$ 45,00 por MWh gerado como um valor referencial, sem manutenção programada (CAPSTONE, 2018). Sobre impostos, em função de ser uma tecnologia sem substitutos nacionais, a incidência de impostos para nacionalização é reduzida, havendo isenção de Imposto de Importação e impostos de industrialização (CAPSTONE, 2018). Apesar de ser um projeto piloto realizado há bastante tempo, o projeto ENERGI-BIOG (www.iee.usp.br/gbio) representou uma experiência im-

portante por comparar o desempenho de uma microturbina e de um motor ciclo otto. Na ocasião, apesar dos custos de geração de eletricidade com a microturbina serem mais elevados do que com o motor, verificou-se a existência de vantagens ambientais importantes como a redução significativa nas emissões de NOx.

7

CONSIDERAÇÕES GERAIS – PRODUÇÃO E USO DE BIOGÁS

No Brasil, apesar de algumas experiências importantes, o aproveitamento energético de biogás ainda é incipiente, comparado com o potencial existente. A termoeletrica de Caieiras, no aterro da Essensis, em São Paulo, com mais de 29 MW instalados para geração com biogás, é a maior existente no país. A planta de biodigestão de vinhaça da GeoEnergética no Paraná, com 4 MW já instalados e potencial para expansão até 16 MW, é considerada uma experiência importante no setor sucro-alcooleiro, a ser seguida em breve com a unidade na Usina Bonfim, do Grupo Raizen, em São Paulo.

Com relação ao aproveitamento energético do biogás de resíduos animais, é importante a experiência dos produtores rurais no Condomínio Ajuricaba (https://cibiogas.org/condominio_ajuricaba), em Foz do Iguaçu, Paraná, introduzido pelo CIBIOGAS, recentemente expandido para a unidade na Granja Haacke (https://cibiogas.org/granja_haacke), na mesma região. Entretanto, claramente estas experiências são ainda reduzidas com relação ao enorme potencial do país. Só no estado de São Paulo o potencial de geração

de energia a partir de biogás é cerca de 1.407 MW (JOPPERT et. al., 2018). De acordo com a Aneel (2018) a potência instalada para geração de energia elétrica a partir de biogás no Brasil é de 142,54 MW.

O aproveitamento energético do biogás apresenta uma sinergia importante com o saneamento básico, em virtude das vantagens ambientais e energéticas, uma vez que pode ser obtido a partir do tratamento de resíduos provenientes de áreas rurais, urbanas e de ago-indústrias, auxiliando no gerenciamento desses resíduos. Além disso, a produção controlada e uso do biogás contribuem para a redução de emissões fugitivas de metano durante o tratamento desses resíduos.

Além de ser um combustível renovável, seu uso permite a redução do consumo de combustíveis fósseis, como o gás natural e o óleo diesel, podendo ainda ser usado para geração descentralizada, o que contribui para o gerenciamento do sistema energético.

O Brasil possui um grande potencial de produção de biogás a partir de diversas fontes. Conforme dados apresentados pela EPE (2018), a produção média de biogás no país é de 1.345.180 Nm³/dia a partir de 125 plantas instaladas. Porém, o potencial disponível no Brasil é superior. No estado de São Paulo, por exemplo, o potencial de produção de biogás é de 6.628.584 m³/dia em aterros sanitários, 1.180.800 m³/dia a partir do tratamento de esgoto, 7.268.352 m³/dia a partir do tratamento de vinhaça e 363.720 m³/dia a partir do tratamento de dejetos animais e de abatedouros (JOPPERT et. al., 2018). Entretanto, as dificuldades ainda existentes impedem o crescimento desta fonte de energia e a sua consolidação no país.

A produção de biogás e seu aproveitamento energético exigem investimentos significativos de produtores rurais, dos municípios, dos produtores de alimentos, bem como do setor privado da área de resíduos. Uma abordagem integrada é necessária para superar as barreiras que limitam o crescimento da indústria de biogás no Brasil. Esforços para promover o desenvolvimento do biogás incluem:

- Apoio de agências federais, incluindo modificações ou expansões de programas que promovam a geração e aproveitamento energético do biogás;

- Maior investimento privado em sistemas de produção e uso de biogás;
- Desenvolvimento de mercados mais amplos para produtos obtidos nos sistemas de tratamento de substratos/geração de biogás;
- Maior ênfase em pesquisa e desenvolvimento para otimizar os sistemas de produção de biogás e seu aproveitamento energético.

As barreiras políticas referentes à conversão energética do biogás estão associadas à falta de incentivos adequados e à não priorização para o saneamento básico no país. Não há ainda legislação de incentivo para que o mercado se interesse por esta fonte renovável, pela falta de financiamento adequado e/ou tarifas diferenciadas para este tipo de energia.

Neste contexto, para sistemas de energia descentralizada a partir de biogás, torna-se importante definir políticas públicas que integrem o tratamento sanitários desses resíduos e o aproveitamento energético do biogás.

Dentre as diversas barreiras significativas para se alcançar a atratividade do biogás como fonte energética no Brasil, pode-se destacar:

- Falta de apoio público para o desenvolvimento do mercado de biogás no país;
- Condições imprevisíveis do mercado de biogás, considerada a principal barreira para um investimento nos sistemas de geração e uso do biogás. A imprevisibilidade surge de diversos fatores, incluindo incerteza e inconsistência na política energética estadual e/ou nacional, o que restringe o acesso aos mercados financeiros;
- Alto custo de investimento (muitas vezes devido aos equipamentos importados), receita esperada pela venda de energia elétrica (o preço da energia gerada pelo biogás é elevado, tornando esse combustível menos competitivo que as fontes de energia atualmente utilizadas) e o alto custo para a purificação do biogás, trazem uma relação incerta entre o custo do projeto e seu benefício comercial;

- Falta de maturidade de mercado referente aos produtos não energéticos, como o biofertilizante, também reduzem os incentivos de investimento;
- Preço de mercado da energia a partir do biogás, que na maioria das vezes não reflete o valor ambiental total fornecido. Geralmente os altos custos do projeto, sem o reconhecimento financeiro dos produtos e/ou serviços não energéticos, criam uma barreira para o investimento nos sistemas de produção e uso do biogás;
- Falta de políticas específicas relacionadas ao biogás: falta de políticas de incentivos, falta de adaptações nas regulamentações, licenciamentos ambientais, linhas de crédito, entre outros, dificuldade de acesso às linhas de crédito.
- Falta de pesquisa e desenvolvimento técnico aplicado. O Brasil carece de dados adequados de desempenho ambiental, técnico e econômico relacionados à produção de energia, co-produtos, emissões de gases de efeito estufa e outras emissões dos sistemas de produção e uso de biogás. Soma-se a este fato a falta de conhecimento técnico e de suporte, principalmente para pequenos produtores, acarretando quantidade reduzida de projetos de referência bem-sucedidos em escala comercial.

Existem algumas iniciativas públicas para promover o incentivo do uso de biogás/biometano no país. No entanto, na prática o aumento da sua participação ainda vem ocorrendo lentamente, diferentemente do que acontece no mundo, no qual é vista como estratégias efetivas de redução de GEE nos países desenvolvidos, bem como promover o acesso à energia nos países em desenvolvimento.

Alcançar todo o potencial de produção e uso de biogás no país exige apoio de agências federais, maior investimento, ampliação de mercado nacional e maior pesquisa e desenvolvimento. Os benefícios tanto da produção do biogás quanto de seu aproveitamento energético são claros. O objetivo é reduzir as barreiras e promover oportunidades, principalmente financeiras, para alavancar o desenvolvimento sustentável deste combustível no Brasil.

PARTE II



BIOMETANO

8 BIOMETANO



8.1. Definição de Biometano

O termo biometano é utilizado para identificar a mistura gasosa resultante do processo de limpeza, purificação ou *upgrading* do biogás, no qual são retirados, principalmente, umidade, CO_2 , H_2S , siloxanos (no biogás de aterro e ETE) e outros contaminantes a nível de traços. As vantagens do biometano sobre o biogás é que ele possui características físico-químicas semelhantes às do gás natural, fato que o credencia a substituir este combustível em seus diversos usos, com a vantagem de ser produzido a partir de matéria orgânica residual e renovável. Somado a isso, o poder calorífico do biometano é maior que o do biogás, fato que torna o seu transporte e armazenamento mais competitivo que o do biogás por apresentar maior densidade energética que o biogás. A Tabela 8.1 apresenta a composições típicas de biogás e de biometano.

Tabela 8.1 – Composições típicas de biogás e biometano

Parâmetro	Biogás	Biometano
CH ₄ (% mol)	55 - 65	90 - 95
CO ₂ (% mol)	35 - 45	4
H ₂ (% mol)	0 - 0,02	0 - 0,06
N ₂ (% mol)	<2	<3
H ₂ S (ppmv)	20 - 20.000	<20
NH ₃ (ppmv)	<500	<20
H ₂ O (% mol)	<5	0

Fonte: Adaptado de ALLEGUE; HINGE (2012).

Os principais compostos do biogás além do metano são o CO₂, o H₂S e a umidade (H₂O). Outros compostos indesejáveis também estão presentes, em concentrações menores, como por exemplo, NH₃, siloxanos, O₂, metais, VOCs, etc. As características que os tornam esses compostos indesejáveis quando do uso do biogás são as seguintes:

- Dióxido de carbono (CO₂): Sua presença na composição do biogás reduz de forma significativa o poder calorífico do biogás. Adicionalmente, os custos de estocagem e ou transporte do biogás são maiores quando comparados com gás natural devido a grande diferença de densidade energética entre eles (CASSINI, 2003; RYCKEBOSCH; DROUILLON; VERVAEREN, 2011);
- Gás sulfídrico (sulfeto de hidrogênio - H₂S): Este gás é altamente corrosivo às partes metálicas como tubulações, turbinas, motores, compressores, etc. Ademais, o gás sulfídrico é altamente tóxico, mesmo em baixas concentrações como aquelas encontradas no biogás (RYCKEBOSCH DROUILLON; VERVAEREN, 2011; SALOMON; LORA, 2009);

- Vapor d'água (H_2O): A presença de vapor d'água pode causar a formação de ácidos, cujas consequências são a corrosão das linhas de gás, compressores, etc. A condensação de água nas tubulações pode também ser prejudicial devido a possibilidade de obstrução das linhas de transporte pela formação de gelo quando da existência de altas pressões no processo de transporte do gás (CASSINI, 2003; RYCKE-BOSCH; DROUILLON; VERVAEREN, 2011);
- Amônia (NH_3): É um composto altamente tóxico tanto aos seres humanos como às bactérias anaeróbias. Quando em presença de água, torna-se corrosiva. A queima de amônia pode resultar na formação de NO_x , composto altamente poluente controlado pelas agências ambientais por ser precursor da formação de ozônio. O NH_3 é considerado um contaminante tão importante quanto o H_2S (ABATZOGLOU; BOIVIN, 2008; YANG *et al.*, 2014);
- Siloxanos: são compostos de silício, oxigênio e radicais orgânicos (daí o nome Sil-Ox-Ano). Estes compostos estão presentes no biogás proveniente de aterros sanitários e estações de tratamento de efluentes doméstico. Eles são gerados a partir de compostos utilizados na indústria de cosméticos, de higiene pessoal (pasta de dente, creme de barbear, etc.) e de detergentes que se volatilizam durante o processo de biodigestão e são incorporados ao biogás. Durante o processo de combustão eles se oxidam formando óxidos de silício, que são altamente abrasivos, aderindo às paredes de equipamentos como motores, caldeiras e turbinas, danificando-os, além de apresentar riscos à saúde pública (TANSEL; SURITA, 2016); e
- Oxigênio (O_2): grandes concentrações de O_2 no biogás aumentam o risco de explosão da mistura gasosa. Concentrações elevadas de O_2 também indicam possíveis contaminação com ar atmosférico, fato que reduz o poder calorífico do biogás devido ao estímulo ao processo aeróbico de biodigestão da matéria orgânica (ABATZOGLOU; BOIVIN, 2008).

8.2. Usos Finais de Biometano

O biogás é utilizado para geração de calor ou eletricidade, enquanto que para o biometano destacam-se os mesmos usos finais que os do gás natural (GN), como o uso veicular, como matéria-prima para a indústria petroquímica, entre outros. Ou seja, o biometano é um substituto do gás natural fóssil, só que renovável (GNR). Essa substituição pode ser feita por meio da injeção do biometano na rede de distribuição de gás natural.

Como foi analisado na Parte I, o biogás pode ser utilizado em caldeiras, microturbinas e grupos motogeradores para a geração de calor e eletricidade (cogeração ou CHP⁵), requerendo apenas a sua desumidificação e dessulfurização. Para biogás proveniente de aterro sanitário ou de estações de estação de tratamento de esgoto é necessário, também, a remoção de siloxanos, uma vez que estes se depositam nas paredes dos tubos de troca térmica da caldeira ou nos pistões do motor, acarretando problemas operacionais e perda de eficiência térmica.

Por outro lado, a produção do biometano visando a sua utilização como substituto do gás natural requer a purificação do biogás, processo que reduz consideravelmente as concentrações de umidade, CO₂ e outras substâncias de menor concentração. O resultado do processo de purificação é a produção de um gás rico em metano, cujas propriedades físicas e químicas são similares às do gás natural. A Figura 8.1 ilustra um fluxograma resumido dos usos finais do biometano.

O uso do biometano como gás natural renovável requer ainda a sua pressurização para injeção na rede de distribuição de gás, liquefação para transporte a granel via modais rodoviário, ferroviário ou marítimo ou compressão para uso veicular. (JOPPERT 2014; MOGHADDAM *et al.*, 2015).

⁵ Combined Heat and Power production.

Nesta publicação são discutidas apenas as tecnologias já comercializadas para uso do biometano. Processos de produção de biocombustíveis a partir de biometano encontram-se ainda em desenvolvimento e portanto não foram incluídos. Maiores detalhes encontram-se nos projetos em desenvolvimento no Research Center for Gas Innovation (RCGI/FAPESP/SHELL), no site www.usp.br/rcgi (Programa de Física Química).

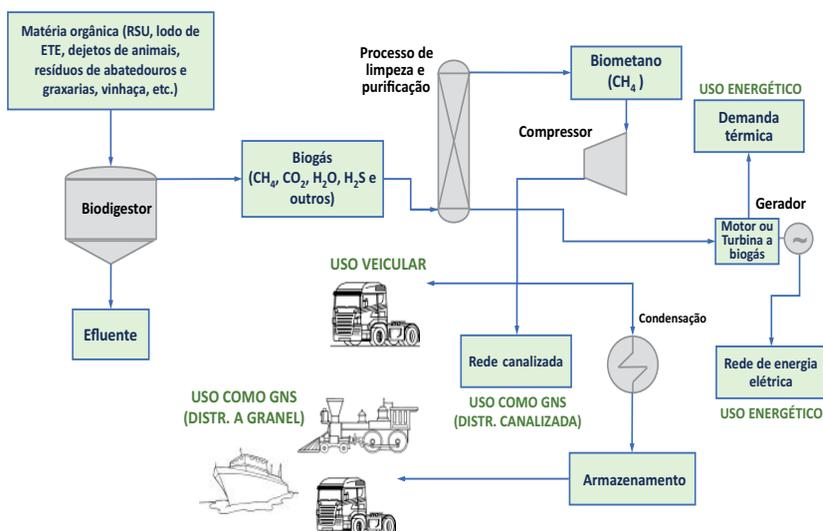


Figura 8.1 – Fluxograma simplificado da produção e consumos finais de biometano.

Fonte: Elaboração dos autores.

Observa-se que, para injeção na rede e uso automotivo, tanto no Brasil como para a União Europeia há dispositivos legais específicos. A Tabela 8.2 apresenta os valores dos parâmetros de qualidade do biogás em função do uso final segundo a DWA (2011). Desta Tabela 8.2 nota-se que para usos do biogás em células combustível, motores, com catalisadores, automotivo e como substituto do gás natural é necessário processos de limpeza de maior eficiência para remoção de compostos de sílica, H₂S e NH₃, isto devido aos danos que estes compostos podem causar aos equipamentos.

Tabela 8.2 – Parâmetros de qualidade segundo o uso final pretendido

Componente	Queima para geração de calor	Injeção na rede de gás natural	Posto de abastecimento (uso veicular)	Maquinas estacionárias - geração de eletricidade			Célula combustivel		
				Microturbina a gás	Turbina a gás	Motor a gás (CHP)	Motor a gás com catalizador (CHP)	PEMFC	MCFC
Enxofre total	< 1000ppmv	< 30 mg/Nm ³	< 10 mg/kg	NE	3000 ppm (peso)	NE	NE	-	-
H ₂ S	-	< 5 mg/Nm ³	< 7 mg/kg	< 200 ppm	< 200 ppm	< 560 ppm/10 kWh	< 8 ppm/10 kWh	1 ppm	10 ppm
Amônia	-	< 100 mg/Nm ³	N.E.	NE	NE	< 50 mg/10 kWh	< 50 mg/10 kWh	0,10 ppm	-
Umidade	Ponto de orvalho < temp. ambiente	Ponto de orvalho < temp. ambiente	Ponto de orvalho < temp. ambiente	< 1,6%	< ponto de orvalho 10°C	50% - 80%	< 50%	NE	-
CO ₂	-	2,5 - 6% em vol.	< 15% em vol.	< 50% em vol.	NE	NE	NE	-	-
Nitrogênio	-	s.req.	< 15% em vol.	< 50% em vol.	NE	NE	NE	-	-
Oxigênio	< 3% em vol.	< 3% em vol.; (< 0,5% ¹)	< 3% em vol.	< 10% em vol.	NE	NE	NE	-	-
Metano	> 50% em vol.	< 85% em vol.	80%	35% - 75% em vol.	> 50% em vol.	45% - 70% em vol.	45% - 70% em vol.	-	-
PCI	> 5 kWh/Nm ³	s.req.	10,8 (gás de baixo poder calorífico); 12,8 (gás de alto poder calorífico) kWh/m ³ n	N.E.	N.E.	4,5 - 7 kWh/Nm ³	4,5 - 7 kWh/Nm ³	-	-
PCS	s. req.	8,4 a 13,1 kWh/Nm ³	NE	3,8 - 8,3 kWh/Nm ³	N.E.	N.E.	N.E.	2,99 kWh/Nm ³	-
Índice de Wobbe	s.req.	10,5-15,7 kWh/Nm ³	NE	3,5 - 21,1 kWh/Nm ³	7,5 - 9,15 kWh/Nm ³	N.E.	N.E.	-	-
Total de compostos orgânicos com silício	-	s. req	NE	5 ppmbv	< 5 - 10 mg/Nm ³ 100 ppmv	< 5 - 10 mg/Nm ³	0 mg/Nm ³	1,2 ppmv	1,2 ppmv

PEMFC - Células de Combustível de Membrana Permutadora de Prótons (Proton Exchange Membrane Fuel Cells)

MCFC - Células de Combustível de Carbonato Fundido (Molten Carbonate Fuel Cells)

s. req. - sem requisitos

¹ - em redes de distribuição

- - concentrações típicas de biogás não representam perigo

N.E.: não especificado

s. req.: sem requisitos

Fonte: DWA (2011).

A Tabela 8.3 ilustra o cenário de uso final de biogás e biometano na União Europeia no ano de 2015. Os valores indicam que o principal uso final é a geração de calor e eletricidade. Na Áustria e no Reino Unido, o uso é quase totalmente para geração elétrica. Já na Suécia e na Noruega destaca-se o uso veicular.

Além das vantagens do uso de biogás e biometano como uma energia renovável para redução das emissões de GEE, a União Europeia também desenvolve a indústria do biogás e biometano por serem estes uma alternativa para diversificar sua matriz energética e dessa maneira, reduzir a sua dependência energética de países como a Rússia, grande exportador de gás natural para a União Europeia. Segundo a European Statistic (2018), a União Europeia, nos últimos 5 anos, importou em média 65%, do consumo bruto de gás natural, sendo grande parte proveniente da Rússia, o que é visto como uma vulnerabilidade importante devido à geopolítica da região.

Tabela 8.3 – Cenário de uso final de biogás e biometano em alguns países da União Europeia no ano de 2015

País	Uso final do biogás e biometano				
	Eletr.	Calor	Flare	Veicular	Outros*
Alemanha	58 %	32,9%	8%	1,1 %	-
Reino Unido	91 %	8,7 %	-	-	-
Suíça	60 %	-	-	-	40 %
França	49 %	43 %	-	-	8 %
Áustria	98 %	-	1%	1 %	-
Suécia	3 %	24 %	11%	57 %	4 %
Holanda	33 %	56 %	2%	8 %	-
Dinamarca	77 %	15 %	<1 %	-	7 %
Finlândia	22 %	62 %	14%	2 %	-
Noruega	10 %	30 %	-	40 %	-

* inclui injeção na rede e uso industrial.

Fonte: Adaptado de EIA (2016).

Quanto à energia elétrica, a Figura 8.2 ilustra o crescimento da geração elétrica a partir do biogás no período de 2010 a 2016. Do gráfico, percebe-se que a partir de 2015 o crescimento se manteve estável. Segundo EBA (2017b) o crescimento deveu-se a usinas que utilizam substratos agrícolas para digestão (*energy crops*). Ainda segundo EBA (2017b), os substratos agrícolas também são responsáveis pelo crescimento do número de plantas de biodigestão na União Europeia, representando 67% do crescimento total no período de 2009 a 2016.

Quanto ao biometano, sua produção aumentou de 752 GWh em 2011 para 17.264 GWh em 2016. Segundo EBA (2017b), em 2016 a produção de biometano na União Europeia aumentou mais de 40% em relação ao crescimento atual do setor.

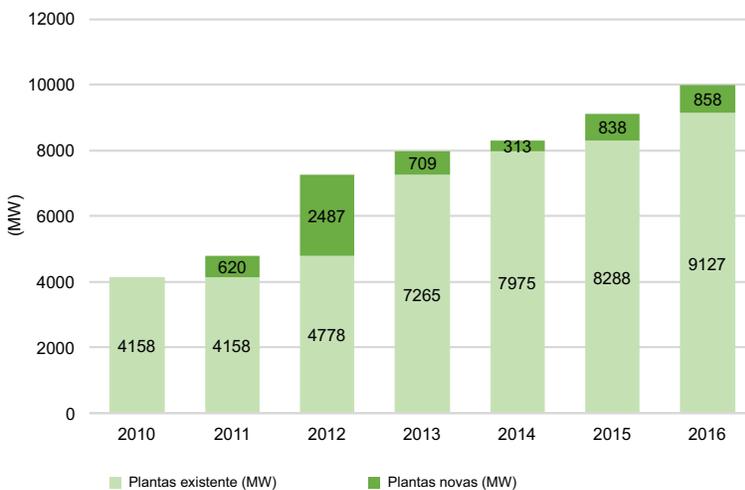


Figura 8.2 – Evolução da capacidade instalada de geração de eletricidade a partir de biogás na União Europeia no período de 2010-2016.

Fonte: Adaptado de EBA (2017b).

9

CENÁRIO POLÍTICO E REGULATÓRIO



A necessidade urgente de descarbonizar a matriz energética mundial devido às emissões de gases de efeito estufa coloca como prioritária a ampliação da participação das energias renováveis, com a garantia de seu fornecimento a tarifas acessíveis. Estes são os maiores desafios enfrentados atualmente. O enfrentamento a destes desafios é fortemente dependente de políticas públicas e regulações que auxiliem na introdução de fontes de energia renovável nas matrizes energéticas dos países.

Mais especificamente, o biogás e biometano, quando obtidos a partir de resíduos, tem um importante papel na matriz energética e na preservação do meio ambiente, pois além de serem energéticos renováveis também reduzem os impactos negativos devido a destinação inadequada de resíduos.

Entretanto, para que a indústria do biogás e biometano se desenvolva são necessárias estruturas regulatórias fiscais e mecanismos de apoio financeiro para que as restrições de capital se-

jam enfrentadas de modo a atingir a sustentabilidade financeira. A questão de sustentabilidade financeira é importante, uma vez que a produção e os usos finais do biogás e do biometano enfrentam desafios adicionais quando comparado com o gás natural, seu principal concorrente, tais como a necessidade de escala, os custos de limpeza e purificação, os custos dos gasodutos de ligação até o ponto de injeção, bem como dos requisitos de compressão adicional etc.

As políticas e regulações de incentivo são de suma importância e cumprem um papel importante na determinação da capacidade das plantas de biogás e biometano, bem como na definição do uso final de cada um destes energéticos.

As estruturas regulatórias para agricultura, saneamento básico e energias renováveis influenciam fortemente a adoção e a implementação da produção de biogás e biometano através do processo de digestão anaeróbia. Sua importância tem crescido à medida que os governos buscam reduzir as emissões de GEE através do aumento das fontes renováveis de energia.

As Tabelas 9.1 e 9.2 apresentam os resultados qualitativos que o subcomitê de agricultura do *Global Methane Initiative* (GMI)⁶ obteve em um estudo que teve como objetivo levantar a perspectiva global da digestão anaeróbia considerando políticas e incentivos para o setor (GMI, 2014). Observa-se na Tabela 9.1 que 85% dos países apresentam metas para energias renováveis, 85% possuem metas para redução de GEE, 80% para digestão anaeróbia e 93% possuem incentivos para este processo. Entretanto, o Brasil, apesar de apresentar metas para energias renováveis e para redução de GEE, não possui metas ou incentivos para a biodigestão anaeróbia.

⁶ Global Methane Initiative é uma iniciativa público-privada internacional que promove redução de metano e recuperação econômica e uso de metano como fonte de energia limpa em três setores: biogás (incluindo agricultura, resíduos sólidos urbanos e efluentes), minas de carvão e sistemas de petróleo e gás.

A Tabela 9.2 ilustra que a maioria dos países estudados – inclusive o Brasil – possuem tarifas especiais para biogás (*feed-in-tariffs*) e créditos de carbono, mas apenas alguns definiram isenções de impostos ou créditos (*renewable fuel credits*).

Verifica-se portanto que ainda há necessidade de um grande esforço no sentido de aumentar o aproveitamento energético do biogás e biometano no Brasil e no mundo.

Tabela 9.1 – Políticas a produção de biogás em 30 países estudados pelo *Global Methane Initiative*

Pais	Políticas para Digestão anaeróbica	Metas para Energia Renovável	Metas de Redução de gases de efeito estufa	Incentivos para Digestão Anaeróbica
Argentina		X		X
Bélgica	X	X	X	X
Brasil		X	X	
Bulgária	X	X	X	X
Canadá	X		X	X
Chile		X	X	
China	X	X	X	X
República Dominicana		X	X	X
Etiópia				X
Finlândia	X	X	X	X
França	X	X	X	X
Alemanha	X	X	X	X
Índia	X	X		X
Indonésia	X	X	X	X
Irlanda	X	X	X	X
Itália	X	X	X	X
México	X		X	X
Holanda	X	X	X	X
Nova Zelândia	X	X	X	X
Paquistão		X		X
Peru		X		X
Filipinas				X
Polónia	X		X	X
Sérvia		X	X	X
África do Sul	X		X	X
Suécia	X	X	X	X
Tailândia	X	X	X	X
Reino Unido	X	X	X	X
Estados Unidos	X	X	X	X
Vietnã	X	X	X	X

Fonte: Adaptado de GMI (2014).

Tabela 9.2 – Incentivos à produção de biogás em 30 países estudados pelo Global Methane Initiative

País	<i>Feed in Tarif</i>	Creditos de carbono	Iseções de impostos	<i>Renewable Fuel Credits</i>
Argentina	x	X		
Bélgica	X	X	X	X
Brasil	X	X		
Bulgária	X	X	X	
Canadá	X			
Chile		X		
China	X	X		
República Dominicana	X			
Etiópia	X			
Finlândia		X		
França	X	X		
Alemanha	X	X		
Índia	X	X	X	
Indonésia	X			
Irlanda	X	X		
Itália	X	X		
México		X	X	X
Holanda	X	X		
Nova Zelândia		X		
Paquistão	X			X
Peru	X			
Filipinas	X	X		
Polônia	X	X		
Sérvia	X			
África do Sul	X			
Suécia	X	X		
Tailândia	X			
Reino Unido	X	X	X	
Estados Unidos	X	X	X	X
Vietnã		X		

Fonte: Adaptado de GMI (2014).

Neste contexto, neste capítulo são apresentadas as políticas públicas e regulações relativas à produção e ao uso de biogás e biometano no Brasil, comparando-as com regiões selecionadas entre as mais desenvolvidas como os Estados Unidos e a União Europeia.

9.1. Políticas e Regulações de Incentivo em Algumas Regiões

9.1.1. União Europeia

O grande desenvolvimento do biogás e biometano na União Europeia é reflexo da vontade política de priorizar o uso das energias renováveis visando à redução dos GEE.

A União Europeia não possui uma política específica sobre biogás e biometano. O tema é tratado em várias políticas, planos e diretivas relacionadas às energias renováveis e bioenergia. Neste cenário, o biogás e biometano estão inseridos em três quadros de regulação da União Europeia: a Diretiva de Energias Renováveis (2009/28/CE), a Diretiva sobre Reciclagem e Recuperação de Resíduos (2008/98/CE) e a Diretiva sobre aterros (1999/31/CE).

Somado a isso, a Diretiva Europeia 2009/73 CE, que estabeleceu regras para o gás natural, também auxiliou o crescimento do uso do biometano, uma vez que as regras impostas para o gás natural são igualmente aplicáveis ao biometano desde que, do ponto de vista técnico e da segurança, este possa ser injetado e transportado na rede de gás natural.

Outro fator importante para o desenvolvimento do biogás e biometano na União Europeia foram os incentivos fiscais e financeiros, fundamentais para o desenvolvimento da economia deste setor.

O *National Renewable Action Plan* (EC, 2018) é a referência para que os Estados-Membros da União Europeia (UE) atinjam a meta de redução de emissões de gases de efeito estufa para 2020.

Na visão da UE, o biogás e o biometano são algumas das energias que auxiliarão a cumprir estas metas, principalmente em relação à eletricidade renovável e à produção de calor.

Os regimes de incentivo para estimular o desenvolvimento de energias renováveis relacionadas com o biogás na União Europeia são definidos a nível nacional, embora existam mecanismos análogos entre os Estados-Membros. Como exemplo de incentivo para o desenvolvimento da indústria do biogás na União Europeia tem-se:

- *Renewables Obligation (RO)*, que apoia a geração de energia elétrica renovável, exigindo que as concessionárias aumentem a produção dos geradores por meio da compra de Certificados de Obrigações Renováveis (*Renewable Obligations Certificates – ROCs*) negociáveis;
- *Feed-in Tariff (FiT)*, prevê um pagamento extra para os produtores de energia elétrica a partir de fontes renováveis. Este incentivo tem o objetivo de apoiar pequenas centrais de geração;
- *Renewable Heat Incentive (RHI)*, dá uma garantia de pagamento para o calor usado da combustão de biogás e também de todo o biometano injetado na rede de gás natural;
- *Renewable Transport Fuels Obligation (RTFO)*, obriga os fornecedores de combustíveis a obter 5% de seus combustíveis de transporte de fontes renováveis até 2014. O biometano é elegível para Certificados de Combustível Renovável (RTFC), que podem ser comprados por fornecedores de combustível para atender o RTFO;

A implementação destes mecanismos é diferente entre os países membros, por depender fortemente das condições do mercado local, tais como o preço da energia, do regime fiscal e da política econômica.

Ressalta-se que na UE, onde a produção e uso do biogás está, institucionalmente, fortemente relacionado às políticas e regulamentações das energias renováveis como a solar e hidroelétrica,

em alguns dos países da região a prioridade para o uso final do biogás é a geração de energia elétrica

A Alemanha liderou o desenvolvimento do biogás embasado em um forte sistema de subsídios para energia renovável, que levou não somente a um crescimento significativo da energia solar fotovoltaica, mas também das plantas de biogás.

O “Programa Integrado de Energia e de Proteção do Clima” (*Integrated Energy and Climate Protection Programme - IEKP*) da Alemanha é a linha mestra para este país atingir a meta de reduzir suas emissões de gases de estufa em 40% em relação aos valores de 1990 até o ano de 2020. Ele é constituído de 29 medidas que auxiliam a definir os programas de subvenção e regulação relativos às energias renováveis como o biogás e biometano, motivo pelo qual a Alemanha tem liderado o desenvolvimento destes energéticos por muitos anos. O apoio da Alemanha a este desenvolvimento do biogás e biometano ocorre por meio de um sistema de tarifas de aquisição, legislação que apoia fortemente o seu desenvolvimento (SANTOS *et al.*, 2015).

Na Suécia, as políticas para a concessão de incentivos para o desenvolvimento da indústria do biogás estão presentes nas políticas locais para energia e meio ambiente. O *Climate Investment Program (Klimp)* define os mecanismos de financiamento que apoiam os municípios e outros atores locais com investimentos de longo prazo, visando a redução das emissões de gases de efeito estufa (GEE) provenientes dos setores de energia, transporte entre outros (SANTOS *et al.*, 2015).

Dentre as ações políticas suecas, a mais importante é a taxação da energia e do dióxido de carbono. Adicionalmente, tem-se o programa de certificação da eletricidade, do investimento climático e da eficiência energética (HELD, 2008).

A taxação é uma forma do governo sueco fazer a gestão da geração de energia e, dessa forma incentivar o uso de fontes renováveis de energia e impulsionar a implantação de programas de eficiência energética. Quanto à certificação, a política foi implan-

tada com o objetivo de aumentar a geração de energia elétrica a partir de fontes renováveis. Com a implementação dessa política, a cada MWh gerado a partir de fontes renováveis, um certificado é emitido, e este pode ser vendido pelo produtor e, deste modo, gerar receita adicional (SANTOS et al., 2015).

A Suécia apoia fortemente o biogás, mas com um foco particular no *upgrading* para o biometano, visando o uso final no setor de transporte. Neste setor, cada unidade de biogás e biometano recebe um subsídio de até 30% do valor do investimento total. O usuário final (no caso o proprietário do veículo a biometano) também se beneficia de um subsídio financeiro na aquisição do veículo e na compra do combustível.

No Reino Unido, o *Carbon Price Floor* (CPF) e o *Renewable Heat Incentive* fornecem uma estrutura tarifária do tipo *feed-in* que incentiva tanto a produção de biogás quanto o seu *upgrading* para biometano, visando a injeção na rede.

Todas as políticas e programas citados acima, entre outras, forneceram incentivos suficientes para o rápido crescimento de investimento em infraestrutura para produção de biogás e biometano na União Europeia.

A Tabela 9.3 mostra uma visão geral dos principais incentivos para a indústria do biogás na Alemanha, na Espanha e na Suécia e a Figura 9.1 mostra o cenário de incentivos financeiros na União Europeia. Da Tabela 9.3 nota-se que os incentivos fiscais da Alemanha e a Espanha priorizam a geração de eletricidade uma vez que esses países tem medidas que suportam o acesso prioritário a rede elétrica para a eletricidade gerada a partir do biogás. A Figura 9.1 aponta que uma grande parte dos países da União Europeia também apoiam a geração de eletricidade a partir de biogás por meio de *feed in tariff*.

Tabela 9.3 – Incentivos fiscais para produção e uso final de biogás e biometano para os países especificados

Medidas de suporte econômico	Alemanha	Espanha	Suécia
Subsídios ao investimento	sim	sim	sim
Empréstimos para investimento em condições especiais	sim	sim	não
Tarifas especiais	sim	sim	não
Certificados verdes	não	não	sim
Apoio indireto (imposto sobre o carbono)	sim	não	Sim
Suporte adicional para instalações de pequena escala	sim	sim	não
Incentivos para uso de esterco como matéria-prima	sim	sim	sim
Incentivos para a utilização de culturas energéticas	sim	não	sim
Apoio orientado para o conhecimento			
Apoio por meio de ações informativas	sim	sim	sim
Biogás como parte de estratégias de desenvolvimento rural	sim	sim	sim
Biogás como parte de estratégias de manejo de adubo	sim	sim	sim
Medidas de suporte adicional			
Acesso prioritário à rede elétrica nacional	sim	sim	não

Fonte: Engdahl (2010).

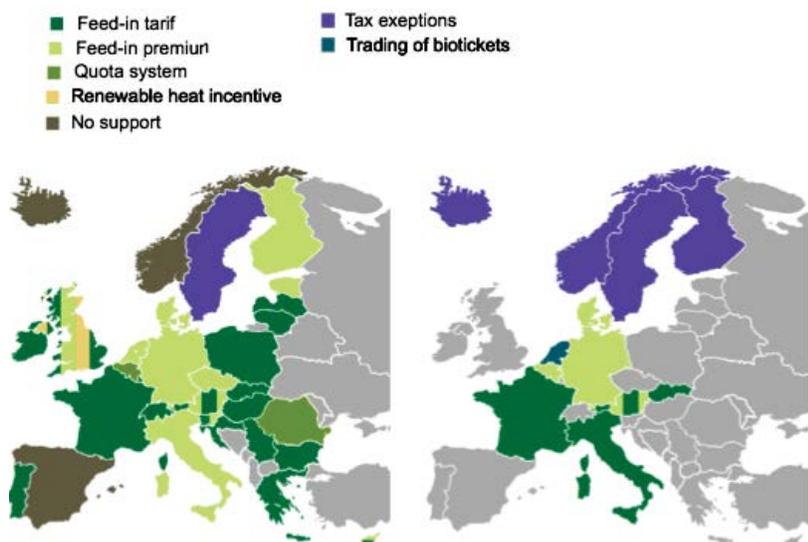


Figura 9.1 – Cenário de incentivos financeiro na União Europeia.

Fonte: Van Grinsven et al., (2017).

9.1.2. Estados Unidos (EUA)

Nos EUA, as preocupações ambientais, as questões de sustentabilidade, a necessidade de melhores práticas para gestão dos resíduos e o interesse do público em fontes de energia alternativas levaram os formuladores de políticas federais e estaduais a criar incentivos para a adoção de sistemas de digestão anaeróbia por produtores agrícolas e resíduos sólidos municipais. A agência de proteção ambiental dos EUA (*United States Environmental Protection Agency* – USEPA) estabeleceu o programa Agstar, que fornece assistência técnica aos produtores agrícolas na recuperação de biogás.

Departamento de Agricultura dos EUA (USDA) criou o Programa Energia Rural para América (REAP) que fornece assistência financeira aos produtores agrícolas e pequenas empresas rurais para adquirir, instalar e construir sistemas de energia

renovável, fazer melhorias de eficiência energética em edifícios e instalações não residenciais, usar tecnologias renováveis que reduzem o consumo de energia, e participar em auditorias energéticas e assistência ao desenvolvimento de energias renováveis. O REAP garante empréstimos e doações a produtores agrícolas e pequenas empresas rurais para melhorar a eficiência energética e produzir energia renovável (GMI, 2014).

A *Renewable Portfolio Standard* (RPS) é uma lei que exige que os fornecedores de eletricidade de varejo gerem uma porcentagem mínima de sua eletricidade usando fontes renováveis elegíveis. Nesse cenário, o biogás (ou gás natural renovável) auxilia a cumprir as metas de política de RPS e a garantir portfólios estáveis de energia.

Atualmente, 29 estados americanos e o Distrito de Columbia tem leis obrigatórias de RPS e sete estados tem metas não vinculantes. Uma lei estadual típica inclui uma porcentagem a ser cumprida e uma data limite para atendê-la. Como exemplo, o estado da Califórnia exige que as concessionárias municipais e investidores gerem 33% de sua energia a partir de fontes renováveis até 2020. O descumprimento ao RPS é punido por multas e limita estatutariamente o impacto na taxa do consumidor.

O Incentivo à Produção de Energia Renovável (REPI) é um programa americano que fornece pagamentos de incentivo para a eletricidade gerada e vendida por novas instalações qualificadas de energia renovável. Os sistemas qualificados devem gerar eletricidade usando energia solar, eólica, geotérmica (com certas restrições), biomassa, biogás de aterro sanitário, etc.

O Crédito Fiscal à Produção de Energia Renovável (PTC), crédito oferecido periodicamente para a produção de energia elétrica a partir de fontes renováveis, é o principal programa de incentivo do governo federal americano para energia renovável. O PTC oferece aos sistemas de biomassa eólica, solar, geotérmica e de ciclo fechado um crédito de 1,8 centavos de dólar por kWh gerado e um crédito de 0,9 centavos de dólar por kWh gerado para biomassa de ciclo aberto, biogás de aterro sanitário, incineração de

resíduos e pequenas centrais hidrelétricas (abaixo de 5,0 MW). Tecnologias que se qualificam como energia renovável podem mudar a cada ano que o PTC é reautorizado.

Ainda, o Programa de Bioenergia para Biocombustíveis Avançados apoia e garante a expansão da produção de biocombustíveis avançados, mediante o pagamento de benefícios aos produtores avançados de biocombustíveis. Nestes programas, são elegíveis tecnologias de produção de biogás de aterro sanitário e de estações de tratamento de esgoto.

9.1.3. Brasil

No Brasil, em nível federal, a produção e uso de biogás e biometano é impulsionada pela Lei nº 12.187/2009, que instituiu a Política Nacional de Mudanças Climáticas, fornecendo as diretrizes gerais para que o Brasil possa reduzir suas emissões de gases de efeito estufas, e pela Lei nº 12.305/2010, que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) disciplinando a destinação final dos resíduos sólidos gerados.

Além disso, a Lei nº 13.576 de 26 de dezembro de 2017 instituiu a Política Nacional de Biocombustíveis (Renovabio), que foi regulamentada pelo Decreto Federal nº 9.308 de 15 de março de 2018. Esta política tem por objetivo definir a estratégia para o aumento da produção de biocombustíveis e, assim, aumentar a sua participação na matriz energética brasileira. Como resultado dessa política, espera-se a descarbonização da matriz energética brasileira e, deste modo, atender os compromissos assumidos pelo Brasil no âmbito do Acordo de Paris. Espera-se, também, o aumento da participação dos biocombustíveis na matriz energética com garantia de regularidade de abastecimento.

O decreto que regulamenta o Renovabio estabeleceu que o Conselho Nacional de Política Energética irá definir as metas compulsórias anuais de redução de emissões de gases de efeito estufa para o setor de comercialização de combustíveis, as quais serão

comprovadas por meio dos Créditos de Descarbonização (CBios). Esses créditos são gerados considerando a produção, importação e comercialização de biocombustíveis por parte do comercializador. O decreto também estabelece multas na hipótese de não cumprimento das metas por parte dos distribuidores de combustíveis.

Observa-se que em nível federal, o Decreto nº 5.163/2004 que dispõe, entre outros pontos, sobre a Geração Distribuída e a Resolução ANEEL nº 482/2012, complementada pela Resolução ANEEL nº 687/2015, estabelecem as condições gerais para o acesso de microgeração e minigeração distribuída aos sistemas de distribuição de energia elétrica e para o sistema de compensação de energia elétrica. Estas resoluções impulsionam a geração de biogás e seu uso final para geração de energia elétrica, principalmente para pequenos produtores rurais.

No âmbito dos Estados, São Paulo, Rio de Janeiro, Espírito Santos, Paraná, Rio Grande do Sul, Bahia, Goiás entre outros, todos possuem políticas de mudanças climáticas que indiretamente estimulam a produção e uso de biogás e biometano.

No estado do Rio de Janeiro a Lei nº 6361, de 18 de dezembro de 2012 e regulamentada pelo Decreto 44.855/14 de 26 de junho de 2014 dispõe sobre a política do gás natural renovável e impõe às concessionárias de distribuição de gás canalizado do estado do Rio de Janeiro adquirir, de forma compulsória, todo o GNR produzido no Estado até o limite de 10% (dez por cento) do volume de gás natural convencional distribuído por cada uma delas.

Quanto ao estado de São Paulo, há o Decreto nº 58.659 de 4 de dezembro de 2012, que instituiu o Programa Paulista de Biogás e Biometano. Este programa também prevê uma porcentagem compulsória de volume de biometano que deve ser distribuído junto com o gás natural não renovável.

O Programa Paulista de Biogás, instituído pelo Decreto nº 58.659/2012, ora está sendo regulamentado em 2018 para que possa ser implementado em sua plenitude. Para tanto, está sendo discutido com os atores envolvidos o percentual de biometano a ser injetado na rede de distribuição de gás natural. Somado a isso,

a ARSESP editou a resolução nº 744 de 26/07/2017, que dispõe sobre as condições de comercialização e distribuição de biometano na rede de gás canalizado no âmbito do estado de São Paulo.

No Paraná, a Lei nº 19.500 de 21 de maio de 2018 instituiu a política estadual de biogás e biometano. Esta política tem por objetivo fomentar a produção e consumo de biogás e biometano no estado, que se dará por meio de programas e regulamento específicos. A lei também coloca a obrigatoriedade da injeção de um percentual mínimo de biometano ao gás natural distribuído, com o estabelecimento de tarifas e preços mínimos a serem seguidos.

O estado de Santa Catarina Santa Catarina, em junho de 2018, aprovou o Projeto de Lei nº 26/2018 que institui a Política Estadual do Biogás e estabelece outras providências. Esta política cria incentivo para transformar resíduos orgânicos da produção animal em energia. Ainda em Santa Catarina, está em tramite o PL./0097.4/2015, que institui o Programa de Agroenergia no estado de Santa Catarina que, quando aprovado, também auxiliará a implantação da indústria do biogás e biometano no estado.

Por fim, no estado de Minas Gerais está em tramitação o Projeto de Lei nº 5.240/2018 que dispõe sobre a Política Estadual de Biogás e Biometano.

Quanto aos incentivos fiscais, no Brasil há incentivos financeiros que auxiliam o desenvolvimento do mercado de energia renovável, os quais podem ser reivindicados para o caso de produção de biogás e biometano e seus usos finais. O Plano Nacional de Agroenergia, o Programa de Agricultura de Baixo Carbono, o Programa Nacional para a Agricultura Familiar (PRONAF), o Programa de Incentivo às Fontes Alternativas de Energia (PROINFA), entre outros, são exemplos de programas que podem ser referenciados para obtenção de recursos financeiros diferenciados para produção de biogás e geração de energia elétrica a partir dele. A maioria destes programas preveem incentivos que propiciam créditos diferenciados para inovação e transferência de tecnologia que garanta a sustentabilidade da cadeia produtiva da agroenergia. Especificamente no estado de São Paulo, o Decreto nº 60.001, de 20 de dezembro de 2013 reduziu a base de cálculo do imposto incidente nas saídas in-

ternas de biogás e biometano, este decreto institui que a carga tributária corresponda ao percentual de 12% (SANTOS et al., 2015).

9.2. Requisitos Legais de Qualidade de Biometano

Nos EUA, de forma semelhante às questões de política, cada estado tem o poder de elaborar suas próprias regulamentações. No caso da qualidade do GNR, em nível federal no CFR 40 §80.1401, a EPA definiu GNV renovável e GNL renovável como “gás de qualidade de gasoduto” derivado de biogás. Conforme o Pathways II, CFR 79 § 42.138 de 18 de julho de 2014, o GNR pode, em alguns casos, ser comprimido ou liquefeito no local e usado para fins de transporte. Nestes casos, não precisa necessariamente ser processado para a qualidade da tubulação⁷. No entanto, quando o biometano é injetado em um gasoduto comercial, com a intenção de ser retirado a jusante para uso na produção de GNV ou GNL, ele deve ser limpo para “qualidade de tubulação”.

No estado da Califórnia, a *Rule 30* de 2013 é uma diretriz criada pelas concessionárias estaduais especificando aos produtores de biometano a qualidade de gás de dutos que estes devem atender para que o biometano seja recebido e distribuído. Os requisitos envolvem dois aspectos principais: limites máximos dos constituintes gasosos (especificações baseadas na composição) e especificações de permutabilidade do gás (especificações de qualidade baseadas em desempenho). A Tabela 9.4 apresenta valores de alguns parâmetros controlados pela *Rule 30*.

⁷ Segundo a EPA, a definição de GNV e GNL renováveis define que a corrente GNR injetada em um gasoduto seja de “qualidade de tubulação”. A EPA interpreta esse requisito como um gás em que os contaminantes (ou seja, quaisquer componentes que não sejam hidrocarbonetos e alguns gases inertes) no biogás bruto foram removidos para especificações de qualidade de dutos antes de ser misturado com o gás natural não renovável. O resultado é que apenas o poder calorífico e os componentes inertes são os parâmetros remanescentes nos quais a mistura com gás natural ou propano não renovável pode ser usada para atingir a qualidade da tubulação.

Tabela 9.4 – Rule 30 - Especificações de biometano - Limites e Níveis de Ação

Parâmetro	Limites ¹ e/ou níveis de ação ²
Vapor d'água	7 lb/MMscf (ou 20°F se P>800 psi)
Ponto de orvalho de hidrocarbonetos	45°F at 400 psi ou P, se P<400 psi (ou 20°F at 400 psi se P>800 psi)
Poder calorífico Superior	990 ≤PCS≤1150 Btu/cf
Índice de Woobe	1279 ≤WN≤1385
Componentes maiores: C1 to C6+ CO ₂ , N ₂ , O ₂ , CO, H ₂	4%
CO ₂	3%
Particulado	isento
Temperatura	50°F ≤T≤ 105°F
Cloreto de vinila ³	1170 ppbv
Aldeídos e cetonas	Spot <0.1 ppmv
Amônia	Spot <0.001%
Biológico	100/scf
Hidrogênio	spot < 1%
Mercúrio	spot < 0.01 mg/m ³
Metais voláteis	spot < 0.01 mg/m ³
Siloxanos	Comercialmente livre de ou ND<0.1 mg Si/m ³ continuamente ⁴
VOCs	< spot 1 ppm
SVOCs	< spot 1 ppm
Hidrocarbonetos halogenados	< spot 1 ppm
PAHs	< spot 1 ppm

Nota: (1) Os limites são indicados em NEGRITO e são valores máximos, salvo indicação em contrário; (2) Valores para testes pontuais listados são níveis que requerem ação adicional. Isso pode incluir um aumento na frequência de testes, instalação de monitor, aviso do produtor, exigir o estabelecimento de um limite e/ou exigir o monitoramento de outros parâmetros operacionais com forte correlação ao parâmetro spot. Frequência de teste spot: Antes de receber gás, deve haver dois testes (cru e processado), durante o *start up* - outros dois testes; pós *start-up* é determinado o período de monitoramento. Um programa de monitoramento contínuo pode incluir testes periódicos que são quinzenais, mensais, trimestrais, semestrais, anuais ou contínuos, dependendo dos resultados dos testes anteriores; (3) Limite de Cloreto de Vinila é da CPUC Ordem Geral 58A; (4) Continuamente: o analisador on-line ainda não está disponível, portanto, os métodos de teste listados são para testes pontuais periódicos.

Fonte: SDGE (2014)

Na União Europeia, o biometano é injetado na rede Europeia de gás natural na Holanda, Alemanha, Áustria, Suíça e Suécia a vários anos. Em 2003, a Diretiva Europeia 2003/55/EC permitiu a injeção de gases de fontes não convencionais à rede de gás natural quando tecnicamente possível e quando a segurança é mantida.

Todos os países produtores de biometano desenvolveram padrões nacionais para injeção conforme mostra a Tabela 9.5. No entanto, todos eles usam diferentes parâmetros e/ou concentrações de compostos (com exceção do metano) com grandes variações até um fator de 100.

Em abril de 2016 foi publicado a EN 16723 parte 1 *“Natural gas and biomethane for use in transport and biomethane for injection in the natural gas network – Part 1: Specifications for biomethane for injection in the natural gas network”*⁸, que especifica os requisitos e os métodos de ensaio para injeção de biometano na entrada das redes de gás natural.

Em Junho de 2017 foi publicado a EN 16723 parte 2 *“Natural gas and biomethane for use in transport and biomethane for injection in the natural gas network – Part 2: Automotive fuel specifications”*⁹, que especifica os requisitos e métodos de ensaio para o gás natural (grupo L e H, como na EN 437), biometano e misturas de ambos no ponto de utilização como combustíveis para automóveis, independentemente do estado de armazenamento (comprimido ou liquefeito).

Ambas as normas Europeias consideraram uma qualidade mínima do biometano e especificações para projeto, filosofia de operação e manutenção da rede entre outros requisitos específicos os quais dependem da avaliação de risco consoante com o ponto de injeção

⁸ Gás natural e biometano para uso em transporte e biometano para injeção na rede de gás natural - parte 1: especificações para o biometano para injeção na rede de gás natural

⁹ Gás natural e biometano para uso em transporte e biometano para injeção na rede de gás natural - parte 2: especificação de combustíveis automotivo

Tabela 9.5 – Especificação do biometano em diversos países

Constituintes	Áustria	França	Bélgica	Rep. Checa	Alemanha	Suécia	Suíça
CH ₄ % (mol)	≥ 96	≥ 86	≥ 85	≥ 95	-	≥ 97	≥ 96
CO ₂ % (mol)	≤3	≤2,5	≤2,5	≤5	≤6 (seco)	≤3	≤6
O ₂ % (mol)	≤0,5	≤0,01	-	≤6	≤0,5 (húmido) 3 (seco)	≤1	≤0,5
H ₂ % (mol)	≤4	≤6	≤0,1	-	≤5	≤0,5	≤4
CO % (mol)	-	≤2	≤0,2	-	-	-	-
S total (mg/Nm ³)	≤10	≤30	≤30	≤30	≤30	≤23	≤30
H ₂ S (+COS em Fr, Be e Es) (mg/Nm ³)	≤5	≤5	≤5	≤7	≤5	≤10	≤5
Mercaptanas (mg/Nm ³)	≤6	≤6	≤6	≤5	≤15	=	≤5 ppmV
Compostos halogenados (mg/Nm ³)	0	≤1 (Cl) ≤10 (F)	≤1 (Cl) ≤10 (F)	≤5 (Cl +F)	0	=	≤1
Metais pesados (mg/Nm ³)		≤1 (µg Hg)	≤1 (µg Hg)	-	≤5	=	≤5
Siloxanos (mg/Nm ³)	≤10	-	-	≤6	-	-	-
Amônia (mg/Nm ³)	isento	≤3	≤3	isento	-	≤20	≤20
H ₂ O (mg/Nm ³)			≤110	-	-	≤32	-
Ponto de orvalho da água	≤-8 (40 bar)	≤-5 (Pmáx)	-	≤-10	temp. do solo	≤tmin-5	prevenir cond.
Odorizante	Definido pela rede (GN)	15-40 mg 3THT/m	-	-	Definido pela rede (GN)	Definido pela rede (GN)	15-25 mg 3THT/m
Partículas	Tecnic. isento	Tecnic. isento	-	sem part.	sem part.	≤1µm	-
Microrganismos	-	-	-	-	-	-	-
BTX (mg/Nm ³)	-	-	-	-	-	-	-

Fonte: Mendonça, 2016.

No Brasil, a definição da qualidade do GNR para injeção na rede de GN ou uso veicular é atribuição da Agência Nacional de Petróleo (ANP), que por meio da Resolução nº 08 de janeiro de 2015, alterada pela Resolução nº 685 de 2017, definiu os requisitos mínimos para a injeção na rede de distribuição de gás natural ou o uso veicular do biometano produzido a partir de resíduos da indústria agrosilvopastoril. A qualidade requerida por esta resolução é apresentada na Tabela 9.6. Ressalta-se que, da mesma forma que consta na Resolução da ANP nº 16 de 2008, que especifica a qualidade do gás natural, nacional ou importado, a ser comercializado em todo o território nacional, a Resolução ANP nº 8/2015 especifica requisitos de qualidade diferenciados para a Região Norte, devido à qualidade do gás natural produzido e distribuído nessa região possuir qualidade diferente das demais regiões do Brasil.

Quanto à injeção de biometano proveniente de aterros sanitários e de estações de tratamento de efluentes domésticos, devido a presença de siloxanos e outros compostos, a ANP emitiu a Resolução nº 685 de 29 de junho de 2017, específica para biometano gerado a partir destes resíduos. A Tabela 9.7 apresenta a especificação do biometano para uso veicular e injeção na rede de distribuição de gás natural.

Tabela 9.6 – Requisitos para biometano proveniente de resíduos da indústria agrosilvopastoril para uso veicular ou injeção na rede de distribuição de GN

Característica	Unidade	Limite (2)		
		Norte	Nordeste	Centro-Oeste, Sudeste e Sul
Poder Calorífico Superior	kJ/m ³	34.000 a 38.400	34.000 a 38.400	40.500 a 45.000
	kWh/m ³	9,47 a 10,67	9,47 a 10,67	9,72 a 11,94
Índice de Wobbe	kJ/m ³	40.500 a 45.000	40.500 a 45.000	46.500 a 53.500
Metano, mín.	% mol.	90	90	90
Etano (3)	% mol.	anotar	anotar	anotar
Propano (3)	% mol.	anotar	anotar	anotar
Butanos e mais pesados (3)	% mol.	anotar	anotar	anotar
Oxigênio, máx.	% mol.	0,8	0,8	0,8
CO ₂ , máx.	% mol.	3	3	3
CO ₂ + O ₂ + N ₂ , máx.	% mol.	10	10	10
Enxofre Total, máx.(4,5)	mg/m ³	70	70	70
Gás Sulfídrico (H ₂ S), máx.	mg/m ³	10	10	10
Ponto de orvalho de água a 1atm, máx. (6)	°C	-39	-39	-45
Ponto de orvalho de hidrocarbonetos (7, 8)	°C	15	15	0

Observações:

(1) O produtor deve instalar um filtro de 1,0 µm para assegurar a remoção dos micro - organismos.

(2) Os limites especificados são valores referidos a 293,15K (20°C) e 101,325kPa (1atm) em base seca, exceto os pontos de orvalho de hidrocarbonetos e de água.

(3) A determinação somente deve ser realizada quando houver a adição de gás natural, GLP ou propano.

(4) A odorização do biometano quando necessária deverá atender a norma ABNT NBR 15616 e NBR 15614.

(5) É o somatório dos compostos de enxofre presentes no biometano.

(6) Caso a determinação seja em teor de água, a mesma deve ser convertida para ponto de orvalho em (°C), conforme correlação da ISO 18453. Quando os pontos de recebimento e de entrega estiverem em regiões distintas, observar o valor mais crítico dessa característica na especificação.

(7) O ponto de orvalho de hidrocarbonetos só precisa ser analisado quando houver adição de propano ou GLP, devendo a medição para fins do certificado de qualidade ser feita em linha após o enriquecimento do gás. O ponto hidrocarbonetos da mistura deve ser calculado por meio de equação de estado com base nas composições obtidas nas cromatografias convencional e estendida, reportando o valor encontrado como ponto de orvalho de hidrocarbonetos. Caso a presença de hexanos e mais pesados não tenha sido detectada na cromatografia convencional, fica dispensada a necessidade de se realizar a cromatografia estendida.

(8) Fica dispensada a análise do ponto de orvalho de hidrocarbonetos para o caso do enriquecimento com gás natural.

Fonte: (ANP, 2017)

Tabela 9.7 – Requisitos para biometano proveniente de resíduos de aterro sanitário e estação de tratamento de esgoto para uso veicular ou injeção na rede de distribuição de GN

Característica	Unidade	Limite (2)		
		Norte	Nordeste	Centro-Oeste, Sudeste e Sul
Poder Calorífico Superior	kJ/m ³	34.000 a 38.400	34.000 a 38.400	40.500 a 45.000
	kWh/m ³	9,47 a 10,67	9,47 a 10,67	9,72 a 11,94
Índice de Wobbe	kJ/m ³	40.500 a 45.000	40.500 a 45.000	46.500 a 53.500
Metano, mín.	% mol.	90	90	90
Etano (3)	% mol.	anotar	anotar	anotar
Propano (3)	% mol.	anotar	anotar	anotar
Butanos e mais pesados (3)	% mol.	anotar	anotar	anotar
Oxigênio, máx.	% mol.	0,8	0,8	0,8
CO ₂ , máx.	% mol.	3	3	3
CO ₂ + O ₂ + N ₂ , máx.	% mol.	10	10	10
Enxofre Total, máx.(4,5)	mg/m ³	70	70	70
Gás Sulfídrico (H ₂ S), máx.	mg/m ³	10	10	10
Ponto de orvalho de água a 1atm, máx. (6)	°C	-39	-39	-45
Ponto de orvalho de hidrocarbonetos (7, 8)	°C	15	15	0
Teor de siloxanos, máx.	mgSi/m ³	0,3	0,3	0,3
Clorados, máx.	mg (Cl/m ³)	5,0	5,0	5,0
Fluorados, máx.	mg (F/m ³)	5,0	5,0	5,0

Notas: (1) Os limites especificados são valores referidos a 293,15K (20°C) e 101,325kPa (1atm) em base seca, exceto os pontos de orvalho de hidrocarbonetos e de água; (2) A determinação somente deve ser realizada quando houver a adição de gás natural, GLP ou propano; (3) A odorização do Biometano quando necessária deverá atender à norma ABNT NBR 15616 e NBR 15614; (4) É o somatório dos compostos de enxofre presentes no Biometano, devendo a periodicidade ser definida, conforme a análise de risco; (5) Caso a determinação seja em teor de água, a mesma deve ser convertida para ponto de orvalho em (°C), conforme correlação da ISO 18453. Quando os pontos de recebimento e de entrega estiverem em regiões distintas, observar o valor mais crítico dessa característica na especificação; (6) O ponto de orvalho de hidrocarbonetos só precisa ser analisado quando houver adição de propano ou GLP, devendo a medição para fins do certificado de qualidade ser feita em linha após o enriquecimento do gás. O ponto cricondentherm da mistura deve ser calculado por meio de equação de estado com base nas composições obtidas nas cromatografias convencional e estendida, reportando o valor encontrado como ponto de orvalho de hidrocarbonetos. Caso a presença de hexanos e mais pesados não tenha sido detectada na cromatografia convencional, fica dispensada a necessidade de se realizar a cromatografia estendida; (7) Fica dispensada a análise do ponto de orvalho de hidrocarbonetos para o caso do enriquecimento com gás natural.

Fonte: ANP (2017)

10

ROTAS TECNOLÓGICAS PARA PRODUÇÃO DE BIOMETANO

Dependendo do uso que será dado ao biogás, é necessário um pré-tratamento e, posteriormente, outros tratamentos para adequá-lo ao seu uso final.

Comumente, denomina-se limpeza (*cleaning process*), a remoção de compostos presentes em menores quantidades. No caso da remoção do oxigênio, nitrogênio e CO_2 para ajuste do poder calorífico dá-se o nome de purificação ou *upgrading*, e o gás resultante é chamado de biometano.

Para a queima direta do biogás em caldeiras, motores estacionários e microturbinas com a finalidade de geração de energia elétrica e térmica, é suficiente o processo de limpeza, onde são retirados compostos como vapor d'água, H_2S , NH_3 , siloxanos e particulados.

Para a produção de biometano a partir do biogás, visando o uso veicular ou a injeção na rede de distribuição de gás é necessário que o biogás passe por duas etapas, conforme ilustrado na

Figura 10.1. Na primeira etapa, de limpeza, são utilizadas tecnologias que promovem a retirada dos contaminantes. Estas tecnologias são insuficientes para atingir os valores de qualidade de biometano exigidos pelas normas que regulamentam a sua qualidade tanto para uso veicular e injeção na rede de distribuição de gás natural. Assim, na segunda etapa, de purificação, são necessários processos adicionais para ajustar as concentrações dos diversos componentes aos valores exigidos pelos dispositivos legais que regulam a qualidade do biometano. O processo de reforma de metano para produção de hidrogênio ilustrado na Figura 10.1 ainda se encontra em desenvolvimento e não será discutido nesta publicação.

As tecnologias existentes e comercializadas para limpeza e purificação do biogás já são empregadas para outros fins, sendo principalmente a separação por membrana, absorção física, absorção química, absorção por balanço de pressão (*Pressure Swing Adsorption* – PSA) e lavagem com água pressurizada (*Pressured Water Scrubbing*– PWS). Estas tecnologias são utilizadas em diversos países que se destacam por serem os maiores produtores de biogás e biometano na União Europeia, como Alemanha e Suécia. Técnicas menos utilizadas incluem a separação criogênica e separação em bocal sônico¹⁰ (esta última ainda em desenvolvimento).

Ressalte-se que PSA e PWS são as tecnologias para as quais há disponibilidade de dados mais robustos referentes a custos, bem como existe maior experiência na aplicação para purificação de biogás (ALTAUS, URBAN, 2005). Mais recentemente, tecnologias como absorção em solução química e membrana aumentaram sua participação no mercado de purificação, mas ainda há poucos dados técnicos e de custo para essas tecnologias (BAUER *et al.*, 2012).

¹⁰ Projeto atualmente em desenvolvimento no *Research Centre for Gas Innovation* (RCGI).

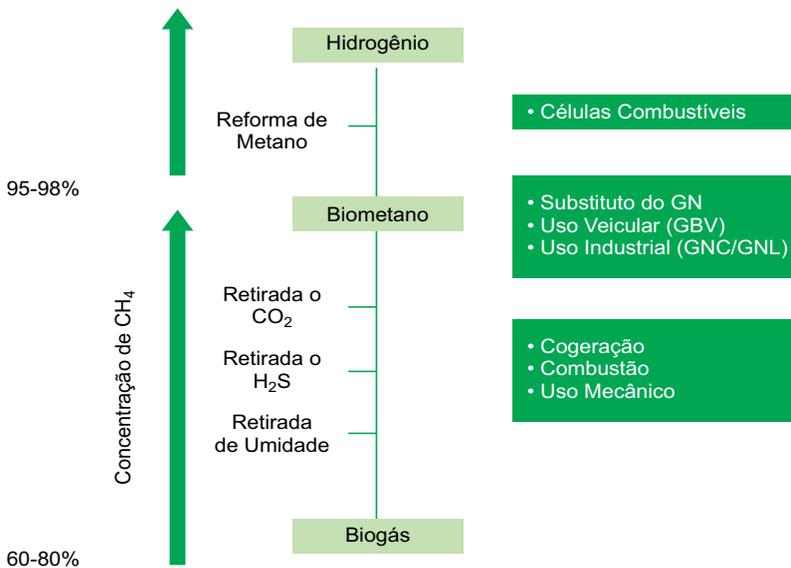


Figura 10.1 – Necessidade de tratamento do biogás conforme seu uso final.

Fonte: BRASIL (2015)

A definição por uma tecnologia de purificação de biogás depende fortemente da composição do biogás, da eficiência de purificação desejada, do porte da instalação e dos custos envolvidos.

Neste capítulo, é feita uma breve descrição das tecnologias empregadas para limpeza e purificação de biogás e, esta será a divisão adotada para a descrição.

10.1. Tecnologias para Limpeza do Biogás

O biogás bruto contém impurezas como H₂S, NH₃, siloxanos, O₂, N₂, VOCs, H₂O e H₂. A eficiência de retirada dessas impurezas deve ser em função do uso final e também da tecnologia empregada para purificação do biogás, uma vez que alguns desses compostos podem ser prejudiciais ao processo de purificação e devem ser removidos parcialmente ou totalmente antes do processo de purificação.

10.1.1. Tecnologias de Remoção de Umidade

O biogás “*in natura*” encontra-se saturado em vapor d’água e a quantidade presente depende da temperatura do biogás no biodigestor. (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2008; KADAM; PANWAR, 2017). Vários autores reportam que as concentrações de água encontradas em biogás de diferentes substratos são da ordem de 3 a 10% v/v.

As regulamentações que especificam a qualidade do biometano para a injeção em redes de distribuição de gás natural e uso em veículos estabelecem que o ponto de orvalho seja, no mínimo, -39°C para biometano produzido nas regiões norte e nordeste e -45°C para as regiões centro-oeste, sudeste e sul (ANP, 2015, 2017).

O processo da condensação do vapor d’água ao longo de tubulações é responsável pela obstrução e corrosão das mesmas (YANG *et al.*, 2014), particularmente em combinação com outros contaminantes, como os compostos que contêm enxofre. A água presente no biogás pode, também, comprometer a eficiência dos processos de remoção de outras impurezas e do processo de purificação do biogás (KADAM; PANWAR, 2017). Portanto, a remoção de água deve ocorrer no estágio inicial do tratamento do biogás, principalmente para sistemas de purificação que utilizam tecnologias de PSA e membrana (LEME e SEABRA, 2017).

Para remover a água do biogás, quatro métodos podem ser aplicados; resfriamento, compressão, absorção e adsorção (WELLINGER *et al.*, 2013). Resfriamento e compressão baseiam-se na alteração da temperatura e/ou da pressão do biogás, o que afeta as condições de equilíbrio termodinâmico do vapor de água na mistura gasosa, forçando a condensação do vapor de água, que é posteriormente coletado. Em particular, a remoção da água do biogás por condensação faz com que impurezas solúveis em água sejam dissolvidas e, portanto, são também removidas. Isso inclui contaminantes como H_2S , NH_3 , partículas e siloxanos. (WELLINGER *et al.*, 2013).

A absorção é baseada no uso de soluções de glicol, sendo as moléculas de água atraídas devido às fortes ligações (PETERSSON; WELLINGER, 2009). No fenômeno de adsorção, a molécula de água é atraída pelo material adsorvente, como por exemplo óxido de alumínio, óxido de magnésio, carvão ativado, sílica ou zeólitos (WELLINGER *et al.*, 2013). Após um determinado tempo, o material que forma o leito de adsorção fica saturado, perdendo sua capacidade de remover umidade, sendo necessária a regeneração do leito.

Para atingir os valores especificados nas regulamentações da ANP, principalmente para plantas que não têm remoção de água a montante ou que utilizem tecnologias à base de água para a limpeza e purificação do biogás (lavagem com água ou aminas). ao final do processo de purificação é necessário um processo de secagem fina para atingir os valores regulamentados (LEME; SEABRA, 2017; DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2008).

Considerando-se que muitos processos de limpeza do biogás requerem a elevação da pressão do biogás, é comum que a umidade seja removida nos estágios iniciais com resfriamento e coleta do condensado (LEME; SEABRA, 2017). A Figura 10.2 apresenta esquematicamente o processo de remoção de umidade por condensação e resfriamento.

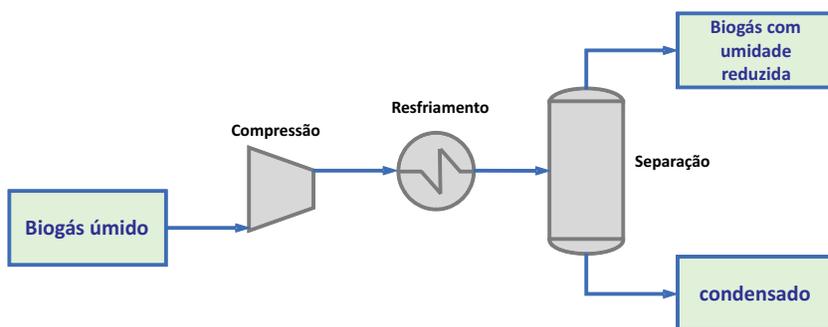


Figura 10.2 – Esquema típico para secagem do biogás por condensação (compressão e resfriamento)

Fonte: Elaboração dos autores.

Em instalações simples, como plantas para geração de energia, é comum promover a redução de temperatura e forçar a condensação. Opções como *chillers* elétricos (PETTERSON; WELLINGER, 2009) ou trocadores de calor com água gelada são alternativas para remoção de água por redução de temperatura.

É preciso notar que o processo de condensação faz uma remoção parcial da umidade, suficiente para queima direta, mas não para atingir os padrões de qualidade exigidos nos dispositivos legais que regulam a qualidade do biometano. Para este uso, é necessário o uso complementar de outros processos como adsorção ou absorção para que níveis de umidade desejado sejam atingidos (KADAM; PANWAR, 2017).

A adsorção é um dos processos físico-químicos utilizados para atingir o nível de umidade presente no biometano, ou seja, para ajuste fino da umidade. A adsorção em leito fixo é capaz de satisfazer os níveis de umidade em biometano estabelecidos em regulamentações de qualidade deste combustível, podendo atingir pontos de orvalho de até -90°C a depender do material utilizado para a adsorção.

O elemento adsorvente mais utilizado é a sílica gel, mas existem outras opções disponíveis, tais como carvão ativado, óxidos de alumínio, zeólitos e outras peneiras moleculares (BRASIL, 2015). Com sílica gel é possível obter-se temperatura de orvalho da ordem de -60°C , temperatura 15 graus menor que a temperatura exigida pela ANP na regulamentação de qualidade de biometano para uso veicular ou injeção na rede de distribuição de gás natural.

O processo de adsorção geralmente ocorre a temperatura ambiente e com pressão variando de 6 a 10 bar. Já a regeneração do leito pode ser feita usando ar quente e baixas pressões, com temperaturas da ordem de 120 a 150°C e/ou vácuo. Para permitir um processo de secagem contínuo, o projeto da unidade de secagem de biogás por adsorção deve considerar pelo menos duas colunas; enquanto em uma coluna ocorre a adsorção, a outra coluna já saturada é regenerada e vice-versa. A Figura 10.3 apresenta um desenho esquemático de uma unidade de secagem de biogás por adsorção.

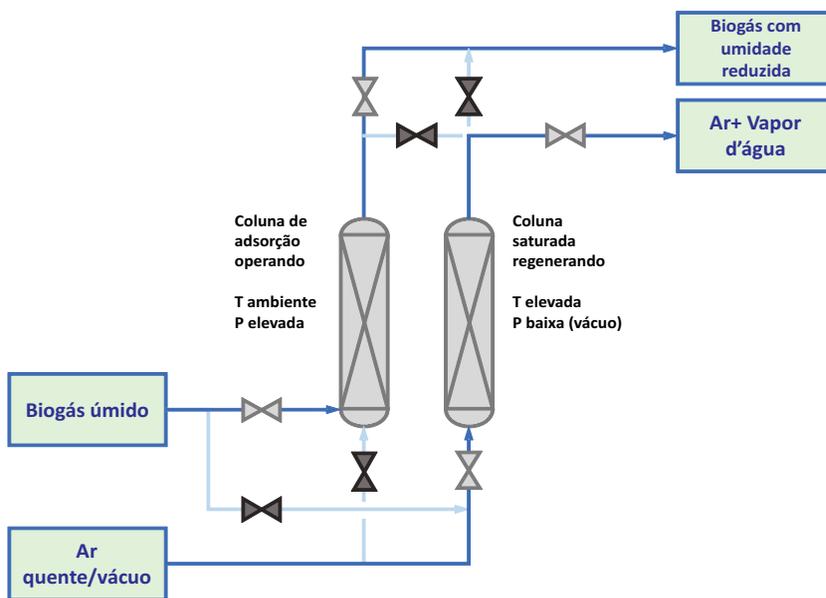


Figura 10.3 – Esquema típico para secagem do biogás por adsorção (com duas colunas e jogo de válvulas).

Fonte: Elaboração dos autores.

No processo de absorção, o vapor de água é quimicamente absorvido em substâncias higroscópicas, como álcoois e polióis. As pressões de operação são da ordem de 20-40 bar e a temperatura é ambiente. O processo de recuperação do fluido secante ocorre a temperaturas da ordem de 200°C. Esta tecnologia é bastante eficiente, uma vez que o gás tratado pode atingir temperatura de orvalho da ordem de -100°C. No entanto, os catálogos de tecnologias do Probiogas (Brasil, 2015) reportam que a tecnologia de secagem por absorção de água em álcoois ou polióis apresenta custo elevado e é indicada para vazões superiores a 10.000 Nm³/h, fator que não a credencia para ser amplamente utilizada para desumidificação de biogás devido a maior parte das plantas de produção apresentarem vazões menores que 10.000 Nm³/h.

A Tabela 10.1 apresenta de forma resumida as principais vantagens e desvantagens das tecnologias de remoção de umidade aqui discutidas.

Tabela 10.1 – Vantagens e desvantagens das tecnologias comercializadas de remoção de umidade

Tecnologia	Vantagem	Desvantagem
Condensação	<ul style="list-style-type: none"> - Hidrocarbonetos, óleo e material particulados são removidos também; - Utilizado como técnica de pre-tratamento - Processo simples e bem conhecido 	<ul style="list-style-type: none"> - Pressão atmosférica: mínimo de ponto de orvalho 1° C - Gás a alta pressão para atingir um ponto de orvalho mais baixo (mínimo de -18° C) - Pode ocorrer congelamento
Adsorção em Sílica ou Alumina	<ul style="list-style-type: none"> - Alta taxa de remoção - Ponto de orvalho de 10 até 20°C - Baixo custo operacional - Regeneração possível 	<ul style="list-style-type: none"> - Investimento mais alto: - Pressão de operação: 6-10 bar - Partículas e óleo precisam ser removidos antes
Absorção em glicol	<ul style="list-style-type: none"> - Alta taxa de remoção - Hidrocarbonetos e partículas são removidos - Não é tóxico ou perigoso 	<ul style="list-style-type: none"> - Investimento mais alto - Alta pressão e temperatura de 200° C para regeneração

Fonte: adaptado de RYCKEBOSCH *et al.*, (2011),

10.1.2. Remoção de Gás Sulfídrico (H₂S)

Os efeitos prejudiciais do gás sulfídrico fazem com que os limites de concentração de H₂S sejam bastante restritivos e impostos a todos os tipos de aplicações de biogás e biometano. A sua remoção se faz necessária nas fases iniciais do processo de limpeza e de purificação para proteger a integridade das instalações e garantir a segurança do processo. Somado a isso, a presença de compostos de enxofre no biogás reduz a eficiência de remoção de CO₂, principalmente quando a tecnologia de PSA é utilizada para remoção deste composto.

Para a remoção de H₂S presente no biogás há um grande número de tecnologias comerciais. A seleção da melhor tecnologia depende do uso final do gás, da composição, da variabilidade do volume de gás a ser tratado e da concentração inicial e final de H₂S. Dependendo do uso final, dois ou mais processos podem ser combinados para obter a remoção de H₂S desejada.

As concentrações de H_2S são fortemente dependentes da composição do material biodigerido e dos parâmetros de processo de biodigestão. As concentrações deste contaminante são da ordem de 100 a 1.000 mg/Nm³ mas, dependendo do substrato, as concentrações de H_2S podem atingir valores de até 10.000 mg/Nm³, como no caso de biogás proveniente da biodigestão de vinhaça (ETT *et al.*, 2013; ABAT-ZOGLU; BOIVIN, 2008). Os custos de remoção do H_2S do biogás tendem a ter uma grande contribuição nos custos totais da produção de biogás e biometano, o que demonstra a importância de uma avaliação detalhada das alternativas tecnológicas de dessulfurização.

No que tange às tecnologias para remoção de H_2S , estas podem ser aplicadas durante o processo de biodigestão (*in situ*) ou após o processo de digestão. As tecnologias podem ainda ser classificadas em dois grandes grupos de acordo com seu princípio: as físico-químicas e as biotecnológicas. As tecnologias físico-químicas são as que dominam o mercado atualmente, enquanto que as biotecnológicas vem ganhando espaço por apresentarem as mesmas eficiências que as tecnologias físico-químicas mas com menor custo.

Quanto à aplicação, as tecnologias de remoção de H_2S podem ser divididas de acordo o volume de gás e a concentração de H_2S . Allegue, Hinge (2014 in LEME; SEABRA, 2017) dividiram a aplicação das tecnologias em três faixas de aplicação. A primeira faixa refere-se a carga diária de enxofre menores que 50kg/dia. Para tais casos, é recomendado a absorção ou adsorção em meios líquidos ou sólidos não regeneráveis. Essas tecnologias são muito eficientes para remoção de H_2S ; entretanto, devido à impossibilidade de regeneração do meio utilizado na adsorção ou absorção, elas apresentam elevado custo operacional.

Para cargas de enxofre 50 kg/dia e 50 t/dia, as tecnologias que empregam processos biológicos são as indicadas. Estes processos baseiam-se na remoção do enxofre por meio do metabolismo aeróbico de bactérias, que convertem sulfetos em enxofre elementar ou sulfatos. Essas tecnologias apresentam custos operacionais relativamente baixos. Finalmente, para cargas de enxofre maiores que 50 t/dia, o uso de meios sólidos ou líquidos regeneráveis é a melhor alternativa tecnológica. O princípio de operação é semelhante ao primeiro caso, diferindo apenas no fato de o meio

absorvedor ou dessolvedor serem regenerados (não consumíveis) no processo, reduzindo significativamente o custo operacional. As instalações ainda são mais complexas devido à unidade de regeneração do meio absorvedor e/ou adsorvedor, que envolve calor e/ou pressão, o que eleva o custo de investimento.

A Figura 10.4 apresenta o diagrama dos processos utilizados pelas tecnologias para remoção de gases de enxofre do biogás.

Para a remoção do H_2S no biogás, os processos mais empregados são a adsorção em carvão ativado e óxidos de ferro e a absorção com sais de ferro quelatados. Para a purificação do biogás visando atingir a qualidade do gás natural, a remoção do H_2S é usualmente combinada com a remoção de CO_2 em água ou usando lavadores alcalinos ou ainda pela absorção em solventes como o Selexol. A adição de cloreto de ferro ou ar/oxigênio ao digestor é amplamente usada para a redução grosseira do H_2S quando o uso final é, por exemplo, caldeiras ou motores. Os biofiltros são comumente usados para remoção de H_2S antes de unidades CHP com motores. Entretanto, para aplicações que requerem níveis muito baixos de H_2S (<50 ppm), remoções adicionais após o método biológico devem ser utilizadas. Alguns fabricantes de tecnologias biológicas garantem níveis de H_2S da ordem de 10 ppm.

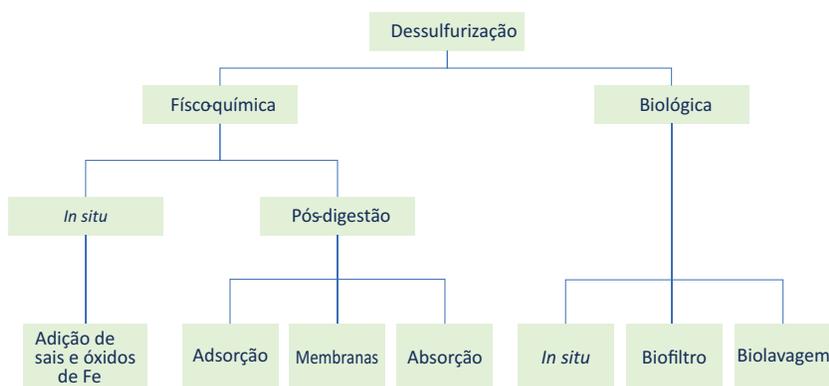


Figura 10.4 – Diagrama dos princípios utilizados para remoção de gases de enxofre do biogás.

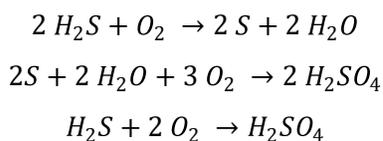
Fonte: Elaboração dos autores.

10.1.2.1. Processos Biológicos

A dessulfurização biológica é um método de remoção grosseira que pode ser feita interna ou externamente ao reator. Ela é baseada na capacidade que alguns microrganismos tem de decompor o H_2S em enxofre metálico e sulfato. O processo de decomposição biológica do H_2S é aeróbio, necessitando de injeção de ar (oxigênio) na razão de 8 a 12% do fluxo de gás (BRASIL, 2015).

Como em qualquer processo biológico, diversos parâmetros devem ser cuidadosamente monitorados e controlados para a eficácia da reação, tais como temperatura, umidade e pH (BRASIL, 2015). Os nutrientes (N, P, K) e micronutrientes (Fe, Co, Ni) necessários para as reações devem estar disponíveis nos substratos, que são utilizados para umedecer a área superficial que os microrganismos necessitam para as reações (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2008).

Os produtos da reação de decomposição de H_2S são enxofre e/ou sulfato de acordo com as seguintes reações (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2008).



Deublein e Steinhauser (2008) afirmam que o pH do meio, devido à ação dos microrganismos, pode variar entre 1,0 e 2,0 se prevalecerem os microrganismos produtores de sulfatos, devido à formação de H_2SO_4 , ou ficar próximo de 7,0 se prevalecerem microrganismos produtores de enxofre metálico. Normalmente, 75% do H_2S é decomposto em enxofre metálico e 25% em SO_4^{2-} .

Este processo pode ser aplicado em casos de concentração inicial de H_2S de até 3.000 mg/Nm^3 . Os resultados são capazes de satisfazer os requisitos da qualidade de uso de biogás para queima direta, mas não a qualidade requerida para biometano.

Os processos biológicos possuem várias vantagens quando comparados com outros processos. Dentre as vantagens, pode-se incluir o baixo custo, reduzido impacto ambiental e baixa demanda de energia (COX *et al.*, 2002).

Entretanto, a acidificação do meio devido à formação de ácido sulfúrico pela decomposição do H_2S é um problema importante. Para neutralizar a redução do pH, é necessário aumentar a capacidade de tamponamento do meio adicionando compostos alcalinos ou utilizando uma base de suporte que possui propriedades alcalinas.

i) BIODESSULFURIZAÇÃO BIOLÓGICA *IN SITU*

A biodessulfurização *in situ* é uma tecnologia de remoção parcial de compostos de enxofre baseando-se na injeção de ar no digestor para a degradação do H_2S pelos microrganismos. Esses microrganismos crescem na superfície do digestato ou nas estruturas do biodigestor, não necessitando, portanto, serem inoculados.

Segundo DWA, (2011) a tecnologia de biodessulfurização *in situ* requer, além do oxigênio para as reações de abatimento de H_2S , uma superfície de fixação das bactérias, tempo de retenção adequado na zona de dessulfurização para que as reações ocorram, disponibilidade de nutrientes e turbulência no digestor.

No que tange à eficiência de remoção, a tecnologia de biodessulfurização *in situ* pode atingir rendimentos de 80 a 99%. Entretanto, dependendo da concentração de entrada de H_2S , pode não apresentar eficiência suficiente para atingir os valores finais de H_2S no biogás que atendam a demanda dos fabricantes de unidades de CHP, que são da ordem de 100 a 500 ppm de H_2S no biogás.

Ainda, considerando que a produção de biogás é intrinsecamente um processo anaeróbio e que os microrganismos metanogênicos, responsáveis pela produção de metano, requerem um ambiente anaeróbio, o uso da biodessulfurização *in situ* para redução de gases de enxofre pode causar a redução da concentração de metano no biogás e, ainda, contaminar o biogás com ar. Portanto, a

biodesulfurização biológica *in situ* não é indicada para a produção de biometano, uma vez que a contaminação com ar eleva os custos e a dificuldade de purificação do biogás para produção de biometano devido aos teores de oxigênio e nitrogênio resultantes do ar utilizado no processo de biodesulfurização.

Ainda, segundo o catalogo de tecnologias da Probiogas, (BRASIL,2015) a tecnologia de biodesulfurização *in situ* requer altas taxas de ar, variando de 8 -12% e acarreta riscos de explosão devido a presença de oxigênio com gás combustível.

A Figura 10.5 exemplifica na forma de diagrama uma unidade de dessulfurização de biogás.

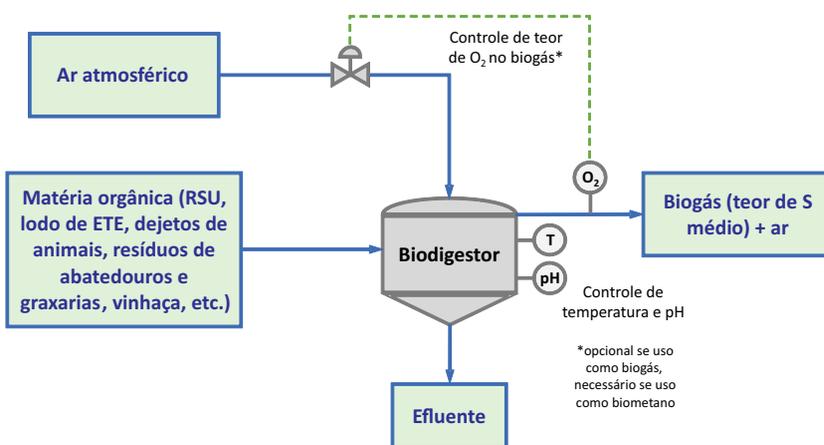


Figura 10.5 – Fluxograma resumido da dessulfurização biológica *in situ*.

Fonte: Elaboração dos autores.

ii) FILTROS BIOLÓGICO PERCOLADORES

A tecnologia de filtro percolador consiste em passar o biogás através de uma coluna recheada com um material sintético de grande área superficial específica, onde é formado um biofilme. Para que o processo de remoção de H₂S ocorra, é necessário um fluxo paralelo ou contracorrente que mantenha o meio em condi-

ções adequada de umidade e nutrientes para os microrganismos responsáveis pela degradação do H_2S . Ressalta-se que antes do biogás ser alimentado ao filtro, este deve ser misturado com ar a uma taxa de 8 a 12% (BRASIL,2015).

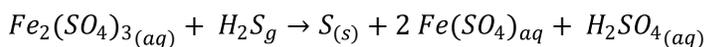
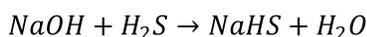
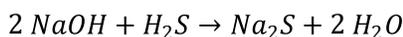
A operação de filtros percoladores requer, além da circulação de nutrientes, também a remoção de enxofre/sulfato para manter condições ótimas para a reação e evitar a acumulação de compostos de enxofre e, conseqüentemente, um baixo valor de pH (PETTERSON; WELLINGER, 2009). O material coletado após o filtro é rico em enxofre e pode ser usado como fertilizante.

A utilização desta tecnologia tem aumentando por ser mais barata quando comparada com a tecnologia de limpeza química. Ela também é capaz de remover a amônia do biogás.

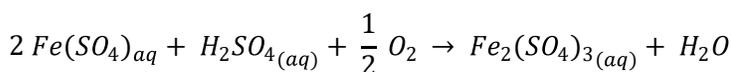
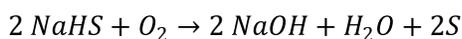
Quanto à eficiência, o teor de H_2S pode ser reduzido de 2.000 e 3.000 para 50 e 100 ppmv. Experiências tem demonstrado que foi possível reduzir o teor de H_2S para 10 ppmv quando o teor de entrada foi de 800 ppmv (RYCKEBOSCH, 2011).

iii) BIOSCRUBBER

O bioscrubber é uma tecnologia de remoção de H_2S que utiliza uma solução de soda cáustica (NaOH) ou sulfato férrico ($Fe_2(SO_4)_3$) para remoção de sulfeto de hidrogênio, a qual ocorre em duas etapas. O termo “bio” é utilizado devido ao fato da soda ou sulfato férrico ser regenerada pela ação de microrganismos (BRASIL, 2015). No primeiro passo, o biogás flui através de uma coluna onde circula a solução de hidróxido de sódio ou sulfato férrico. As reações envolvidas nesta fase inicial são: (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2008).



Numa segunda etapa, a solução aquosa resultante é alimentada a uma segunda coluna que contem lodo ativado. Nesta coluna é feita a injeção de ar para o processo, uma vez que os microrganismos são aeróbios. Nesta etapa, ocorre a regeneração da soda ou sulfato férrico e remoção do enxofre do sistema. As reações que ocorrem pela ação dos microrganismos são:



Como as colunas por onde passa o fluxo de biogás e de ar são separadas, os mesmos não entram em contato, tornando este processo adequado para a produção de biometano. Uma representação esquemática encontra-se na Figura 10.6. Os *bioscrubbers* podem ser utilizados para plantas com elevado fluxo de biogás, atingindo uma concentração final de H_2S de 50-100 ppm (BRASIL,2015). Quando é utilizada soda cáustica (NaOH) ocorre também a remoção parcial de CO_2 , uma vez que este reage com a base, formando carbonatos e bicarbonatos. A eficiência de remoção de H_2S , esta próximo a 99% para sistemas operados corretamente.

Igualmente aos filtros percoladores, é necessário controlar a temperatura e a corrosão. É recomendado que o material de construção do sistema seja plástico e reforçado com fibra de vidro, sendo recomendado ainda que o material de enchimento seja polipropileno (DEUBLEIN, STEINHAUSER, 2008). Adicionalmente, devem ser tomadas medidas de segurança para manusear a soda cáustica (DWA, 2011).

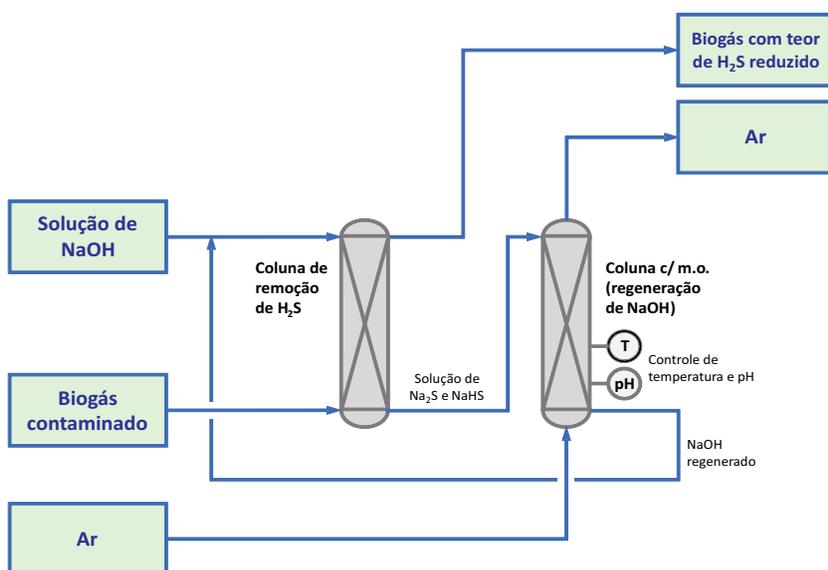


Figura 10.6 – Fluxograma esquemático do processo do *bioscrubber*.

Fonte: Elaboração dos autores.

10.1.2.2. Adsorção

O princípio da adsorção baseia-se na retenção de uma substância em um sólido com grande área superficial como carvão ativado ou materiais com alta porosidade interna, tais como zeólitos, alumina ativada, óxido de ferro, hidróxido de ferro e óxido de zinco, carvão ativado etc.

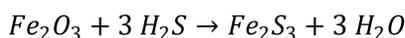
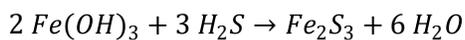
O material utilizado para adsorção, após um período de utilização, tem sua capacidade de retenção reduzida. Este estágio de utilização é denominado de saturado, tendo de ser descartado ou regenerado. O processo de regeneração ocorre pela dessorção do composto adsorvido (no caso, o H₂S) com o uso de calor ou redução de pressão. A injeção direta de vapor é o processo mais utilizado para fornecer calor para regeneração.

Segundo Allegue e Hinge (2014), os sistemas de adsorção de H₂S são adequados para vazões entre 10 e 10.000 Nm³/h e para concentrações da ordem de 70 a 5000 ppmv.

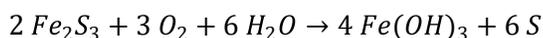
Uma das principais desvantagens desta tecnologia é relacionada à geração de resíduos, devido a geração de material adsorvedor saturado. Os produtos mais utilizados para a remoção de H_2S em biogás são o carvão ativado e óxidos de ferro impregnados.

i) ADSORÇÃO COM COMPOSTOS DE FERRO E ZINCO

O uso de compostos de ferro para a adsorção de H_2S é muito comum em plantas de limpeza de gás (FELICE; PIGLIAI, 2015). Esta técnica derivada da limpeza do gás natural e utiliza preferencialmente o hidróxido de ferro III, impregnado em outros materiais como aparas de madeira. Estes materiais formam uma matriz fixa, conhecida como *Iron Sponge*, que irá promover o contato entre as fases sólida e gasosa (LOPES, 2003). Os compostos de ferro reagem com sulfeto de hidrogênio conforme mostram as equações abaixo (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2008):



Para a regeneração do hidróxido de ferro (III), o ar é admitido no biogás, de modo que o sulfeto de ferro (III) reaja com o oxigênio e água, formando enxofre elementar. Este pode se depositar sobre o material adsorvedor, diminuindo a eficiência do processo (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2008). Podem ocorrer situações onde todo o material da coluna satura (situação chamada de *break-through point*), acarretando a necessidade da troca de toda a matriz (TROUNG; ABATZOGLOU, 2005). A reação abaixo apresenta a formação do enxofre metálico, responsável pela saturação da coluna:



Em comparação com outras técnicas de dessulfurização, a adsorção em ferro pode ser usada para biogás com concentrações iniciais de H_2S muito altas, até 6.000 ppmv. DWA (2011) reporta que a concentração resultante pode ser menor que 20 ppmv, enquanto

que, para Deublein e Steinhauser (2008), pode-se alcançar até 1 ppmv de H_2S no gás tratado.

Para vazões maiores que $200 \text{ Nm}^3/\text{h}$ e operação contínua, é necessária a instalação de duas colunas paralelas, conforme mostra a Figura 10.7.

A vantagem da adsorção química em matrizes ferrosas em comparação com outras técnicas de dessulfurização é o seu menor custo operacional. Ela é recomendada para processos sem descontaminação prévia ou para plantas onde a descontaminação prévia não tenha sido suficiente para diminuir a concentração de H_2S para aos níveis desejados. Sua desvantagem reside no fato de que o processo é altamente intensivo em produtos químicos, acarretando alto custo operacional. Somado a este fato, o processo gera também grandes quantidades de resíduos.

Alternativamente ao uso do *Iron Sponge* outras tecnologias como *SulfaTreat*®, *Sulfur-Rite*® e *Media-G2*® são utilizadas e com melhores resultados (ABATZOGLOU; BOIVIN, 2008).

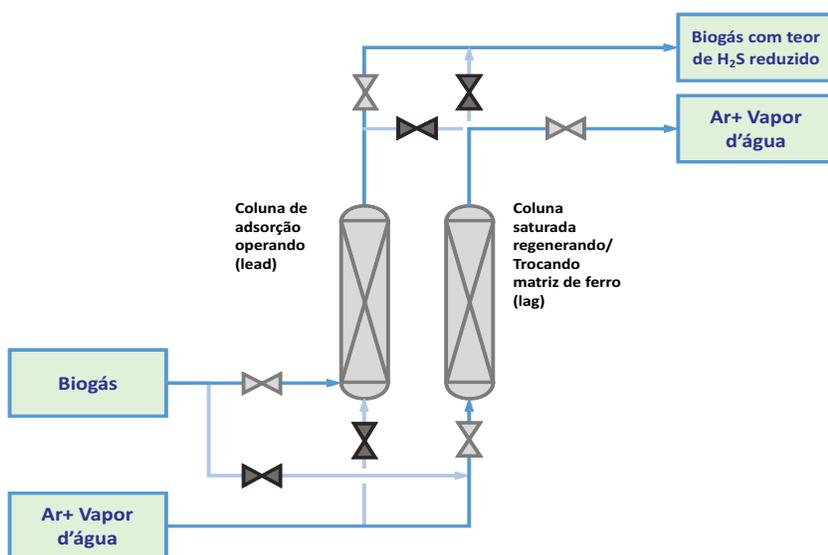
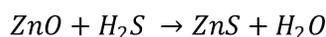


Figura 10.7 – Representação esquemática da operação contínua de limpeza de H_2S utilizando colunas recheadas de matrizes ferrosas.

Fonte: Elaborado pelos autores

A remoção de H_2S por adsorção química com zinco se baseia na reação do sulfeto de hidrogênio com óxido de zinco formando sulfeto de zinco (ZnS) e água (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2008).



A absorção do H_2S ocorre em temperaturas superiores a $100^\circ C$. A capacidade de adsorção de ZnO aumenta com o aumento da temperatura, de cerca de $0,025 \text{ kg}_{H_2S}/\text{kg}_{Zn}$ a $100^\circ C$ a $0,22 \text{ kg}_{H_2S}/\text{kg}_{Zn}$ a $350^\circ C$ (BRASIL, 2015). Assim, as temperaturas de operação situam-se entre $200^\circ C$ a $400^\circ C$ (DWA, 2011).

Deve-se notar que esta técnica não requer injeção de ar e é capaz de atender a todas as normas que especificam a qualidade de biometano, uma vez que é possível alcançar concentrações de menos de 1 ppmv.

No entanto, o ZnO , após consumido, não pode ser regenerado, e deve ter destinação ambientalmente correta, uma vez que o resíduo gerado é classificado como perigoso. Os altos custos do óxido de zinco e a alta eficiência somente a temperaturas superiores a $200^\circ C$, o que demanda energia, o habilitam como processo de dessulfurização a montante cuja finalidade é reduzir de maneira significativa a carga de H_2S .

ii) ADSORÇÃO EM CARVÃO ATIVADO E ZEÓLITOS

O carvão ativado para a adsorção de H_2S , geralmente, deve ser impregnado com compostos à base de potássio (KI , K_2CO_3 , $KMnO_4$), os quais tem a função de catalisadores que aumentam significativamente a capacidade de remoção. O H_2S , depois de adsorvido na superfície porosa do carvão ativado, sofre a oxidação catalítica a enxofre elementar. Para que seja atingida a elevada eficiência necessária, é preciso que a umidade relativa do biogás antes do processo esteja entre 30% e 80% (ALLEGUE; HINGE, 2014).

Entre os adsorventes disponíveis, o carvão ativado é o mais utilizado para remoção de H_2S para casos onde são necessárias baixas

concentrações. Uma desvantagem da utilização de carvão ativado para remoção de H_2S é o elevado custo operacional, devidos ao custo de regeneração do carvão com vapor a uma temperatura superior a $450^\circ C$ ou à disposição final do carvão ativado saturado. Embora o custo de investimento seja reduzido, os custos operacionais são elevados, motivo pelo qual esse processo deve ser utilizado apenas para a dessulfurização final (DWA, 2011). Observa-se que após regenerado, o carvão ativado perde parte de sua capacidade de absorção (HAMED-POURZOLFAGHAR *et al.*, 2014).

Normalmente, o enchimento de carvão ativado é ajustado para um tempo de operação de 4.000 a 8.000 horas. Se o gás tiver altos níveis de H_2S (> 3.000 ppmv), a regeneração é necessária periodicamente (WELLINGER, 2000).

Quanto às zeólitas, mais especificamente às peneiras moleculares, estas são excelentes para separar diferentes compostos em correntes gasosas. A seletividade de adsorção é obtida por diferentes tamanhos de malha e/ou aplicação a diferentes pressões de gás. Compostos polares, como água, H_2S , SO_2 , NH_3 , sulfeto de carbonila e mercaptanas, são fortemente adsorvidos em zeólitas e podem ser removidos de sistemas não polares como o metano.

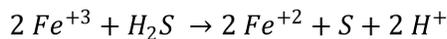
Observa-se que tanto carvão ativado quanto peneiras moleculares apresentam vantagens e desvantagens. Os primeiros são materiais baratos e possuem alta capacidade inicial de adsorção. Por outro lado, as peneiras moleculares possuem capacidade inicial limitada e seu custo é relativamente alto, o que impede seu uso extensivo (ALLEGUE e HINGE, 2014)

10.1.2.3. Absorção de H_2S

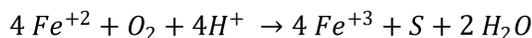
A absorção de H_2S acontece em meio líquido e pode ser física ou química. Absorção física envolve a dissolução do H_2S em um solvente, enquanto a absorção química envolve a dissolução e a reação química do H_2S com o solvente.

A absorção química é a técnica mais antiga para redução de concentração de H_2S . Inicialmente, utilizava-se NaOH (hidróxido de sódio) para a absorção, mas o alto custo das soluções cáusticas fizeram com que este processo fosse abandonado em detrimento de outros mais atuais, principalmente se o fluxo a ser tratado é de grandes volumes de biogás com elevada concentração de H_2S . A baixa seletividade H_2S/CO_2 também é outro ponto pelo qual o uso da absorção cáustica para remoção de H_2S não é mais empregado (ABATZOGLOU; BOIVIN, 2008).

Dentre as técnicas mais atuais de remoção grosseira de H_2S , destaca-se o uso de soluções de quelatos de ferro (compostos orgânicos e íons de ferro III). Estas soluções são postas em contato com o H_2S presente no biogás. A redução dos íons de ferro III em íons de ferro II produz enxofre elementar. Estes compostos reagem conforme a equação a baixo:



O enxofre produzido é acumulado e removido periodicamente. A regeneração de íons de ferro III é feita utilizando-se oxigênio, utilizando-se, portanto, ar para a regeneração dos íons. A solução de quelato é necessária para evitar que os íons de ferro II, formados na oxidação do enxofre, reajam espontaneamente produzindo sulfato de ferro e ou hidróxido de ferro, forçando a regeneração conforme a reação a seguir:

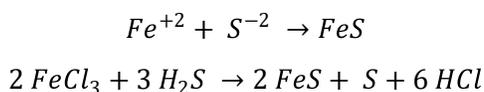


O contato direto do biogás com o ar durante o processo de regeneração pode ser evitado utilizando-se um segundo equipamento. Entretanto, a regeneração da solução de quelato em outro equipamento aumenta os custos de investimento. A absorção em solução de quelato férrico tem eficiência de remoção acima de 99%.

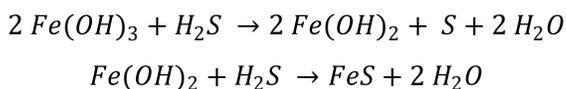
10.1.2.4. Adição de Sais / Óxidos de Ferro *In Situ*

O processo de adição de sais ou óxidos de ferro ocorre dentro do digestor durante o processo de biodigestão. Os compostos de ferro, cloreto, fosfatos ou óxidos são injetados no digestor para reagir com H_2S e íons sulfeto resultando em compostos não solúveis que precipitam e são removidos com os efluentes do biodigestor.

São utilizados cloreto de ferro II ($FeCl_2$) e sulfato de ferro II ($FeSO_4$) como fontes de íons ferrosos (Fe^{+2}) e, também, cloreto de ferro III ($FeCl_3$) com fonte de íons férricos (Fe^{+3}), que reagem com o H_2S conforme as reações abaixo (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2008):



Também é possível utilizar hidróxido de ferro II ou de ferro III. Estes compostos reagem com o H_2S de acordo com as seguintes reações:



Apesar desta tecnologia ser muito eficiente para a redução de altos níveis de H_2S , ela não consegue atingir níveis de H_2S adequados para uso veicular e injeção na rede de gás natural. Usualmente, são alcançadas reduções de concentrações de H_2S no biogás de até 200-100 ppmv. A redução para concentrações mais baixas exige um grande excesso de íons de ferro, motivo pelo qual este processo é considerado um processo de remoção parcial, devendo ser usado em conjunto com outros processos para redução da concentração de H_2S a níveis de 10 ppmv ou inferiores (ALLEGUE; HINGE, 2014)

Para este processo de remoção, o investimento é apenas referente a um tanque de mistura e uma bomba de dosagem para a dissolução e injeção de compostos de ferro, embora exija altos cus-

tos operacionais devido ao consumo de reagentes. A precipitação de H_2S como sulfetos é amplamente utilizada por sua simplicidade e bons resultados, principalmente em estações de tratamento de águas residuais. A utilização deste processo para remover H_2S é comum, principalmente quando os requisitos deste contaminante não são muito baixos (PETTERSON; WELLINGER, 2009). Também é adequado como remoção primária para a produção de biometano, pois não requer injeção de ar.

10.1.2.5. Comparação entre os Processos de Dessulfurização

A Tabela 10.2 apresenta uma breve comparação entre os processos de remoção de H_2S classificados como grosseiros segundo alguns critérios específicos.

Tabela 10.2 – Comparação entre os processos de remoção grosseira de H_2S

Processo	Remoção biológica	Remoção biológica interna	Filtro Percolador	Bioscrubber	Precipitação de sulfetos	Absorção química (quelato de Fe)
Princípio	Degradação de H_2S por m.o. aeróbicos (O_2 controlado)	Degradação de H_2S por m.o. aeróbicos (s/ controle de O_2)	Degradação de H_2S por m.o. aeróbicos em filtro separado do biodigestor	Remoção com NaOH (regeneração do NaOH com microorganismos e ar)	Injeção de Fe^{2+} e Fe^{3+} no biorreator (precipitação de FeS)	Captura química com solução de quelatos de Fe (regeneração com ar)
Contaminação do biogás com ar?	Sim (baixa)	Sim (elevada)	Sim (baixa)	Não	Não	Sim (se ocorrer no mesmo recipiente)
Apropriada para biometano?	Não	Não	Não	Sim	Sim	Depende (geralmente sim)
Investimento	Baixo	Baixo	Baixo	Médio	Médio	Médio
Custo operacional	Médio	Baixo	Médio	Médio	Elevado	Médio
Nível/Remoção de H_2S			>99%	50-100 ppmv	50-150 ppmv	>99%

Fonte: Elaborado pelos autores.

A Tabela 10.3 apresenta uma classificação geral das técnicas de remoção do H_2S e a Tabela 10.4 apresenta uma comparação entre as técnicas de remoção fina segundo alguns critérios específicos.

Tabela 10.3 – Classificação geral das técnicas de remoção de H_2S

Técnicas de remoção	Redução no teor de H_2S	Escala da tecnologia	Meio de remoção reutilizável	Custos operacionais	Observações
Grosseiras	De muito elevado para médio	Robusta	Sim	Geralmente baixos	Níveis de H_2S compatíveis com uso em cogeração Pode necessitar de entrada de ar (processos biológicos)
Finas	De médio para muito baixo	Baixa (usada em conjunto com descontaminação grosseira)	Não	Geralmente elevados	Necessária para atingir padrões de biometano Geralmente não necessita entrada de ar

Fonte: Elaborado pelos autores.

Tabela 10.4 – Comparação entre os processos de remoção completa de H_2S .

Processo	Adsorção em matrizes ferrosas	Adsorção em carvão ativado	Adsorção em zinco
Princípio	Reação do H_2S com Fe presentes em matrizes, formando FeS	Adsorção física nos sítios ativos de carvão dopado com solução de K^+	Reação do H_2S com ZnO presentes em matrizes, formando ZnS
Requer ar?	Apenas para regeneração	Pode ser necessário dependendo do dopante	Não
Meio regenerável?	Sim	Sim	Não
Custo de investimento	Alto	Alto	Alto
Custo operacional	Médio	Médio	Alto
Nível/Remoção de H_2S	Até 1 ppmv	3,5 – 5 ppmv	Até 1 ppmv

Fonte: Elaborado pelos autores.

10.1.3. Remoção de Amônia (NH₃)

A remoção de amônia não tem etapas específicas para este fim. Pode-se utilizar soluções ácidas diluídas para realizar lavagens do biogás, mas o custo associado a necessidade do uso de materiais inoxidáveis não justifica o benefício. Como o NH₃ pode ser removido juntamente com outros compostos em geral, a remoção ocorre juntamente com a remoção de umidade ou de CO₂ no processo de purificação (RYCKEBOSCH; DROUILLON; VERVAEREN, 2011). A formação de amônia pode ser controlada na própria planta de biogás controlando o pH no biodigestor (meios com pH ácido favorecem a formação de NH₃) (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2008)

10.1.4. Remoção de Siloxanos

A técnica mais utilizada de remoção de siloxanos é a adsorção em carvão ativado ou em sílica gel (RYCKEBOSCH; DROUILLON; VERVAEREN, 2011; TANSEL; SURITA, 2016). Cuidados adicionais devem ser tomados quanto à competição com outros componentes como, H₂O e H₂S, no processo de adsorção (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2008). A remoção de siloxanos com carvão ativado é da ordem de 95%, enquanto com sílica gel a eficiência de remoção é um pouco menor quando comparada à com carvão ativado. DWA (2011) reporta que podem ser atingidas concentrações de até 0,1 mg/m³ de siloxanos com esta tecnologia de limpeza. Uma desvantagem, em ambos os casos, é a necessidade de altas pressões para o processo de adsorção, enquanto a regeneração requer temperaturas relativamente altas (250°C) (RYCKEBOSCH; DROUILLON; VERVAEREN, 2011). De maneira semelhante a outras aplicações da tecnologia de adsorção, o uso de duas ou mais colunas em paralelo são necessárias para operação contínua e maior segurança contra a saturação dos leitos (DWA, 2011).

Outras técnicas envolvem:

- Lavagem com solventes orgânicos e ácidos: pode-se obter eficiências de 95 a 97%. No entanto, questões como corrosão e manejo de substâncias ambientalmente nocivas fazem com que estas técnicas sejam menos viáveis econômica e ambientalmente que a adsorção (RYCKEBOSCH; DROUILLON; VERVAEREN, 2011);
- Resfriamento e congelamento: a diminuição da temperatura favorece a separação dos siloxanos. Enquanto baixas temperaturas (3 a 12°C) favorecem o processo de adsorção, o rebaixamento para temperaturas abaixo de 0°C passa a congelar os compostos de Silício. Chegando até -70°C, mais de 99% do siloxano pode ser removido (RYCKEBOSCH; DROUILLON; VERVAEREN, 2011; DWA, 2011). Deve-se, no entanto, atentar-se para a solidificação da água. Segundo DWA (2011), o grau de remoção de siloxanos depende da redução da temperatura, estudos mostram que a -25°C, a capacidade de remoção é de aproximadamente 26%; a -30°C, a capacidade de remoção é de aproximadamente 27% e, a -70°C, a remoção é de aproximadamente 99%. Observa-se que a eficiência de remoção em função da temperatura está diretamente relacionada com as características químicas e físicas dos diversos tipos de siloxanes presentes no biogás os quais apresentam temperaturas de condensação, congelamento e volatilidades diferentes.

A Tabela 10.5 apresenta um resumo das vantagens e desvantagens dos processos de remoção de siloxanos. Dela, nota-se que as tecnologias utilizadas são de alta eficiência, mas também são de alto custo de investimento e de operação.

Tabela 10.5 – Vantagens e desvantagens das tecnologias de remoção de siloxanos

Processo	Vantagem	Desvantagem
Absorção com solventes orgânicos	- Alta eficiência de remoção (97%)	- Não é possível remoção completa
Absorção em ácido forte	- Alta eficiência de remoção (>95%)	- Problemas com corrosão - Problemas ambientais - Utilização de produtos químicos perigosos
Adsorção em silicagel	- Alta eficiência de remoção (>95%) - Maior capacidade de remoção vs carvão ativado (50% extra) - Regeneração possível (95% de dessorção a 250°C)	- Pressão de operação alta - A presença de umidade diminui a eficiência
Adsorção em carvão ativado	- Alta eficiência de remoção (95%) - Regeneração possível (menor taxa de dessorção que a sílica gel a 250°C)	- Pressão de operação alta - A presença de umidade diminui a eficiência
Criogenia	- Alta eficiência de remoção (99,3% a 70°C) - Remoção de várias impurezas	- Investimento alto e custo de operação alto - Operação a alta pressão e baixa temperatura

Fonte: Adaptado de RYCKEBOSCH *et al.*, (2011).

10.2. Processos de Purificação (Upgrading) do Biogás

O processo de purificação ou *upgrading* do biogás é necessário quando o uso pretendido é a injeção na rede de distribuição de gás natural ou o uso veicular. A purificação do biogás compreende basicamente a remoção do CO₂, que é fundamental para que o Índice Wobbe atinja os valores exigidos nos dispositivos que regulam a qualidade do biometano. À medida que o CO₂ é removido, a densidade relativa do gás diminui, o poder calorífico aumenta e assim, o valor do Índice Wobbe aumenta. Embora existam outros estágios de limpeza do biogás, a purificação é considerada o processo mais importante por transformar o biogás em biometano, um gás com características similares a do gás natural.

Comercialmente, estão disponíveis tecnologias para purificação de biogás como: lavagem com aminas, lavagem com água, adsorção por balanço de pressão (PSA), separação por membrana e lavagem por solventes orgânicos. Todas são prioritariamente indicadas para remoção de CO_2 , mas também removem outros componentes. A utilização de criogenia para purificação de biogás ainda é uma tecnologia recente.

A Figura 10.8 apresenta o diagrama das tecnologias comerciais utilizadas para *upgrading* de biogás.

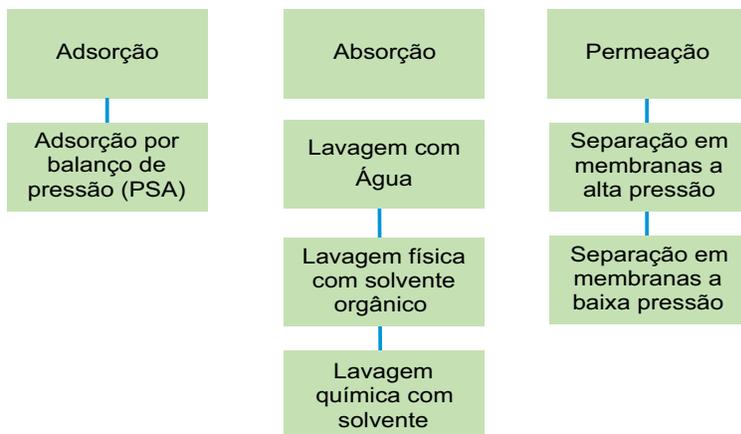


Figura 10.8 – Tecnologias comerciais utilizadas para *upgrading* de biogás.

Fonte: Elaborado pelos autores.

10.2.1. Absorção ou Lavagem

O processo de absorção ou lavagem de qualquer gás se baseia na diferença de solubilidade de um composto da fase gasosa na fase líquida, sem reação química. O processo é também chamado de lavagem física e utiliza água ou solventes orgânicos geralmente a uma pressão de 4 a 10 bar.

O processo de separação envolve a injeção do biogás a ser purificado em uma coluna de absorção com um "leito recheado",

que opera a baixas temperaturas e altas pressões. O gás “limpo” sai pelo topo e o líquido rico em impurezas, que sai pelo fundo, é levado a uma coluna de *stripping*, que opera a altas temperaturas e baixas pressões, favorecendo a dess absorção das impurezas, geralmente liberadas para a atmosfera. O fluido então é reciclado para a coluna de absorção; pode ainda haver uma etapa de *flash* para separar metano residual dos contaminantes e reciclá-lo para a entrada da coluna de absorção (RYCKEBOSCH; DROUILLON; VERVAEREN, 2011; PROBSTEIN; HICKS, 2006). Um esquema deste processo é apresentado na Figura 10.9.

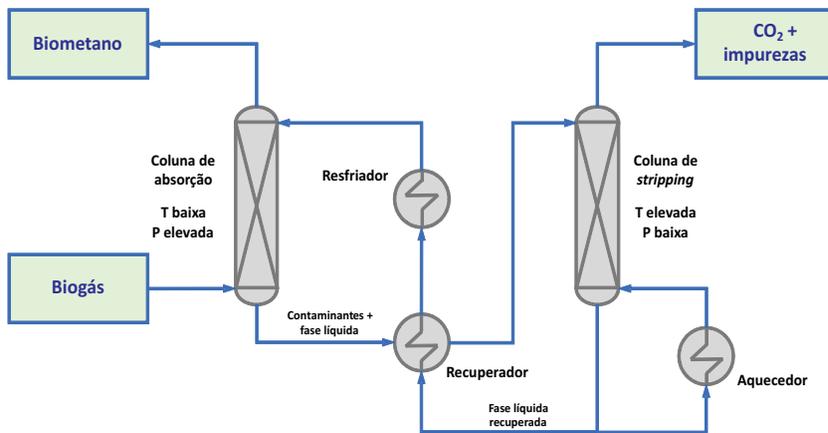


Figura 10.9 – Esquema de um sistema de absorção ou lavagem simples.

Fonte: Elaborado pelos autores.

10.2.1.1. Lavagem ou Absorção em Água

A lavagem com água (ou *water scrubbing*) é um processo amplamente utilizado em unidades de purificação de biogás para remoção do CO₂, baseando-se no fato de que o CO₂ apresentar maior solubilidade na água que o metano (a solubilidade do CO₂ em água é aproximadamente 26 vezes maior que a do metano). O processo é

reversível e, além do CO_2 , absorve também gases ácidos e alcalinos. Neste processo, a água resfriada e pressurizada absorve fisicamente o gás carbônico (não há reações químicas envolvidas). O biogás é alimentado no fundo de uma coluna recheada, que propicia uma maior área de contato e sai pelo topo, onde água é pulverizada.

Conforme já mencionado, temperaturas baixas e pressões elevadas favorecem a absorção física tanto para o CO_2 quanto de outras impureza, como H_2S e NH_3 . Tipicamente, no processo de lavagem com água utiliza-se de temperatura da ordem de 5°C e pressão de água de 4 a 10 bar, a qual é elevada em dois estágios de pressão (GBA, 2018).

Observa-se que, com a compressão, o biogás é aquecido e, de modo a atingir a temperatura de operação, o biogás deve ser resfriado e o excesso de calor pode ser utilizado para aquecer o biodigestor e melhorar sua eficiência (GBA, 2018).

No processo de lavagem, o H_2S também é removido e, por isso o gás deve passar por um processo de dessulfurização à montante da lavagem para evitar problemas de corrosão. Adicionalmente, devido ao H_2S apresentar alta solubilidade em água, a sua remoção da água de lavagem é difícil, de forma que o mesmo tende a se acumular na torre de *stripping* ou nos tanques de *flash*. A presença do H_2S na lavagem, portanto, diminui a eficiência do processo como um todo.

A regeneração da água ocorre em dois estágios. O primeiro ocorre em um tanque flash a uma pressão menor que a pressão de absorção do CO_2 na coluna de absorção (2 a 4 bar). O gás absorvido é liberado e, por conter alguma fração de metano, ele é reciclado para a entrada de forma a garantir maior eficiência. A saída do flash é alimentada para a coluna de *stripping*, onde corre em contracorrente com ar atmosférico. Nesta etapa, temperaturas elevadas e vácuo são favoráveis para se obter maiores rendimentos de processo.

A absorção em água é altamente eficiente, mas apresenta elevado consumo de água e energia, necessário para favorecer a

absorção e a desabsorção. O operador deve controlar cuidadosamente todos estes parâmetros para otimizar o processo e garantir a qualidade de biometano para o gás de saída. Desta forma, os custos operacionais da lavagem com água geralmente são elevados. A elevada demanda de água é reconhecida como a maior desvantagem desta tecnologia, aliado ao fato do biometano sair do processo saturado de vapor d'água, devendo ser seco em um estágio posterior. Assim, a técnica de lavagem se torna mais interessante em locais onde a disponibilidade de água fresca é elevada.

Com a tecnologia de lavagem com água, pode-se atingir uma concentração de metano no gás purificado entre 90 e 99%, e o consumo de energia elétrica do tratamento é da ordem de 0,2 a 0,3 kWh_{el}/Nm³ de biogás. Como desvantagens adicionais do processo, citam-se o elevado consumo de eletricidade e uma taxa de perda de metano relativamente alta (0,5 a 2 %), exigindo a combustão posterior (GBA, 2018). Portanto, todos os sistemas de purificação de biogás que utilizam lavagem com água pressurizada devem ser equipados com sistema de pós-combustão do gás de exaustão da coluna de *stripping*, de modo a controlar a emissão de poluentes para a atmosfera.

A Figura 10.10 ilustra uma unidade de *upgrading* de biogás por lavagem com água.



Figura 10.10 – Unidade de *upgrading* de biogás por lavagem com água.

Fonte: Cortesia de Greenlane Biogas Ltda.

10.2.1.2. Lavagem ou Absorção em Solventes Orgânicos

A absorção utilizando um solvente orgânico se baseia no mesmo princípio que a lavagem física com água, ou seja, considera os valores de solubilidade de CO_2 em comparação com CH_4 em um dado solvente. No caso específico, a solubilidade do CO_2 deve ser alta

enquanto a do CH_4 deve tender a zero. A indústria desenvolveu solventes para tratamento de gases que podem ser aplicados, como o *Genosorb 1753* (Clariant), uma mistura de éteres, polietilenoglicol e dimetil éter, usados no processo *Selexol*. O metanol é outro solvente orgânico adequado para este processo.

A principal vantagem deste processo sobre a lavagem com água é que o CO_2 tem uma maior solubilidade em solventes orgânicos. A consequência é uma planta mais compacta, menor quantidade de fluido de absorção e menor demanda energética.

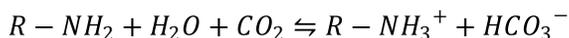
Os solventes orgânicos também são capazes de absorver H_2S . No entanto, de modo semelhante à lavagem com água, a presença do H_2S torna difícil a regeneração do solvente. Assim, como na lavagem com água, é recomendada a remoção de sulfeto de hidrogênio a montante. No entanto, o processo de absorção com solvente pode substituir um processo de dessulfurização fina.

Segundo GBA (2018), a pressão de operação deve estar entre 4 e 8 bar, enquanto Leme e Seabra (2017) afirmam que os fornecedores da tecnologia indicam pressões da ordem de 30 bar. Como o CO_2 e o H_2S são mantidos na solução de lavagem, a regeneração da solução de lavagem é mais complexa. Para a regeneração da solução, além da redução de pressão, a solução deve ser aquecida a temperaturas entre 40 e 80° C. Na maioria dos casos é utilizado um queimador a gás, gerando um consumo de calor de 0,1 a 0,15 $\text{kWh}_{\text{th}}/\text{Nm}^3$ de biogás GBA (2018). O consumo de energia está entre 0,23 e 0,33 $\text{kWh}_{\text{el}}/\text{Nm}^3$ de biogás e a perda de metano varia entre 1 e 4% GBA (2018).

10.2.1.3. Lavagem ou Absorção com Aminas

A lavagem com aminas, também chamada de lavagem química, também é um processo de absorção, mas diferentemente dos processos da lavagem física com água e solvente orgânico, o processo de lavagem com aminas envolve a reação química entre a amina e o CO_2 , que tem características ácidas. Os solventes utilizados são aminas como monoetanolamina (MEA), metildietanolamina (MDEA), dietanolamina (DEA) e diglicolamina.

O processo de absorção é um equilíbrio químico, sendo, portanto, reversível. A reação envolvida é a seguinte (YANG *et al.*, 2014):



onde R representa um radical orgânico

De acordo com Yang *et al.* (2014), a reação entre o CO₂ e o radical amina ocorre em temperaturas reduzidas, enquanto que processo de recuperação da amina ocorre em temperaturas elevadas. Esta é a razão para a principal desvantagem da lavagem com amina: a alta demanda de calor para regenerar o solvente.

DWA (2011) e Leme e Seabra (2017) relatam que o processo é realizado a baixa pressão. Segundo GBA (2018), o processo de lavagem ocorre em pressão próximas da atmosférica. Entretanto, devido a maior força de ligação, o processo de regeneração da solução de amina ocorre a temperaturas entre 110 e 160°C e, para poder absorver novamente os gases, a solução deve ser resfriada a 40°C. Algumas plantas usam esta situação para promover integrações térmicas, utilizando parte do calor recuperado nos trocadores de calor para aquecer o digestor e aumentar a eficiência de digestão.

A lavagem com aminas também pode remover H₂S. De acordo com BRASIL, (2015), o grupo amina presente nos solventes absorve outros componentes ácidos do biogás, tais como H₂S. Contudo, a regeneração, quando ocorre a absorção de H₂S pela amina, requer temperaturas ainda mais elevadas. Por esse motivo, recomenda-se um pré-tratamento para a remoção de H₂S antes da lavagem química. Observa-se que a metildietanolamina (MDEA) é o melhor solvente se a remoção de H₂S junto com a de CO₂ é desejada.

A principal vantagem do processo de lavagem com aminas é que a perda de metano no processo é baixa, não ultrapassando 0,2%. Como resultado, são alcançados teores de metano de mais de 99% no biogás purificado (LEME, SEABRA 2017; BRASIL, 2015; e SUN *et al.*, 2015). Considerando esses aspectos, a lavagem

com amina é o processo com os melhores resultados. A sua principal desvantagem são os custos operacionais elevados e a toxicidade das aminas. Conforme estudado por Shibata (2017), uma forma interessante de contornar estes problemas é realizar a lavagem com soluções de íons carbonato associados com aminas.

A lavagem com aminas pode absorver mais CO_2 por unidade de volume em comparação com a lavagem com água. Isso leva a uma economia de custos, uma vez que a planta necessita de menos energia para o bombeamento dos fluidos de absorção (PATTERSON *et al.*, 2011). O fato de o processo ocorrer a baixa pressão também corrobora para reduzir o consumo de eletricidade. Outra vantagem reside no fato de que as perdas de metano são baixas e, portanto, o gás residual tem um baixo teor de metano, não necessitando de tratamento adicional para ser liberado para atmosfera.

Segundo GBA (2018), as vantagens da lavagem com aminas são: o baixo consumo de energia, que é de 0,06 a 0,17 kWh_{el} por m^3 de biogás, devido à operação ser a pressão ambiente; a alta seletividade, uma vez que é possível obter biometano com concentrações acima de 99 % vol; e a baixa perda de metano, cerca de 0,1% vol. Por outro lado, a lavagem por aminas apresenta a desvantagem de apresentar um consumo de energia térmica elevado, de 0,4 a 0,8 $\text{kWh}_{\text{th}}/\text{Nm}^3$ de biogás processado.

10.2.2. Adsorção com Modulação de Pressão (PSA – Pressure Swing Adsorption)

Este processo se baseia na adsorção do CO_2 em meios sólidos adsorventes como carvões ativados, zeólitos e peneiras moleculares. A seletividade do composto a ser adsorvido está relacionada ao tamanho da molécula. É possível remover, também, outros contaminantes do biogás como, H_2O , H_2S , N_2 e O_2 . No entanto, H_2O e H_2S são adsorvidos irreversivelmente nos sólidos adsorventes, envenenando-os e diminuindo sua eficiência de remoção. Portanto, água e gás sulfídrico devem ser removidos antes do gás ser direcionado para a unidade PSA onde o CO_2 será removido.

Fisicamente, o processo está embasado na capacidade que o CO_2 tem de ser adsorvido no meio sólido em altas pressões e a capacidade de ser dessorvido quando o meio é submetido a baixas pressões, regenerando, assim o meio para outro ciclo de adsorção.

No ciclo, o biogás seco e dessulfurado é enviado para um compressor onde a pressão é elevada para valores entre 4 a 7 barg (manométrica). Em seguida, é encaminhado para a coluna de adsorção, onde componentes do biogás são retidos, com exceção do CH_4 , que atravessa a coluna quase que na sua totalidade, ficando retida apenas uma pequena fração. A dessorção dos gases retidos ocorre reduzindo-se a pressão da coluna. O gás resultante da dessorção é direcionado para uma segunda coluna por ainda conter pequenas quantidades de CH_4 , o qual novamente atravessa em grande parte, enquanto que os outros componentes novamente são retidos. Por fim, a dessorção completa da primeira coluna ocorre através de vácuo. O gás residual, por ainda conter algum CH_4 , deve ser submetido a um pós-tratamento ou ser aproveitado se contiver quantidades importantes de CH_4 . A concentração de metano no gás final é maior que 96%. O consumo de energia elétrica pelo processo é de aproximadamente $0,25 \text{ kWh/Nm}^3$ em relação ao gás bruto (YANG *et al.*, 2014; DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2008).

As perdas de CH_4 são uma desvantagem do processo. Embora os fornecedores de equipamentos e outros reportem que esta perda é inferior a 4%, Sun *et al.*, (2015) e Leme e Seabra, (2017) reportam que esses valores são de até 12% e 8%, respectivamente.

Segundo GBA, (2018), o consumo de energia elétrica está entre $0.15 - 0.35 \text{ kWh}_{el}/\text{Nm}^3$ de biogás e a perda de metano entre 1,5 – 2,5%.

A vantagem deste processo é que o N_2 e O_2 também são separados do metano, podendo ser empregado para a produção de biometano a partir de gás de aterro, o qual normalmente contém estes contaminantes, e também após métodos de remoção de H_2S com injeção de ar.

Quanto à configuração da planta, é comum que esta seja equipada com seis a nove colunas de absorção. Um esquema representativo encontra-se na Figura 10.11 e a Figura 10.12 apresenta uma ilustração de uma unidade de *upgrading* por PSA.

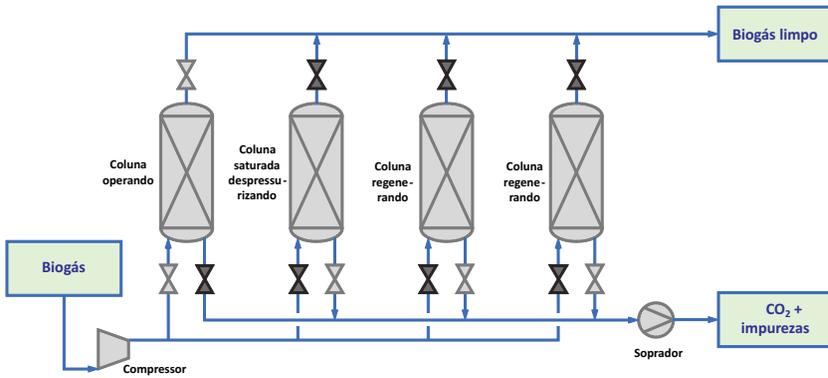


Figura 10.11 – Esquema representativo da *upgrading* por PSA.

Fonte: Elaborada pelos autores.

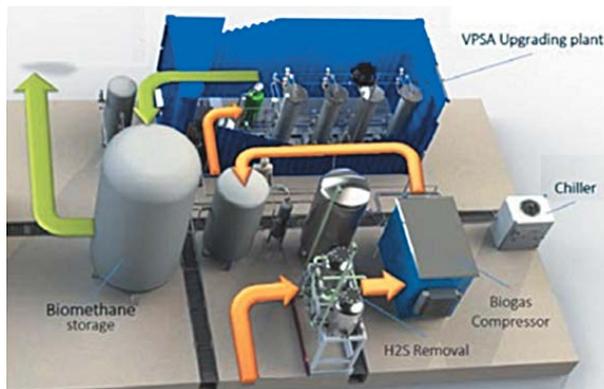


Figura 10.12 – Unidade de *upgrading* de biogás por PSA.

Fonte: Cortesia de Greenlane Biogas Ltda.

10.2.3. Separação por Membranas

O princípio da tecnologia de membrana está embasado na diferença de permeabilidade dos componentes do biogás quando estes são forçados a atravessar uma dada membrana, ou seja, alguns componentes do fluxo de gás “passam” para o lado do permeado e outros são “retidos” no lado de entrada (SUN *et al.*, (2015). O material utilizado é denominado membrana semipermeável (PATTERSON *et al.*, 2011).

O tamanho e a natureza química, assim como a afinidade com material da membrana são algumas das características que definem a permeabilidade dos componentes e a eficiência da separação. A especificação do material da membrana é ponto importante no projeto para que seletividade seja atingida (MULDER, 1996).

Para a purificação do biogás são utilizados materiais poliméricos, como poliamida ou acetato de celulose (SUN *et al.*, 2015). Esses materiais apresentam alta permeabilidade a CO_2 , H_2O , NH_3 e, em certa medida, ao H_2S e O_2 , mas apresentam baixa permeabilidade a CH_4 . Portanto, no fluxo retido, o gás é rico em metano. Embora o N_2 seja reportado como não permeável quando comparado com o CH_4 , (PATTERSON; WELLINGER, 2009) as membranas podem ter uma seletividade CH_4/N_2 igual a 5, ou seja, retém-se 5 vezes mais CH_4 do que N_2 (YANG *et al.*, 2014).

A separação de H_2S em membranas é relatada como tecnicamente possível em biogás tanto em concentrações pequenas como altas, uma vez que é um dos componentes com maior diferença de permeabilidade em comparação com metano – a seletividade $\text{H}_2\text{S}/\text{CH}_4$ é cerca de 60 (DEUBLEIN *et al.*, 2008). No entanto, como é comum em unidades de purificação de biogás, e por causa das características danosas do H_2S , este componente é removido previamente antes de entrar na unidade de membrana (DWA, 2011). Um filtro é também aplicado a montante para remover água condensada, óleo e aerossóis, para não afetar o desempenho da membrana (PATTERSON; WELLINGER, 2009).

Os resultados da tecnologia de membrana apresentam variações. BRASIL (2015) menciona pureza final de CH_4 superior a 80%,

enquanto Patterson *et al.* (2014) afirma que pode ser mais de 96%, em um processo de várias fases. A explicação para as variações, segundo Deublein e Steinhäuser, (2008) é que até 80% de pureza pode ser alcançada em um único estágio, enquanto que o biometano de maior pureza requer operação em múltiplos estágios (DWA, 2011). A pureza média de metano em plantas operacionais de membrana, conforme apresentado por Yang *et al.* (2014) é de 90,3%, ligeiramente inferior à das plantas de lavagem com água, lavagem com amina e PSA.

As perdas de metano reportadas situam-se entre 1% e 4% (BRASIL, 2015; LEME; SEABRA, 2017). As altas pressões de operação nas primeiras plantas de membrana causavam elevadas perdas de CH_4 . Atualmente, a pressão de operação foi reduzida para 8 a 10 bar (DWA, 2011; PETERSON; WELLINGER, 2009).

Segundo a GBA (2018), o processo de *upgrading* com membrana opera a pressões da ordem de 7 a 20 bar e consome entre 0,18 e 0,33 $\text{kWh}_{\text{el}}/\text{Nm}^3$ de biogás. A perda de metano está entre 0,5 e 2 vol%.

10.2.4. Comparação entre os processos de *upgrading* de biogás

A Tabela 10.5 apresenta uma breve comparação entre os processos de remoção segundo alguns critérios específicos.

Tabela 10.5 – Comparação entre os processos de *upgrading* de biogás

Processo	Lavagem com água	Lavagem com solventes orgânicos	Lavagem com aminas	PSA	Membranas
Princípio	Solubilização seletiva do CO_2 em água	Solubilização seletiva do CO_2 em solventes orgânicos como metanol e poliglicóis	Reação do CO_2 com aminas (MEA, DEA, MDEA)	Adsorção do CO_2 em zeólitas ou silicatos	Passagem seletiva de moléculas de CO_2 pela membrana
Necessário tirar H_2S previamente?	Sim	Sim (pode substituir dessulf. fina)	Sim (pode substituir dessulf. fina)	Sim	Não (mas recomendado)
Meio regenerável?	Sim	Sim	Sim	Sim	-

Tabela 10.5 – Comparação entre os processos de *upgrading de biogás* (Cont.)

Processo	Lavagem com água	Lavagem com solventes orgânicos	Lavagem com aminas	PSA	Membranas
Investimento	Médio	Médio	Médio	Alto	Baixo
Tratamento do gás residual	Sim	Sim	Não	Sim	Sim
Custo operacional	Baixo	Médio	Alto	Baixo	Médio
Eficiência de remoção de metano (%)	98-99	96-99	99,9	97-98	85 - 99,5
Nível final de metano	96% - 99%	93 - 98%	99%	>96%	90 - 96%
Perdas de metano (%)	0,5 - 2	1-4	0,1	1,5 - 2,5 (relata-se 8%-12%)	0,5-2%
Pressão de trabalho (bar(g))	4 - 10	4 - 8	Atmosférica	2-7	7-20
Demanda de eletricidade [$\text{kWh}_{\text{el}} / \text{m}^3$ biogás]	0,2 - 0,3	0,2 - 0,33	0,06 - 0,17	0,15-0,35	0,18-0,33
Demanda de calor ($\text{kWh}_{\text{th}} / \text{m}^3$ biogás)	Não	0,1 - 0,15	0,4 - 0,8	Não	Não
Temperatura	Não	40 - 80	110 -160	Não	Não
Demanda de água	Sim	Não	Não	Não	Não

Fonte: Elaborado pelos autores.

10.3. Inovações Tecnológicas

As principais inovações tecnológicas concentram-se em processos de purificação do biogás (remoção do CO_2 e ajuste do poder calorífico). A seguir, destacam-se algumas das principais tecnologias emergentes.

10.3.1. SEPARAÇÃO CRIOGÊNICA

A separação criogênica baseia-se na diferença dos pontos de ebulição do CH_4 e do CO_2 , conforme ilustrado na Figura 10.13.

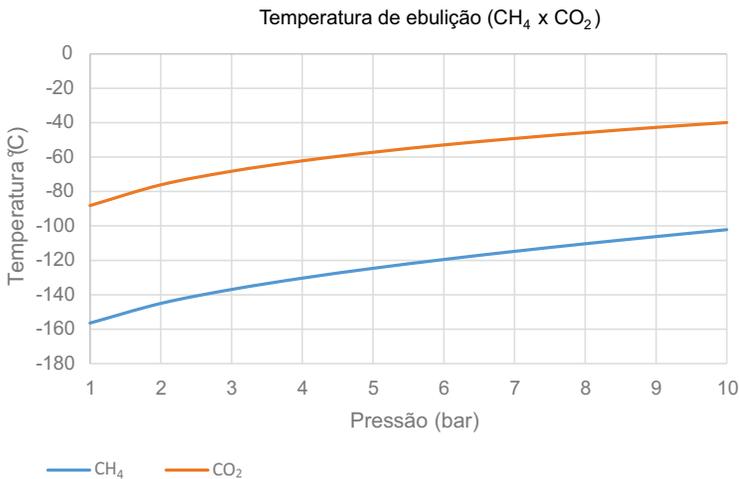


Figura 10.13 – Temperaturas de ebulição de CH_4 e CO_2 a diferentes pressões.

Fonte: YAWS (1999).

Neste processo, comprime-se e resfria-se o biogás previamente seco (para evitar a formação de gelo) até 80 bar e -45°C . Nestas condições, o CO_2 começa a se liquefazer. Em seguida, o gás é resfriado até -55°C e expandido a 8-10 bar, resfriando-se ainda mais. Quando o gás chega a -110°C , ocorre uma mistura em equilíbrio sólido-gás. A fase sólida é rica em CO_2 e a fase gasosa é rica em metano, com teores de 90 a 98% (RYCKEBOSCH; DROUILLON; VERVAEREN, 2011).

É possível, também, realizar uma destilação da mistura líquido-gás. Comprimindo-se o gás de 17 a 26 bar e resfriando-o até -25°C , com posterior resfriamento na ordem de -50 a -59°C , ocorre a liquefação do CO_2 , que pode ser retirado no fundo da coluna. Resfriamento até -165°C provocará a liquefação do metano presente

no biogás. Neste caso, também é necessário que impurezas como H_2S e H_2O sejam retirados previamente (DWA, 2011).

Apesar de ser possível de se obter altas eficiências com baixa perda de metano, diversos autores (RYCKEBOSCH; DROUILLON; VERVAEREN, 2011; DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2008; DWA, 2011) indicam que os custos de instalação e operação desta tecnologia são bastante elevados, fazendo com que a mesma ainda seja considerada como em desenvolvimento. No entanto, existe uma grande sinergia desta tecnologia com a produção de biometano liquefeito (BML), cuja produção também requer compressão e resfriamento (RYCKEBOSCH; DROUILLON; VERVAEREN, 2011; DWA, 2011). O tratamento criogênico é vantajoso quando o uso final pretendido é biometano liquefeito, uma vez que para se liquefazer o metano são necessárias temperaturas muito baixas. Uma das principais desvantagens do tratamento criogênico é a energia necessária para a refrigeração, que Sun *et al.* (2015) reportam variar entre 0,8 e 1,45 kWh_e/Nm^3 de biogás. Outra desvantagem é o risco de congelamento de CO_2 , que quando ocorre obstrui todo o sistema.

10.3.2. Bocal Supersônico

Esta nova tecnologia se baseia no uso de um bocal convergente-divergente para a condensação do CO_2 . Ela foi originalmente utilizada para a limpeza do gás natural, promovendo a liquefação de hidrocarbonetos pesados e separação de água e pode ser adaptada para a purificação do biogás.

O processo emprega o bocal para acelerar isoentropicamente (em termos teóricos) o biogás até velocidades maiores que a do som (número de Mach é maior do que 1). O aumento da energia cinética promove a queda da pressão, ao passo que a queda da pressão promove um resfriamento intenso do gás. A Figura 11.14 mostra qualitativamente o processo. A eficiência da separação está relacionada à capacidade de retenção da fase líquida, que no caso conterá o CO_2 . Geralmente, os bocais supersônicos incluem separadores ciclônicos para promover a separação entre as gotículas da fase líquida e a fase gasosa. Reportam-se eficiências de separação de até 98% (MACHADO, 2012).

Evidentemente nos bocais reais o processo não será isoentrópico e terá sua eficiência isoentrópica determinada em cada caso.

Esta tecnologia está sendo desenvolvida no âmbito do Projeto 19 “Structured Ceramic Membrane and Supersonic Device for $\text{CH}_4 / \text{CO}_2$ Separation” do RCGI – Research Centre for Gas Innovation.

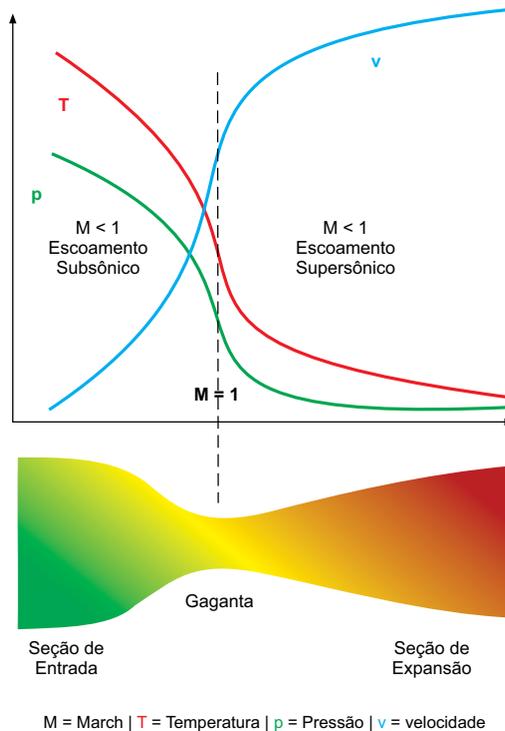


Figura 10.14 – Comportamento do gás no bocal convergente-divergente.

Fonte: MACHADO (2012).

10.3.3. Adsorção com Temperatura Flutuante (TSA)

Este processo é semelhante ao processo de PSA, com a diferença de que na operação varia-se a temperatura ao invés da pressão, explorando-se o fato do processo de adsorção ser tão mais eficiente quanto menor a temperatura. Assim, enquanto baixas tem-

peraturas favorecem a adsorção, a regeneração ocorre com elevação da temperatura. Deublien e Steinhauser (2008) relatam que esta tecnologia é muito menos utilizada do que a PSA. Já Leme e Seabra (2017) indicam que esta tecnologia é mais indicada para desidratação do biogás do que remoção de outros contaminantes.

10.4. Considerações Finais

Nos processos de limpeza e purificação do biogás, devem ser considerados vários aspectos, por ocasião do projeto da planta. Estes aspectos influenciam a sequência das etapas necessárias para entender os aspectos de eficiência no consumo de insumos (energia e materiais) e também os aspectos de qualidade do biometano produzido.

Deve-se observar primeiramente as impurezas presentes e os métodos disponíveis para sua remoção. Os métodos disponíveis tanto para limpeza quanto para purificação possuem necessidades específicas de pressão, temperatura e concentrações máximas de alguns compostos que devem ser observados quando do *design* da planta.

A título de exemplo, o uso de carvão ativado para absorção de H_2S , para atingir sua máxima eficiência, necessita que a concentração de umidade seja controlada a um valor máximo, ou seja, é necessária uma unidade de desumidificação antes da unidade de dessulfurização com absorção em carvão ativado.

Ainda, considerando que o processo de limpeza e purificação do biogás é feito em linha, é importante na definição das tecnologias considerar a concorrência dos diferentes compostos para garantir que o composto de interesse seja removido na etapa projetada para tal. Por exemplo: não é prudente instalar uma tecnologia por adsorção a qual os VOCs competem com siloxanos em uma corrente de gás contendo altas concentrações de VOCs e apenas traços de siloxanos. Caso não se atente para esse fato, provavelmente o material adsorvedor saturará rapidamente. Se-

ria então mais indicado primeiro remover a maior parte do VOCs antes que o gás entre nesta etapa do processo, destinada à remoção de siloxanos, ou especificar um material adsorvedor seletivo para siloxanos.

Na Figura 10.15 é ilustrada uma sequência de processo para utilização das principais tecnologias de *upgrading* (PSA, membrana e lavagem com água).

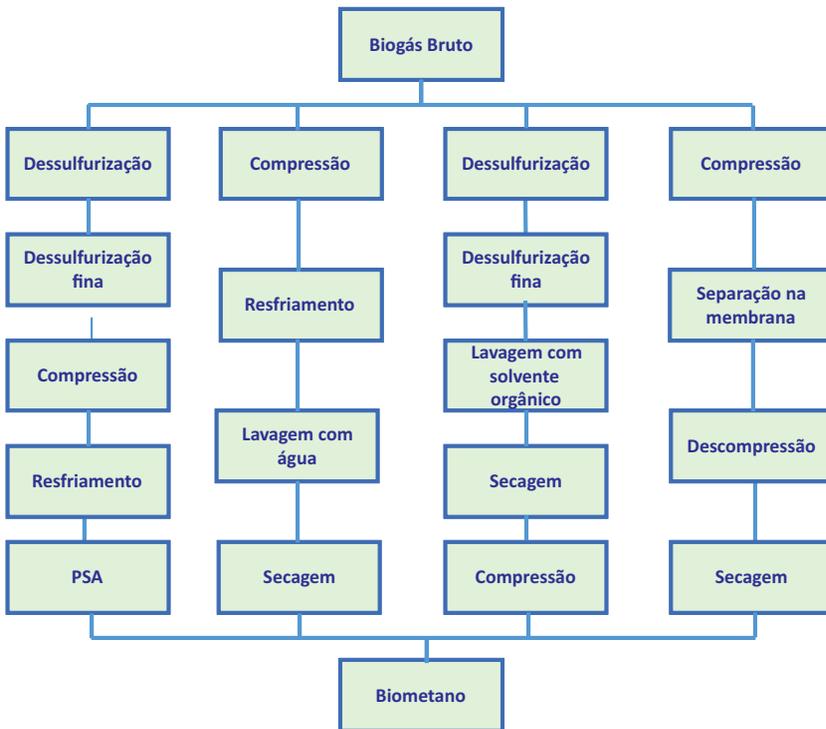


Figura 10.15 – Possíveis sequências para arranjos das tecnologias de *upgrading*.

Fonte: HUSEBY (2015).

11

CENÁRIO NACIONAL E INTERNACIONAL DE PRODUÇÃO E USOS DE BIOGÁS E BIOMETANO

Neste capítulo é apresentado o cenário atual de produção e uso final de biogás e biometano em países da União Europeia, nos Estados Unidos e no Brasil. É também apresentado o cenário das tecnologias de purificação de biometano para os mesmos países.

11.1. União Europeia

A maior concentração do uso de biogás se dá na União Europeia, em função das inúmeras políticas de incentivo discutidas no capítulo 9. Ao longo dos 10 primeiros anos do século XXI houve um crescimento exponencial de unidades de produção e beneficiamento de biogás. As principais fontes para produção de biogás são os resíduos agrícolas, lodo de esgoto e resíduos sólidos urbanos e as culturas energéticas (*energy crops*) (IEA, 2017). Na Figura 11.1 é apresentada a distribuição temporal do número de plantas por tipo de substrato em países da União Europeia. Desta figura, percebe-se que, para o período de 2014 a 2016, a propor-

ção entre os substratos tem se mantido constante, assim como o número de plantas de produção de biogás.

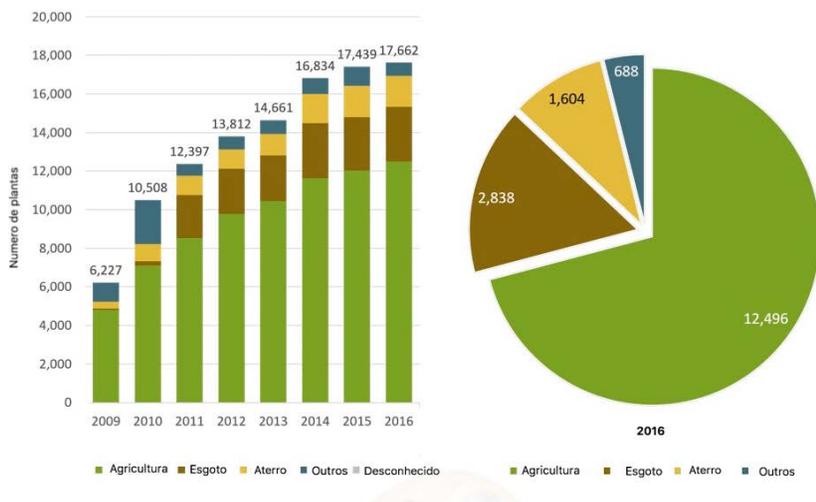


Figura 11.1 – Distribuição temporal dos substratos utilizados para produção de biogás em função do número de plantas na UE.

Fonte: EBA (2018).

Segundo IEA (2016), no ano de 2016, havia na União Europeia 17.662 plantas de biogás, com grande destaque para a Alemanha, que concentrava mais de 80% das instalações. Quanto às plantas para produção de biometano, em 2016 havia 503 plantas em operação cuja capacidade instalada era de aproximadamente 281.600 m³/h.

A Figura 11.2 apresenta a evolução temporal do número de instalações de produção de biogás e biometano na União Europeia. Os gráficos mostram que no período de 2009 a 2016 o número total de plantas de biogás aumentou aproximadamente três vezes e o número de plantas de biometano aumentou aproximadamente 2,5 vezes para o período de 2011 a 2016. Esse aumento foi devido às políticas ambientais (gestão de resíduos e mudanças climáticas) implementadas no período e também aos incentivos financeiros concedidos.

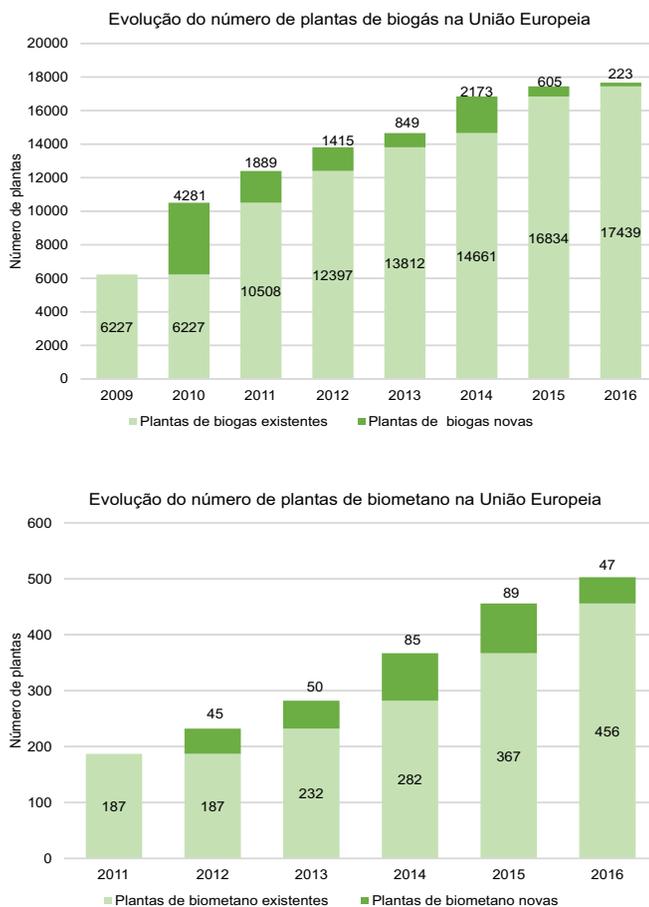


Figura 11.2 – Evolução temporal do número de plantas de biogás e biometano na União Europeia.

Fonte: EBA (2017a, 2017b), adaptado pelos autores.

Quanto às tecnologias utilizadas para a produção de biometano, as tecnologias de PSA, lavagem com água e membrana são as mais utilizadas conforme mostra a Figura 11.3. Mesmo com o desenvolvimento de novas tecnologias, estas tecnologias têm mantido sua primazia ao longo da última década, como mostra a Figura 11.4. A preferência por estas tecnologias é explicada pela alta eficiência, baixo custo de operação e baixas perdas de metano no processo, conforme mostra a Tabela 11.5.

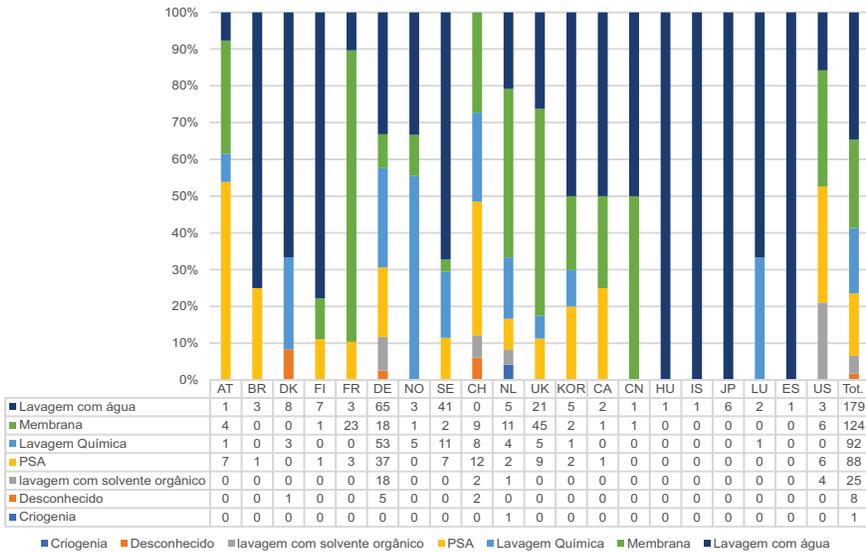


Figura 11.3 – Utilização das tecnologias de *upgrading* de biogás em países da União Europeia.

Fonte: IEA (2017) Adaptado pelos autores.

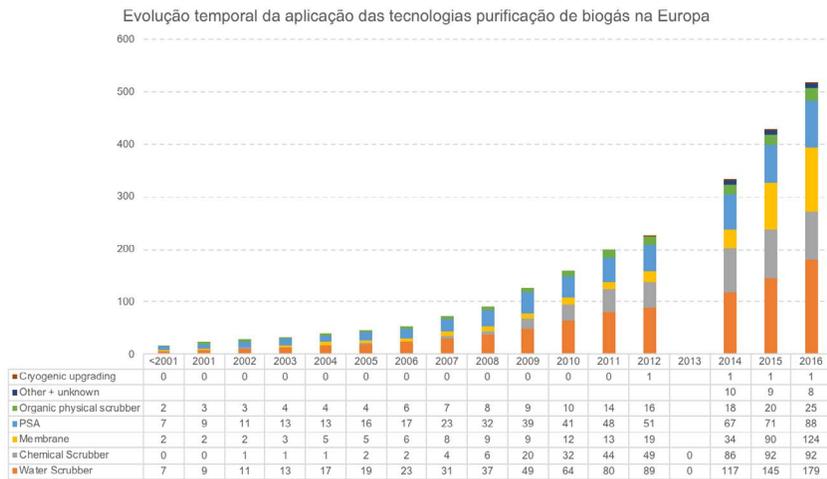


Figura 11.4 – Evolução temporal da aplicação das tecnologias de *upgrading* de biogás na União Europeia.

Fonte: IEA (2017). Adaptado pelos autores.

De forma geral, como já analisado no capítulo 9, o maior uso do biogás se dá na queima direta para conversão em eletricidade, mas há casos notáveis como no Suécia e Noruega, onde o uso prioritário do biometano é como combustível veicular. Observa-se que a utilização final do biometano varia de acordo com a política energética de cada país. A Figura 11.5 ilustra, dentre os países europeus aqueles que produzem biometano, o número de plantas que injetam na rede de distribuição de gás natural em cada país. Do gráfico, denota-se que 100% das plantas de produção da Alemanha, França e Reino Unido injetam na rede de distribuição de gás natural. Estes países também lideram em termos de infraestrutura para uso do biometano.

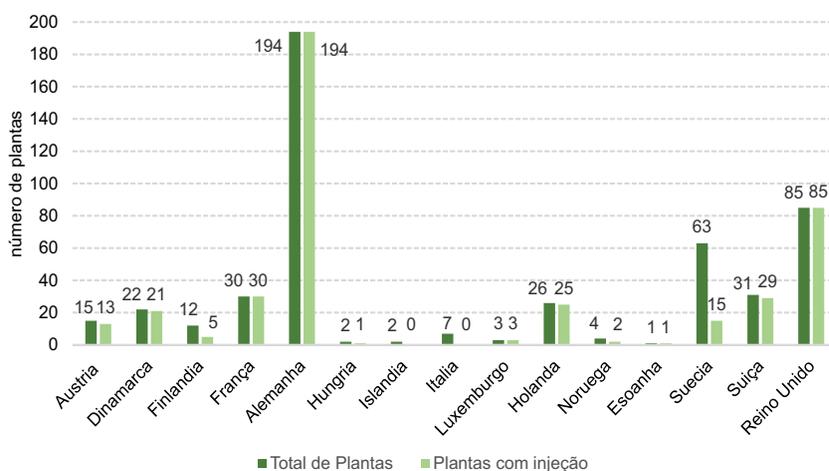


Figura 11.5 – Total de plantas de produção de biometano e número de plantas que injetam na rede de distribuição de gás natural na UE.

Fonte: EBA (2018). Adaptado pelos autores.

A elevada presença do biogás e biometano na União Europeia só foi possível graças a um esforço coordenado dos seus países membros que, guiados pela política ambiental “União Europeia 2020” (FRANK *et al.*, 2013) propuserem duas normas para regulação de qualidade e distribuição de biometano na rede canalizada: pr EN 16723-2 parte 1 (qualidade do gás retirado da rede

de distribuição), pr EN 16723-2 parte 2 (qualidade do gás como combustível automotivo) e pr EN 16726 (qualidade de gás combustível na rede canalizada) (EU, 2015; 2016).

11.2. Estados Unidos

Segundo estudo feito pelo NREL (2013), o potencial teórico de biometano nos EUA, considerando sua geração a partir de material do aterro, dejetos animal, águas residuais e resíduos orgânicos industriais, institucionais e comerciais é estimado em cerca de 11,9 bilhões de metros cúbicos. Segundo o mesmo estudo, este volume de metano deslocaria, em 2013, cerca de 5% do consumo de gás natural no setor elétrico e 56% do consumo de gás natural no setor de transporte.

Quanto à estrutura de produção de biogás, no ano de 2015 havia nos EUA 2.221 plantas de produção de biogás em operação e um potencial teórico para mais 13.500 plantas aproximadamente distribuídas, conforme mostra a Figura 11.6 (EESI, 2017).

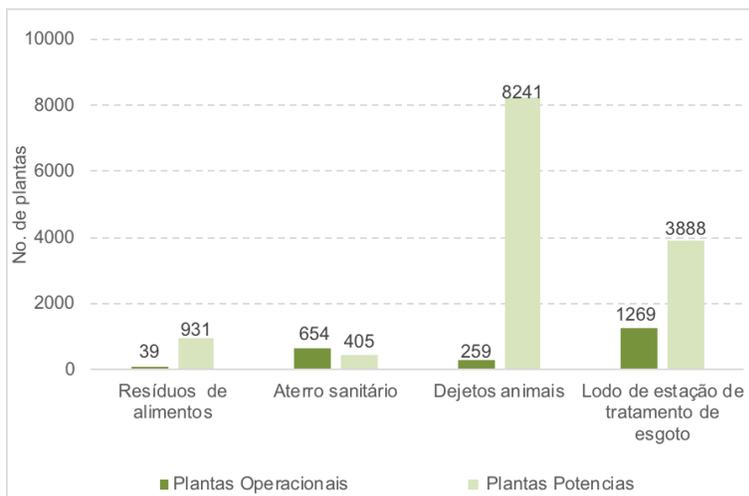


Figura 11.6 – Número de plantas em operação e potencial teórico de mais plantas nos EUA segundo o substrato.

Fonte: EESI (2017). Adaptado pelos autores.

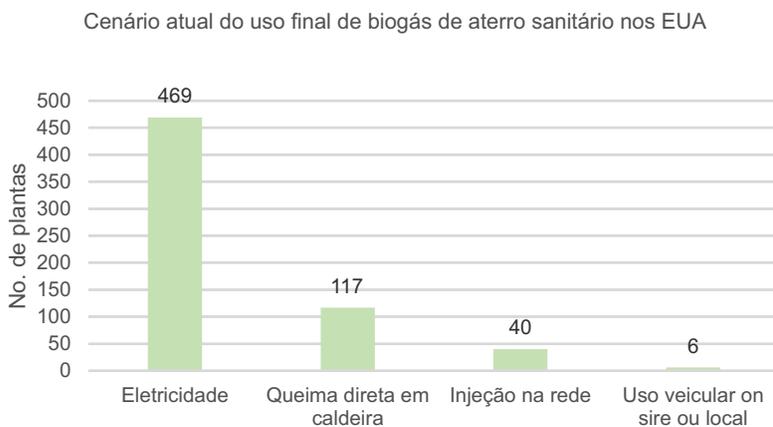
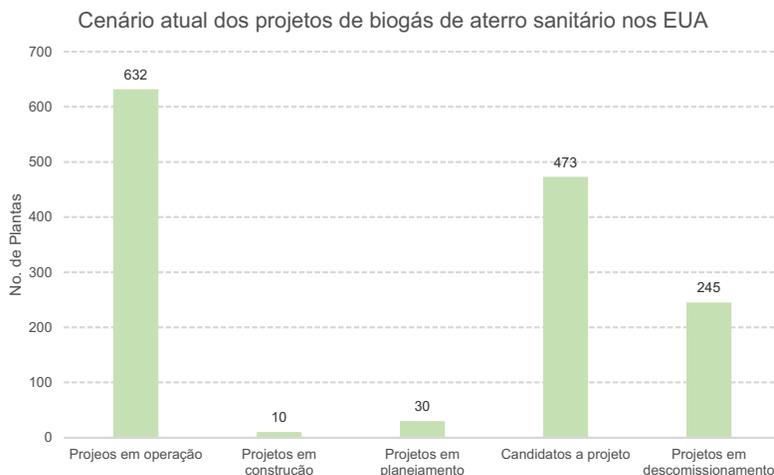


Figura 11.7 – Cenário atual de empreendimentos de produção e usos finais do biogás gerado de em aterro sanitário nos EUA.

Fonte: USEPA (2018), adaptado pelos autores.

No que tange a aterros sanitários, segundo o “*Landfill Methane Outreach Program (LMOP)*”¹¹ da USEPA (2018), reporta-se

¹¹ O LMOP rastreia dados importantes para projetos de energia de gás de aterro sanitário (LFG) e aterros de resíduos sólidos urbanos (MSW) nos Estados Unidos. O banco de dados de energia de gás de aterro (LMOP Database) contém informações

que, no ano de 2018, havia 632 projetos operacionais os quais juntos produzem cerca de 33.477 Nm³/h ou 803,5 mil Nm³/dia. A Figura 11.7 apresenta o cenário atual de empreendimentos em aterros sanitários americanos para produção e o uso final do biogás. Segundo o LMOP, cerca de 575 dos 2.400 aterros existentes fornecem biogás para um ou mais projetos de energia em operação, que totalizam 632 projetos. USEPA (2018) estima que, ainda, aproximadamente 470 aterros são “candidatos” a novos empreendimentos e poderiam ter seu metano aproveitado para produção de energia.

Quanto aos resíduos animais, segundo estudos da USEPA (2018)¹² no âmbito do projeto AGASTAR, estima-se que em mais de 8.000 grandes fazendas de laticínios e suínos é possível instalar sistemas de biodigestão que, juntos, poderiam produzir mais de 13 milhões de MWh/ano. Atualmente, segundo dados da USEPA (2018), há 253 plantas em operação nos EUA. O biogás produzido nestas plantas foi utilizado para gerar, no ano de 2017, 1,04 milhões de MWh/ano de energia elétrica. O uso não elétrico do biogás foi o de 39 mil MWh/ano equivalentes (USEPA, 2018).

A Figura 11.8 mostra que o número de plantas de geração de biogás a partir de resíduos animais encontra-se praticamente estagnada nos últimos 5 anos. No que se refere ao uso final do biogás produzido, no ano de 2017, os empreendimentos de CHP lideram o uso final, representando 49% do total de empreendimentos, seguido pelos de geração elétrica que representou 36%. Ressalta-se que para o mesmo ano a queima em *flare* aconteceu em 14,6% do total de empreendimentos em operação. A Figura 11.9 mostra os usos finais do biogás produzido a partir de dejetos animais nos últimos 17 anos (EESI, 2017).

sobre projetos em vários estágios, como planejamento, construção, operação e descomissionamento, além de ser um repositório de dados de mais de 2.400 aterros sanitários existentes no USA.

¹² AGASTAR: é um programa que fornece uma ampla variedade de informações, recursos e ferramentas para as partes interessadas em explorar o uso de sistemas de digestão anaeróbicos nos Estados Unidos.

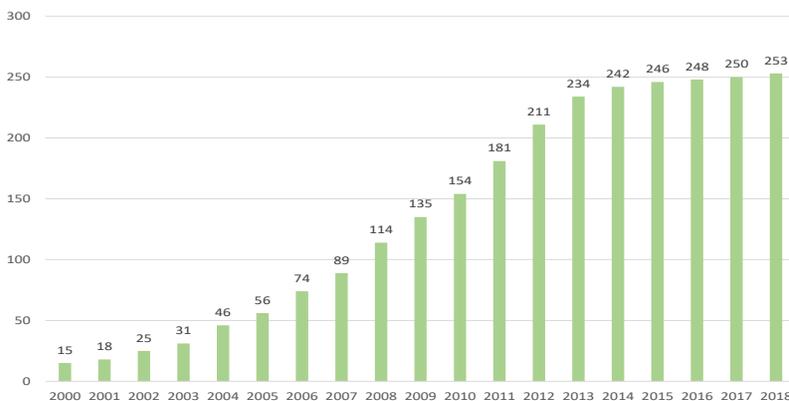


Figura 11.8 – Evolução temporal do número de plantas de produção de biogás a partir de resíduos animais nos Estados Unidos.

Fonte: EESI (2017). Adaptado pelos autores.

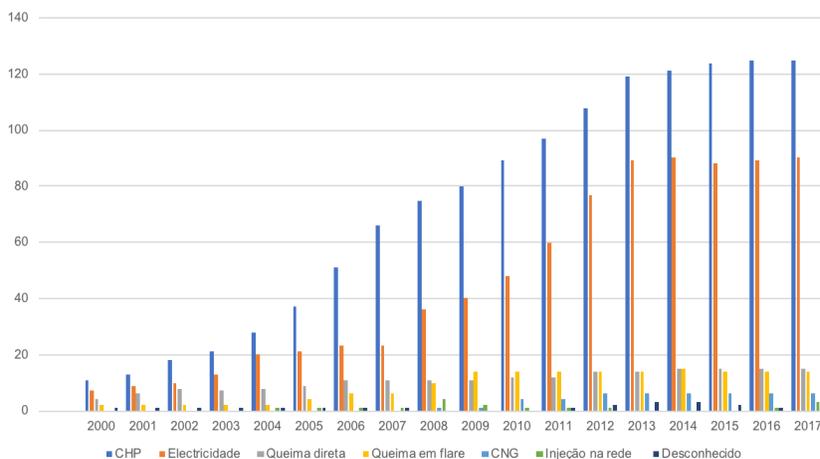


Figura 11.9 – Evolução temporal dos usos finais do biogás produzido a partir de resíduos animais nos Estados Unidos.

Fonte: EESI (2017). Adaptado pelos autores.

Quanto a estações de tratamento de esgoto, muitas já dispõem de digestores anaeróbios para tratar o lodo de esgoto. Entretanto, nem todas possuem sistemas de aproveitamento energético do biogás. Das 1.269 estações de tratamento que possuem digestor

anaeróbio, cerca de 1.000 (85%) estações usam seu biogás para mais de uma finalidade. Aproximadamente 65% destas estações utilizam o biogás em sistema de CHP com tecnologia de queima em motores de combustão interna (65%), cujo calor é utilizado nos biodigestores termofílicos. Nas estações de tratamento que não aproveitam o conteúdo energético do biogás, o mesmo é queimado em *flare*. (WEF, 2013). A Figura 11.10 ilustra os usos finais do biogás gerado nas ETEs nos EUA.

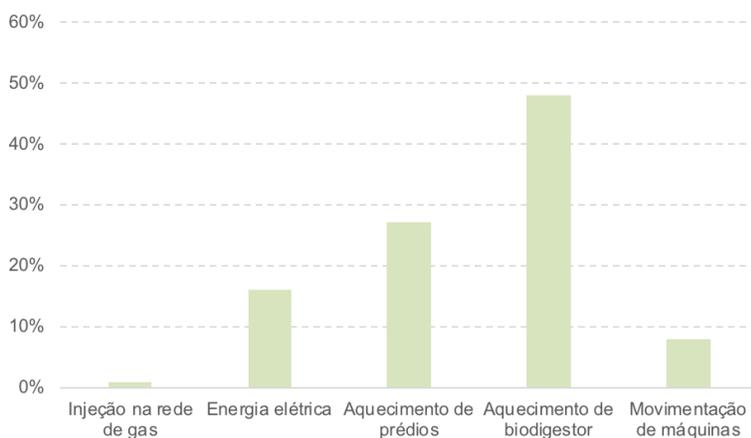


Figura 11.10 – Usos finais do biogás gerado nas estações de tratamento de esgoto nos Estados Unidos.

Fonte: WEF (2013) adaptado pelos autores.

11.3. Brasil

O Brasil apresenta um cenário ainda tímido para o mercado de biogás e biometano, considerando seu elevado potencial teórico. Em 2017, o potencial de produção de biogás, segundo a ABIOGAS, era de 52 bilhões de (normal) metros cúbicos por ano, sendo 39 bilhões oriundos do setor sucroenergético, 9 bilhões do setor de alimentos e 4 bilhões do setor de saneamento.

No Brasil, segundo a dados da EPE há em operação 125 plantas de produção de biogás que, juntas, produzem 1.345.180 Nm³/dia. Observa-se que, neste inventário feito pela EPE, pela data de sua publicação, não constam as Usinas de Caucaia em Fortaleza, a da Sabesp em Franca, a Dois Arcos em São Pedro da Aldeia, que juntas produzem mais 92.600 Nm³/dia de biometano.

A Figura 11.11 ilustra distribuição dessas plantas no território nacional e a Figura 11.12 mostra o inventário de plantas de biogás no Brasil feito pela EPE. Do inventário, percebe-se que os dejetos da suinocultura representam, aproximadamente, 40% do total do número de plantas em operação e que o estado do Paraná abriga o maior número de plantas de biogás, correspondendo a quase 40% do número de plantas do país. Isto se deve ao fato de o estado do Paraná abrigar o maior número de fazendas de suinocultura no país, seguido pelo estado de Santa Catarina.

Quanto ao estado de São Paulo, das 19 plantas existentes, 11 são plantas que utilizam resíduos da indústria de alimentos e bebidas. Em Minas Gerais, as plantas que utilizam dejetos suínos são a maioria, com 11 plantas.



Figura 11.11 – Distribuição das plantas de produção de biogás no território nacional.

Fonte: EPE (2018), adaptado pelos autores.

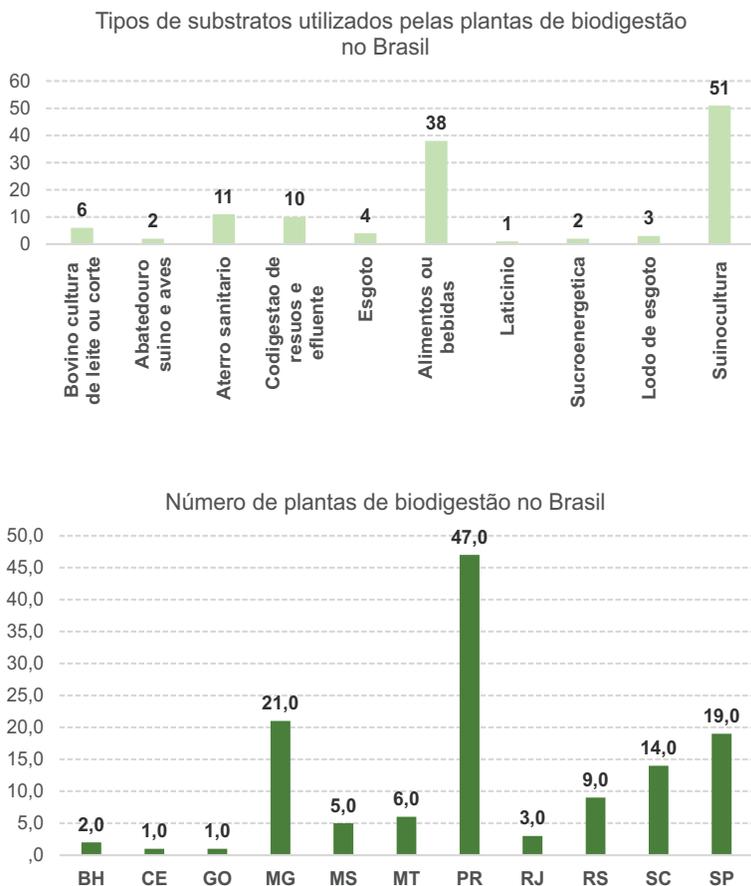


Figura 11.12 – Plantas de biodigestão existentes no Brasil.

Fonte: EPE (2018), adaptado pelos autores.

Quanto aos volumes produzidos e os usos finais do biogás, da Figura 12.13 denota-se que o uso preponderante de biogás no Brasil é para geração elétrica seguido da geração de calor. A potência instalada para geração elétrica utilizando biogás, em 2018, é de 142,54 MW, dos quais 29 MW correspondem à potência instalada no aterro da Essensis, em Caieiras, São Paulo, que é maior termoelétrica a biogás do país. Observa-se que está em construção uma usina no estado de São Paulo, na Usina Bonfim (Grupo Raizen), com previsão de capacidade instalada de 29,5 MW que

utilizará biogás de vinhaça como fonte de energia (ANEEL, 2018) e que a planta da GeoEnergética, no Paraná, tem uma potência de 4 MW instalados a partir de biogás de vinhaça, com perspectivas de ampliação para 16 MW (www.geoenergetica.com.br).

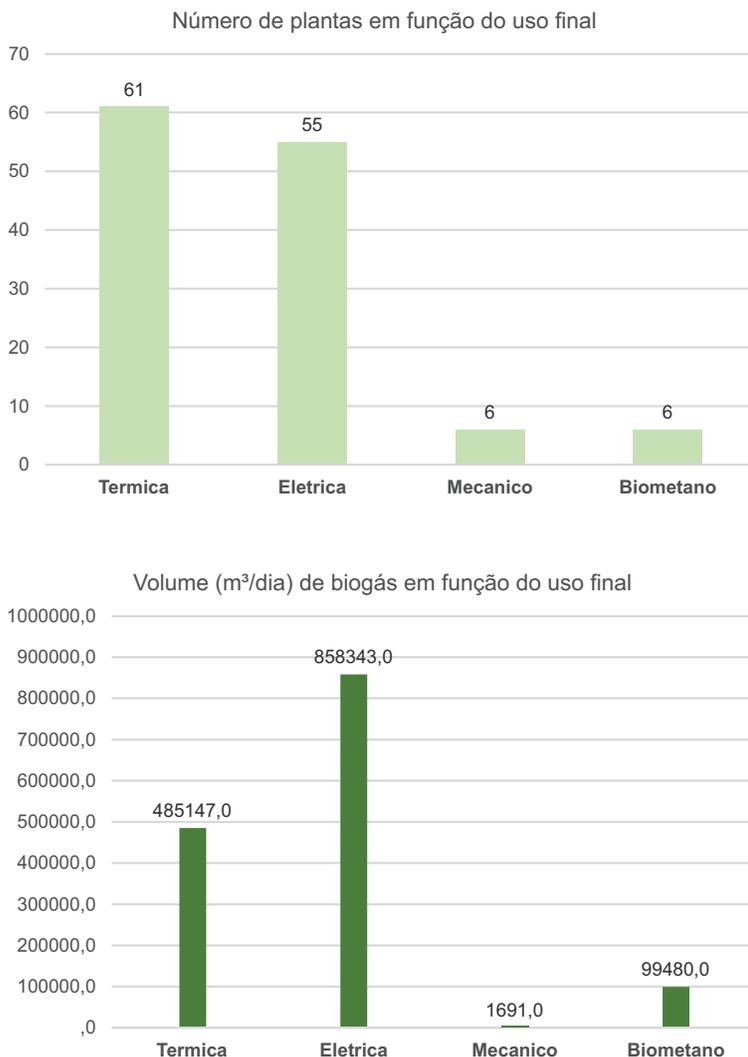


Figura 11.13 – Uso final e volume de biogás produzido no Brasil.

Fonte: EPE (2018), adaptado pelos autores.

Quanto à produção de biometano, esta ainda é muito pequena. Para produção de biometano no Brasil há apenas seis plantas que totalizam uma produção de, aproximadamente, 100.000 m³/dia. Duas destas plantas produzem o biometano a partir de biogás de aterro sanitário, uma de estação de tratamento de esgoto e três de dejetos suínos. No Ceará, no aterro de Caucaia está a maior planta de produção de biometano do país, produzindo 80.000 Nm³/d, que são vendidos à Companhia de Gás do Ceará. No que se refere às tecnologias instaladas para purificação, 2 plantas de são lavagem com água e 4 por PSA. O processo de dessulfurização é feito utilizando a tecnologia bioscruber¹³ em todas as plantas de produção de biometano existente.

No que se refere ao uso final do biometano no Brasil, das seis plantas duas tem certificado da ANP para injeção na rede de distribuição e quatro são para uso veicular.

¹³ Remoção com NaOH e regeneração do NaOH com microorganismos e ar.

12

CUSTOS DE PRODUÇÃO DE BIOMETANO

A partir das tecnologias disponíveis para limpeza e purificação de biogás, é possível desenhar várias configurações de processo. A definição por uma configuração específica tem como parâmetro a eficiência energética, eficiência de remoção e os custos de investimento (CAPEX) e de operação (OPEX) envolvidos.

Este capítulo, a partir de informações de literatura, apresenta o custo de produção de biometano.

12.1. Fatores de Influência

O investimento para uma planta de *upgrading* de biogás tem relação direta com a composição de entrada e a composição de saída do processo e os volumes tratados, uma vez que o investimento específico diminui com o aumento da capacidade e é diretamente proporcional com os requisitos de qualidade.

Quanto aos custos operacionais, estes são afetados pelo consumo de energia no processo selecionado, o que depende da tecnologia empregada, dos insumos e da mão de obra necessária. Por exemplo, o consumo de energia no *upgrading* é aproximadamente 0,2-0,3 kWh de eletricidade por Nm³ de biogás processado. Entretanto, se considerarmos o uso da tecnologia de absorção em amina, esta requer menos energia elétrica quando comparada com as demais, mas por outro lado tem uma demanda de calor maior que as outras tecnologias.

A recuperação ou não de energia influencia também os custos operacionais e, conseqüentemente, a escolha de um sistema ou outro de *upgrading*. Uma planta que tem recuperação energética apresenta custos operacionais menores quando comparados com uma planta que não recupera energia.

Os custos operacionais são também influenciados pela perda de metano, que pode variar de tecnologia para tecnologia e mesmo entre plantas usando o mesmo processo. Em algumas situações, a magnitude da perda pode ser diminuída alterando o projeto, como por exemplo com a adição de mais etapas de membrana ou alteração de parâmetros operacionais, como os níveis de pressão ou temperatura. Conclui-se que a redução da perda de metano em uma planta específica pode afetar tanto o CAPEX¹⁴ como OPEX¹⁵.

A comparação entre os custos das tecnologias de limpeza e *upgrading* de biogás deve ser realizada em projetos específicos, considerando aspectos intrínsecos do projeto como escala, necessidade de pré-tratamento, consumo de energia, etc.

Outro fator importante que resulta em uma diferença de preço entre diferentes plantas de *upgrading* é o tipo de contrato de serviço assinado entre as partes. O custo é influenciado pelo contrato devido às garantias dadas sobre a disponibilidade e qualidade final do gás, garantias estas que, muitas vezes, exigem um determinado nível de serviço ou pacote de redundância em relação ao equipamento.

¹⁴ CAPEX (*Capital Expenditure*): despesas de capital ou investimentos com bens de capital;

¹⁵ OPEX (*Operational Expenditure*): despesas operacionais.

A Tabela 12.1 ilustra valores típicos de investimentos de custos operacionais de uma planta de *upgrading* de biogás considerando diferentes tecnologias e uma composição típica média de biogás.

Tabela 12.1 – Investimentos e custos operacionais para processos de *upgrading* de biogás

	Lavagem com água	Lavagem física com solvente orgânico	Amina	PSA	Membrana
	US\$	US\$	US\$	US\$	US\$
Investimento típico US\$/ (Nm ³ /h) de biometano					
100 Nm ³ /h biometano	11.850	11.140	11.140	12.200	8.650 - 8.910
250 Nm ³ /h biometano	6.450	5.860	5.860	6.330	5.512 - 5.746
500 Nm ³ /h biometano	4.100	4.100	4.100	4.340	4.100 - 4.340
Custo operacional típico US\$/ (Nm ³ /h) de biometano					
100 Nm ³ /h biometano	16,42	16,20	16,90	15,00	12,70 - 18,53
250 Nm ³ /h biometano	12,00	12,00	14,10	11,90	9,00 - 13,61
500 Nm ³ /h biometano	10,70	12,00	13,10	10,80	7,62 - 11,85

Fonte: ServenWye (2013)¹⁶

As Tabelas de 12.2 a 12.6 reportam os resultados de um estudo realizado pelo *Biosurf*¹⁷ para estimar custos de uma planta de produção de biogás e *upgrading* para um mesmo tipo de substrato e a Figura 12.1 mostra o custo total da produção do biogás, *upgrading* e injeção de biometano. Neste estudo foi considerado que o biometano necessita ser comprimido a 30 bar para ser injetado na rede e a distância entre a planta de biometano e a rede de gás é de cerca de 1 km. Para a anualização dos custos, foi con-

¹⁶ Os valores foram calculados utilizando o software “BiomethaneCalculator” que foi desenvolvido durante o projeto Biomethane Regions pela Severn Wye Energy Agency. O software permite estimar custos específicos de produção de biometano.

¹⁷ Projeto financiado pela UE no âmbito do programa Horizonte 2020.

siderada uma taxa de juros de 10% ao ano e um tempo de amortização de 15 anos.

O estudo reporta que a capacidade de *upgrading* é o fator de maior impacto nos custos de produção de biometano. Os custos de matéria-prima e os custos de instalação da tubulação são fatores desconhecidos nos custos de investimento e devem ser avaliados para cada projeto. Os custos de produção são de cerca 0,12 €/kWh_{th}¹⁸ para unidades com uma capacidade de cerca de 80 Nm³ de biometano por hora. Os custos totais baixam para 0,08 €/kWh_{th}¹⁹ para uma capacidade de 500 m³ de biometano por hora.

Da figura 12.1 nota-se que para um mesmo substrato o custo de produção de biogás depende da capacidade instalada, sendo este custo inversamente proporcional à capacidade instalada. Por outro lado, para a purificação do biogás o custo de purificação depende do processo utilizado e da capacidade instalada também.

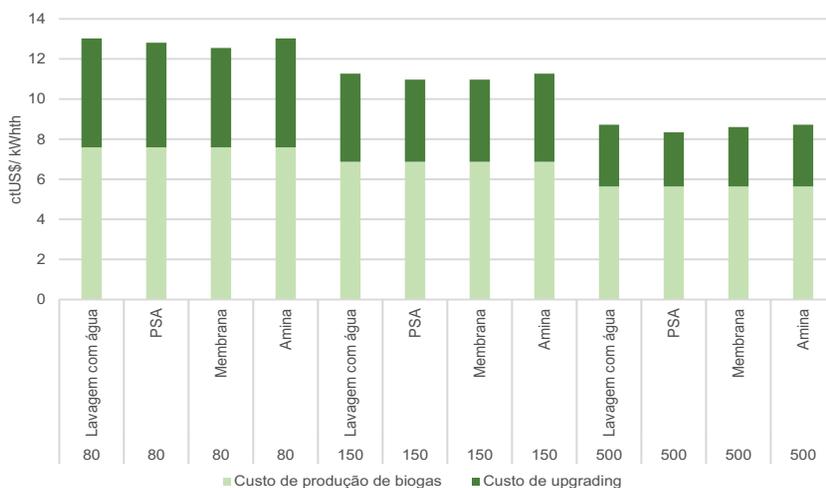


Figura 12.1 – Comparação do custo total de produção de biogás, de *upgrading* e de biometano.

Fonte: Adaptado de Stürmer (2016).

¹⁸ 0,12 €/kWh_{th} = US\$ 0,14/kWh_{th}.

¹⁹ 0,08 €/kWh_{th} = US\$ 0,09/kWh_{th}.

Tabela 12.2 – Custos de investimento e operacional para uma planta de produção de biogás

	Unidades	Para produzir m ³ por hora		
		80	150	500
Investimento	US\$	1.263,60	2.024.100,00	50.310.000,00
Capex	US\$/a	145.080,00	265.590,00	661.050,00
Substrato custo	US\$/a	277.290,00	520.650,00	1.735.110,00
Opex	US\$/a	153.270,00	226.980,00	374.400,00
Custo anual de Produção de biogás	US\$/a	11.700,00	1.013.220,00	2.770.560,00
	ctUS\$/m ³ CH ₄	88,79	80,41	65,96
	ct US\$/kWh _{th}	8,88	8,04	6,60

Fonte: Adaptado de Stürmer (2016).

Tabela 12.3 – Custos de investimento e operacional para uma planta de *upgrading* por lavagem com água

Lavagem com água				
Investimento	Unidade	8 m ³ /h	150 m ³ /h	500 m ³ /h
Biogás <i>upgrading</i>	US\$	1.277.640,00	1.627.470,00	2.586.870,00
Compressão	US\$	78.390,00	106.470,00	189.540,00
Estação de transferencia	US\$	113.490,00	162.630,00	322.920,00
Tubulação de gás	US\$	169.650,00	169.650,00	169.650,00
Total de investimento	US\$	1.639.170,00	2.066.220,00	3.268.980,00
CAPEX anual	US\$/a	215.280,00	271.440,00	429.390,00
OPEX				
Biogás <i>upgrading</i>	US\$/a	129.870,00	196.560,00	430.560,00
Compressão	US\$/a	8.190,00	11.700,00	22.230,00
Estação de transferencia	US\$/a	25.740,00	46.800,00	147.420,00
Tubulação de gás	US\$/a			
OPEX anual	US\$/a	163.800,00	255.060,00	600.210,00
CAPEX+OPEX	US\$/a	379.080,00	526.500,00	1.029.600,00
Custo anual de <i>upgrading</i> e injeção	ct US\$/m ³ CH ₄	54,56	44,03	30,76
	ctUS\$/kWh _{hu}	5,43	4,40	3,08

Fonte: Adaptado de Stürmer (2016).

Tabela 12.4 – Custos de investimento e operacional para uma planta de *upgrading* por PSA.

PSA				
Investimento	Unidade	8 Nm ³ /h	150 Nm ³ /h	500 Nm ³ /h
<i>Upgrading</i> do biogás	US\$	1.227.330	1.666.080	2.991.690
Compressão	US\$	78.390	106.470	189.540
Estação de transferência	US\$	113.490	162.630	322.920
Tubulação de gás	US\$	169.650	169.650	169.650
Total de investimento	US\$	1.588.860	2.104.830	3.673.800
CAPEX anual	US\$/a	209.430	277.290	483.210
OPEX				
<i>Upgrading</i> do biogás	US\$/a	107.640	180.180	482.040
Compressão	US\$/a	8.190	11.700	22.230
Estação de transferência	US\$/a	25.740	46.800	147.420
Tubulação de gás	US\$/a			
Total de OPEX	US\$/a	141.570	238.680	651.690
CAPEX+OPEX	US\$/a	351.000	515.970	1.134.900
Custo anual de <i>upgrading</i> e injeção na rede	US\$/Nm ³ CH ₄	52,23	40,95	27,03
	US\$/kWh _{nu}	5,22	4,10	2,70

Fonte: Adaptado de Stürmer (2016).

Tabela 12.5 – Custos de investimento e operacional para uma planta de *upgrading* por membrana

Membrana				
Investimento	Unidade	8 Nm ³ /h	150 Nm ³ /h	500 Nm ³ /h
<i>Upgrading</i> de biogás	US\$	932.490	1.370.070	286.650
Compressão	US\$	78.390	106.470	189.540
Estação de transferência	US\$	113.490	162.630	322.920
Tubulação de gás	US\$	169.650	169.650	169.650
Total de investimento	US\$	1.294.020	1.808.820	3.548.610
CAPEX anual	US\$/a	170.820	237.510	466.830
OPEX				
<i>Upgrading</i> de biogás	US\$/a	129.870	219.960	604.890
Compressão	US\$/a	8.190	11.700	22.230

Tabela 12.5 – Custos de investimento e operacional para uma planta de *upgrading* por membrana (Cont.)

Membrana				
Investimento	Unidade	8 Nm ³ /h	150 Nm ³ /h	500 Nm ³ /h
Estação de transferência	US\$/a	25.740	46.800	147.420
Tubulação de gás	US\$/a			
Total de OPEX	US\$/a	163.80	278.460	774.540
CAPEX+OPEX	US\$/a	334.62	515.970	1.241.370
Custo anual de <i>upgrading</i> e injeção na rede	US\$/m ³ CH ₄	49,62	40,95	29,55
	US\$/kWh _{hu}	4,96	4,10	2,96

Fonte: Adaptado de Stürmer (2016).

Tabela 12.6 – Custos de investimento e operacional para uma planta de *upgrading* por lavagem com amina

Lavagem com amina				
Investimento	Unidade	8 Nm ³ /h	150 Nm ³ /h	500 Nm ³ /h
<i>Upgrading</i> de biogás	US\$	1.092.780	1.549.080	3.022.110
Compressão	US\$	78.390	106.470	189.540
Estação de transferência	US\$	113.490	162.630	322.920
Tubulação de gás	US\$	169.650	169.650	169.650
Total de investimento	US\$	1.454.310	1.987.830	3.704.220
CAPEX anual	US\$/a	190.710	260.910	48.672
OPEX				
<i>Upgrading</i> de biogás	US\$/a	140.400	235.170	635.310
Compressão	US\$/a	8.190	11.700	22.230
Estação de transferência	US\$/a	25.740	46.800	147.420
Tubulação de gás	US\$/a			
Total de OPEX	US\$/a	174.330	293.670	804.960
CAPEX+OPEX	US\$/a	365.040	554.580	853.632
Custo anual de <i>upgrading</i> e injeção na rede	US\$/Nm ³ CH ₄	54,32	44,02	30,76
	US\$/kWh _{hu}	5,43	4,40	3,08

Fonte: Adaptado de Stürmer (2016).

13

CASOS DE SUCESSO

13.1. Casos de Sucesso no Brasil

13.1.1. Biogás/Biometano Proveniente do Tratamento de Esgoto

Entre 2002 e 2005 o CENBIO – Centro Nacional de Referência em Biomassa (atual GBIO – Grupo de Pesquisa em Bioenergia) do Instituto de Energia e Ambiente (IEE) da Universidade de São Paulo, desenvolveu o projeto ENERBIOG - “Instalação e Testes de uma Unidade de Demonstração de Geração de Energia Elétrica a partir de Biogás de Tratamento de Esgoto”, cujo objetivo principal foi a comparação de duas diferentes tecnologias de geração de energia elétrica a partir do biogás proveniente do tratamento de esgoto.

Foram realizados testes em um grupo gerador com motor ciclo Otto e em uma microturbina, ambos de 30 kW de potência, operando com biogás produzido na ETE da Sabesp em Barueri/SP. A energia

gerada foi conectada à rede de distribuição. A microturbina utilizada neste projeto foi a primeira microturbina instalada na América Latina operando com biogás de esgoto. Maiores detalhes encontram-se no site www.iee.usp.br/gbio. O projeto foi encerrado em 2005. Maiores detalhes encontram-se no site www.iee.usp.br/gbio

Na região de Sabará/MG esta localizada a Estação de Tratamento de Efluentes Arrudas, da Copasa – Companhia de Saneamento de Minas Gerais, na qual foi implantado um sistema de aproveitamento de biogás, tratamento e geração de energia elétrica. O biogás é direcionado para três conjuntos de microturbinas, totalizando 2,4 MW de potência instalada, a qual supre cerca de 90% da necessidade da ETE. Além disso, o calor resultante é utilizado para aquecimento do lodo, aumentando a produção do biogás da estação (COPASA, 2018).

A ETE Betim Central, também da COPASA, localizada em Betim/MG, produz biogás através de reatores UASB e o direcionam para atuar como combustível na secagem do lodo da estação, reduzindo sua umidade e volume, auxiliando então no melhor transporte do mesmo (COPASA, 2018).

No estado do Paraná, mais precisamente na cidade de Foz do Iguaçu, a ETE Ouro Verde da Sanepar - Companhia de Saneamento do Paraná, possui a primeira usina brasileira de geração distribuída de energia elétrica a partir do biogás do tratamento de efluentes a obter cadastro junto à Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL), e a primeira dos país a aderir ao sistema de compensação de energia elétrica. Possui produção estimada de 50 m³/dia de biogás (SANEPAR, 2018).

A Companhia de Saneamento Básico do estado de São Paulo (SABESP), em sua Estação de Tratamento de Efluentes de Franca/SP, desenvolveu em 2015 um projeto para aproveitamento do biogás na sua forma mais purificada, o biometano, como substituto do combustível de parte de sua frota. A ETE processa cerca de 500 litros por segundo de efluentes, o que resulta na obtenção de cerca de 2.500 Nm³/dia de biogás, o que, em forma de biometano, permite uma economia de 1.500 litros de gasolina por dia. A Figu-

ra 13.1 apresenta a vista geral do sistema implementado na ETE de Franca e a Figura 13.2 apresenta o sistema de beneficiamento do gás e o posto de abastecimento.



Figura 13.1 – Vista geral do sistema de produção de biometano da ETE de Franca.

Fonte: SABESP, 2018.



Figura 13.2 – Sistema de beneficiamento do gás e o posto de abastecimento na ETE de Franca.

Fonte: SABESP, 2018.

No Complexo Itaipu, está sendo instalada a Unidade de Demonstração de Biogás e Biometano da Itaipu Binacional (UD Itaipu), que visa obtenção de biogás e biometano através do tra-

tamento de parte do esgoto do complexo, resíduos orgânicos gerados nos restaurantes da empresa e restos de grama e poda de árvores. O biometano será direcionado ao abastecimento da frota de veículos da Itaipu Binacional (CIBIOGÁS, 2018f).

13.1.2. Biogás/Biometano Proveniente do Tratamento de Resíduos Animais

Em 2006, a Granja São Pedro Colombari, localizada no município de São Miguel do Iguaçu/PR, instalou um biodigestor para geração de biogás a partir de dejetos suínos. Após dois anos, já operavam em geração distribuída e, em 2010, aumentou sua produção diária para 750 Nm³ de biogás. Atualmente, reaproveita os resíduos de 5.000 suínos para a geração de 1000 kWh/dia, tornando-se autosuficiente em energia elétrica (CIBIOGÁS, 2018d).

Em Serranópolis do Iguaçu/PR, a Unidade Produtora de Leite Serranópolis é responsável pela geração de 1.000 Nm³/dia de biogás, através do tratamento de 140 m³/dia de efluentes em três biodigestores de lagoa coberta. O biogás produzido é direcionado para a geração de energia elétrica, cerca de 1.400 kWh/dia, por meio de um grupo motogerador com potência instalada de 330 kVA (CIBIOGÁS, 2018h).

Por sua vez, a Unidade Produtora de Leite (UPL) Itaipulândia, em Itaipulândia/PR, possui 6.150 matrizes, que produzem 140 m³/dia de efluente que são direcionados para quatro biodigestores, obtendo 1.450 Nm³/dia de biogás. Por meio de dois grupos motogeradores, totalizando uma potência instalada de 100 kVA, a Unidade produz 1.800 kWh/dia de energia elétrica para consumo próprio, reaproveitando o calor produzido durante esse processo para aquecimento da água para o processo (CIBIOGÁS, 2018g).

Desde 2009, a Unidade Industrial de Aves da Cooperativa Agroindustrial Lar, localizada em Matelândia/PR, encaminha quase 1.000 Nm³/dia de efluentes para dois biodigestores de la-

goa coberta, produzindo cerca de 1.700 Nm³/dia de biogás. Em primeiro momento, o biogás gerado foi utilizado para geração de energia elétrica (cerca de 140 kWh/dia); porém, atualmente, o biogás substitui a lenha das caldeiras e é utilizado para gerar energia térmica (CIBIOGÁS, 2018e).

O Condomínio de Agroenergia para Agricultura Familiar Ajuicaba, localizado em Marechal Cândido Rondon/PR e formado por 33 pequenas propriedades rurais, com atividades de suinocultura e bovinocultura, tornou-se a primeira comunidade que, em conjunto, produzem energia elétrica e biofertilizante. O biogás produzido pelas propriedades é canalizado por meio de um gasoduto rural de 25,5 km de extensão até uma Microcentral Termelétrica, aproveitando 821,8 Nm³/dia de biogás para geração de 350 kWh/dia de energia elétrica (CIBIOGÁS, 2018a).

Em Santa Helena/PR, a Granja Haacke, por meio de 100 m³/dia de efluentes, produz cerca de 1.000 Nm³/dia de biogás. Esse biogás é aproveitado para produção de biometano veicular e para a geração de energia elétrica por meio de um motogerador de 112 kVA. A eletricidade é utilizada durante o horário de pico, quando o custo da energia é maior (CIBIOGÁS, 2018c).

A Fazenda Iguaçu Starmilk, localizada em Céu Azul/PR, tem suas atividades voltadas para pecuária leiteira e reflorestamento. Todo o efluente produzido, cerca de 200 Nm³/dia, é encaminhado para dois biodigestores responsáveis pela geração de 1.400 Nm³/dia de biogás, sendo este utilizado para produção de eletricidade, por volta de 1.500 kWh/dia (CIBIOGÁS, 2018b).

13.1.3. Biogás/Biometano Proveniente do Tratamento de Vinhaça em Usinas Sucroalcooleiras

Dentre as poucas iniciativas sobre a biodigestão anaeróbia de vinhaça em usinas de cana-de-açúcar, pode-se destacar a Usina São Martinho (Pradópolis - SP). Construído no final da década de 1980, o reator consiste em um UASB com capacidade de 75 m³

operado em condições termofílicas. O biogás produzido é aplicado na secagem da levedura utilizada na etapa de fermentação. No entanto, a eficiência do processo de biodigestão é normalmente modesta, pois a principal preocupação, neste caso, é apenas a produção de biogás adequada para o processo de secagem, que é realizado até os dias atuais (SOUZA *et al.*, 1992).

A Usina Monte Alegre localizada em Monte Belo (MG) também possui um sistema de biodigestão de vinhaça operando com estabilidade há 3 safras. A iniciativa começou por meio de um projeto de Pesquisa e Desenvolvimento Tecnológico para Gestão de Resíduos na Indústria, intitulado “Desenvolvimento de Planta Piloto para Estudo do Processo Microbiológico de Metanização da Vinhaça - Projeto Vinhaça é Energia”, envolvendo o trabalho em parceria das empresas Methanum, Efficientia e Grupo Adecoagro (FEAM, 2015; METHANUM, 2015). Tendo em vista a confidencialidade do processo, as informações disponíveis são escassas.

A única iniciativa de sucesso no Brasil a utilizar os diferentes resíduos da agroindústria (vinhaça, torta de filtro e palha) para produção de biogás em usinas de cana-de-açúcar é a Geo Energética, que desenvolveu um processo biotecnológico adequado a tais substratos após 10 anos de pesquisa (GEO ENERGÉTICA, 2017). Após avaliação e validação do processo em 3 plantas piloto, a primeira planta em escala industrial entrou em operação no início de 2013 no noroeste do Paraná, em parceria com a usina Coopcana. Com capacidade de gerar 4 MW de energia elétrica a partir do biogás produzido, essa planta está biodigerindo torta de filtro, vinhaça e palha, possivelmente utilizando um reator tipo CSTR. Em 2015, o aumento da capacidade de geração estava sendo pesquisado, visando atingir o valor de 16 MW de energia elétrica.

Estudos vêm sendo realizados a fim de viabilizar outras aplicações de biogás na forma de biometano (para injeção na rede de gás natural ou para substituição do diesel). A energia elétrica gerada atualmente é despachada para a rede estadual por meio de uma subestação que faz parte da planta da Geo Energética. Essa energia é comercializada no mercado livre brasileiro. Além

da otimização energética por meio do biogás, o sistema da Geo Energética visa também a produção e comercialização de fertilizantes (sólido e líquido, podendo ser enriquecidos com NPK) a serem aplicados no campo, formando um circuito fechado de nutrientes na propriedade rural, sem perdas para o solo e com ganhos ambientais.

De acordo com informações da empresa, o sistema desenvolvido permite a geração de biogás em escala industrial, com produção contínua durante todo o ano, inclusive na entressafra, que é um dos principais obstáculos para o processo de biodigestão em função da parada do sistema. A otimização no processo de armazenagem e utilização de todos os tipos de resíduos agroindustriais, além do sistema de biodigestão ser totalmente controlado, são os principais fatores para o sucesso do sistema ao longo do ano.

13.1.4. Biogás/Biometano Proveniente de Aterros Sanitários

No Brasil, existem alguns aterros que realizam o aproveitamento energético do biogás, como por exemplo a recente usina de geração de energia (Usina Termoverde – 29,5 MW) no aterro sanitário da Essencis, em Caieiras/SP, inaugurada em setembro de 2016, que é a maior termelétrica movida a biogás de resíduos sólidos urbanos do Brasil.

Também em São Paulo outros 2 aterros sanitários geram energia a partir do biogás: Aterro Bandeirantes, encerrado em 2007, e o Aterro São João. A potência inicial da usina a biogás do Aterro Bandeirantes era de 22 MW e foi inaugurada em 2004. Já a da usina do Aterro São João era de 20 MW e foi inaugurada no início de 2008.

A primeira termelétrica movida a biogás do Nordeste (e a terceira deste tipo no Brasil), a Termoverde Salvador, está instalada no Aterro Sanitário Metropolitano de Salvador e iniciou suas operações em março de 2011. A Termoverde Salvador possui capacidade de geração de 20 MW de energia a partir do biogás do aterro (SOLVI, 2010).

A Estre, empresa brasileira que desenvolve soluções ambientais para todas as etapas de gestão de resíduos, colocou em operação, no aterro sanitário de Guataparará/SP, sua primeira usina de geração de energia a partir de biogás em maio de 2014, com potência instalada de 4,2 MW. O empreendimento recebe apoio da Investe São Paulo, agência do Governo do Estado responsável pela atração de investimentos vinculada à Secretaria de Desenvolvimento Econômico, Ciência, Tecnologia e Inovação.

Em 2015 entrou em operação a primeira usina de geração de energia a partir do gás de aterro sanitário do Rio Grande do Sul, aterro sanitário de Minas do Leão da Companhia Riograndense de Valorização de Resíduos (CRVR). A Usina denominada Biotérmica Energia tem potência instalada de 8,55 MW e, a pleno funcionamento, chegará a 15 MW (OSEPEENSE, 2015).

Atualmente há projetos relevantes em andamento referente a utilização de biometano no Brasil. No estado do Rio de Janeiro existem dois aterros sanitários produzindo biometano a partir dos resíduos sólidos urbanos.

A Usina Dois Arcos, da Ecometano, localizada em São Pedro D'Aldeia e em operação desde 2015, produz biometano a partir de resíduos sólidos urbanos de oito municípios da Região dos Lagos. A unidade tem capacidade instalada para a produção de 15.000 m³/dia de biometano. No início, o biometano será fornecido em cilindros, como gás natural comprimido, para clientes industriais. Futuramente a usina poderá ser ligada à rede de distribuição das concessionárias de gás canalizado do Estado.

Outro projeto refere-se à substituição de parte do gás natural consumido na Refinaria Duque de Caxias (REDUC)/RJ da Petrobrás, pelo biogás purificado proveniente do Aterro Sanitário de Gramacho. Fechado em 2012, esse aterro sanitário não recebe mais lixo, mas continua produzindo gases. O biogás produzido no aterro é purificado até atingir o padrão de qualidade exigido pelas especificações técnicas da Petrobrás para, em seguida, ser escoado em duto exclusivo de seis quilômetros até a REDUC (PETROBRAS, 2014). Com a utilização do biometano para gerar energia na REDUC, a estimativa é de que,

nos próximos 17 anos (desde o início de operação do sistema em 2014), aproximadamente 6 milhões de toneladas de gás carbônico deixem de ser emitidas para a atmosfera. O projeto ainda inclui a transferência de tecnologia de *upgrading* de biogás e possui um projeto de MDL que consiste na captura de biogás do aterro de Gramacho, *upgrading* e injeção na rede de distribuição de gás natural exclusivo da REDUC, substituindo assim parte do seu consumo de gás natural. O excesso de biogás produzido será queimado em flare (PETROBRAS, 2014; DCP/UNFCCC, 2012). A maior planta de produção de biometano do país está instalada no aterro de Cauaia, no município de Fortaleza (GNR - Gas Renovável), com a produção de 84.000 Nm³/dia de biometano, vendidos à Companhia de Gás do Ceará (<http://www.ecometano.com.br/ecometano/projetos.html>).

14

ANÁLISE DO MERCADO DE BIOMETANO

A análise das informações aqui apresentada considerou apenas a produção de biometano; entretanto ela é fortemente dependente do cenário de produção de biogás no que se refere às barreiras não técnicas como a falta de políticas e incentivos financeiros.

Conforme as informações levantadas e apresentadas no capítulo 11 quanto ao potencial de biogás e biometano, o Brasil tem um potencial teórico de 52 bilhões de metros cúbicos sendo 39 bilhões oriundos do setor sucroenergético, 9 bilhões do setor de alimentos e 4 bilhões do setor de saneamento. Este potencial, segundo estudos da ABIOGAS, pode-se gerar 115 mil GWh/ano, ou 14 GW médios, de energia elétrica ou 28,5 bilhões de Nm³/ano de biometano. Estas estimativas são maiores que as estimativas para a União Europeia (30 bilhões Nm³) e Estados Unidos (11,9 bilhões Nm³).

Observa-se que as regiões sul e sudeste correspondem à maior parte deste potencial uma vez que a aproximadamente 60% capacidade instalada do setor sucroalcooleiro encontra-se na região

sudeste e, também, nas regiões sul e sudeste que concentram os estados de maior densidade populacional e, portanto, as maiores gerações de resíduos sólidos urbanos e resíduos da indústria de alimentos.

Quanto a produção e usos finais, a análise apresenta resultado inverso para a União Europeia, que tem 17.662 plantas de biogás e 503 de produção de biometano instaladas. Estes números indicam que o maior uso final é geração de eletricidade e calor. Alemanha, França e Reino Unido injetam 100% do biometano produzido enquanto que Noruega e Suécia priorizam o uso veicular.

Quanto aos EUA, 2.221 plantas de produção de biogás estão instaladas em estações de tratamento de esgoto e aterro sanitário. O uso prioritário do biogás gerado nas plantas instaladas em aterro sanitário é para geração de eletricidade enquanto que nas estações de tratamento de esgoto é em unidades de CHP cujo calor é utilizado para aumentar a eficiência dos biodigestores termofílicos.

Quanto ao Brasil, o número de plantas é ainda bastante reduzido se considerarmos o potencial de biogás existente. Segundo os dados levantados e analisados anteriormente, há no Brasil em 2018 apenas 128 plantas de produção de biogás, e o uso prioritário do biogás é a produção de calor e energia elétrica. A produção de biometano restringe-se a 6 plantas e a maior parte da capacidade instalada situa-se em aterros sanitários.

Este pequeno parque produtor é devido principalmente a barreiras não técnicas como a falta de regulamentações específicas que incentivem financeiramente a produção de biogás e biometano; (ii) a pulverização das fontes de resíduos, fato que dificulta projetos de grande escala; (iii) a falta de conhecimento dos pequenos produtores agrícolas.

Quanto às tecnologias para produção de biometano, constatou-se que existem tecnologias em estágio comercial como os processos de lavagem com água e solventes, PSA e membranas, que são utilizadas em outros processos além da produção de biometano. Estas já são amplamente utilizadas na União Europeia e nas poucas plantas existentes no Brasil. Entretanto, o seu custo é

fortemente dependente da escala do projeto, fato que inviabiliza, por exemplo, a produção de biometano em pequena escala com as fazendas de produção de suínos no sul do Brasil.

Quanto aos usos finais, as informações mostram que há uma supremacia do uso para geração elétrica. Este fato está relacionado às questões financeiras e à deficiência de cobertura da rede de gás natural no Brasil, fato que restringe a injeção de biometano a poucas regiões. Este é o caso do estado de São Paulo, que tem um grande potencial de produção de biometano na indústria sucroalcooleira; entretanto, este potencial situa-se em uma região onde a rede de gás natural é relativamente escassa. Quanto ao uso veicular, este também é afetado pela reduzida rede de distribuição do gás natural, o que restringe o mercado de veículos a gás natural à regiões onde a rede de distribuição de gás natural.

Observa-se que, mesmo a geração elétrica a partir de biogás no Brasil, é ainda reduzida, quando comparada com o potencial. Um dos motivos principais é o fato de que os projetos de geração elétrica devem concorrer nos leilões de venda de energia com projetos de outras fontes que podem oferecer o MWh a um valor inferior, o que é valorizado em nome da chamada "modicidade tarifária".

De forma resumida pode-se considerar as seguintes barreiras à implantação de um mercado robusto de biogás/biometano

- Não existência de regulamentação para a destinação dos resíduos agrícolas para produção de biogás.
- Não existência de regulamentação para a destinação dos resíduos ou efluentes industriais para produção de biogás.
- Não existência de regulamentação que incentive projetos de produção centralizada de biogás.
- Existência de riscos de investimento.
- Escassez de rede de distribuição de gás natural.
- Baixo conhecimento dos geradores de resíduos sobre o mercado do biogás e biometano.

- Competitividade com outras tecnologias para tratar resíduos municipais e industriais.
- Competitividade do biofertilizante com fertilizantes comerciais
- Competitividade com outros combustíveis
- Falta de regulamentação que discipline a comercialização do biometano para as concessionárias de gás natural e consumidores livres
- Existência de tecnologias maduras para uso de biometano em máquinas agrícolas (caminhões, tratores, colheitadeiras etc), mas há a falta de interesse dos fabricantes de veículos e de motores.

Por outro lado, há pontos fortes para implantação de um mercado robusto de biogás/biometano:

- Destinação adequada dos resíduos
- Possibilidade da formação de central de resíduos em regiões onde a geração é pulverizada
- Disponibilidade de tecnologia para produção de biometano
- Os investidores podem obter garantias de subsídios diferenciados devido ao biometano ser um combustível renovável.
- Auxilia no cumprimento das metas do acordo de Paris
- Energia renovável com baixo potencial de sazonalidade
- Possibilidade de ampliar o parque de geração distribuída

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABATZOGLOU, N., BOIVIN, S. A review of biogas purification processes. *Biofuels. Bioproducts & Biorefining*, n. 3, p. 42-71, 2008.

ABIOGAS – Associação Brasileira de Biogás e de Biometano. *Usina de Dois Arcos*, 2015. Disponível em: <<https://www.abiogas.org.br/?lightbox=image1svt>>. Acesso em: março de 2018.

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. *Classificação de Resíduos Sólidos*. Norma ABNT NBR 10.004:2004. Rio de Janeiro, maio de 2004.

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. *Estudo de concepção de sistemas de esgoto sanitário*. Norma ABNT NBR 9648. Rio de Janeiro, novembro de 1986.

ABRELPE. *Panorama de Resíduos Sólidos no Brasil*, 2015. Disponível em: <<http://www.abrelpe.org.br/Panorama/panorama2015.pdf>>. Acesso em: fevereiro de 2017.

ALLEGUE L. D., HINGE J. *Biogas upgrading – evaluation of methods for H₂S removal*. Danish Technological Institute, Aarhus, 2014.

ALLEGUE L. D., HINGE J. Report on Biogas and bio-syngas upgrading. *Danish Technological Institute*, Aarhus, 2012.

ALMANÇA, R. A. *Avaliação do Uso da Vinhaça da Cana-de-Açúcar na eração de Energia Elétrica*. Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa Interunidades de Pós-Graduação em Energia (PIPGE) do Instituto de Eletrotécnica e Energia (IEE) da Universidade de São Paulo. São Paulo, 1994.

ALTHAUS, W.; URBAN, W. Analysis and assessment of utilization alternatives of biomass. Volume 3: Biomass gasification, technologies and costs of conditioning and potential of biogas upgrading in Germany. *Fraunhofer-Institut Umsicht*, Oberhausen, 2005. (text in German).

ANA – Agência Nacional de Águas. Levantamento da cana-de-açúcar irrigada na região Centro-Sul do Brasil. Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos (SPR). Agência Nacional de Águas (ANA). Ministério do Meio Ambiente (MMA). Brasília, 2017.

ANEEL – Agência Nacional de Energia Elétrica. *Boletim de Informações Gerenciais*. Brasil, 2017. Disponível em: <www.aneel.gov.br/documents/656877/14854008/Boletim+de+Informações+Gerenciais+-+4º+trimestre+2017/44ee3035-27e5-0398-e7e3-c612ec4dc994>. Acesso em: junho de 2018.

ANEEL – Agência Nacional de Energia Elétrica. *Resultados de Leilões de energia*. Brasil, 2017. Disponível em <www.aneel.gov.br/resultados-de-leiloes>. Acesso em: janeiro de 2017.

ANP – Agência Nacional de Petróleo, Gás Natural e Bicomcombustível. *Resolução nº 8 30 de janeiro de 2015*. Brasil, 2015. Disponível em: <www.legisweb.com.br/legislacao/?id=280722> Acesso em: maio de 2018.

ANP – Agência Nacional de Petróleo, Gás Natural e Bicomcombustível. *Resolução nº 685 de 29 de junho de 2017*. Brasil, 2017. Disponível em: <[www.legisweb.com.br/legislacao/?id=345545](http://www legisweb.com.br/legislacao/?id=345545)> Acesso em: maio de 2018.

ARSESP – Agência Reguladora de Energia do Estado de São Paulo. *Nota Técnica NTG nº 004/2016*. Brasil, 2016 Disponível em: <www.arsesp.sp.gov.br/ConsultasPublicasBiblioteca/NTG_N_004_2016.pdf>. Acesso em: maio de 2018.

BARROS, R.; FILHO, G.; SILVA, T. The electric energy potential of landfill biogás in Brasil. *Energy Policy* 65 (2014): 150-164.

BATALHA, B. H. L. *Fossa Séptica*. 2. ed. São Paulo: Ed. CETESB, 1989.

BAUER, F, HULTEBERG, C., PERSSON, T., TAMM, D. Biogas upgrading- Review of commercial technologies. *Swedish Gas Technology Centre (SGC)*, Malmo, 2012.

BENINCASA, M.; ORTOLANI, A. F.; LUCAS JUNIOR, J. *Biodigestores convencionais*. Departamento de Engenharia Rural da Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – UNESP, Campus Jaboticabal. Jaboticabal, São Paulo, 1990.

BRASIL. *Catálogo de tecnologias e empresas de biogás*. Probiogás, Ministério das Cidades, Deutsche Gesellschaft für Internationale ZUSammenarbeit GmbH (Org.). Distrito Federal, 2016.

BRASMETANO. “Oportunidades do biogás da vinhaça”. In: 3º SEMINÁRIO BIOENERGIA: DESAFIOS E OPORTUNIDADES DE NEGÓCIOS. Utilização de Resíduos Urbanos e Rurais como Fonte de Energia. São Paulo, 24 novembro de 2011.

CAPSTONE TURBINE CORPORATION. Microturbinas de geração de energia elétrica e térmica com biogás – de 30 kW a 1 MW. Fórum Sul Brasileiro de Biogás e Biometano. Mensagem recebida por rael@luming.com.br em: 17 de julho de 2018.

CASSINI, S. T. *Digestão de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento do biogás*. PROSAB, Rio de Janeiro, 2003.

CASSINI, S. T; COELHO, S. T; GARCILASSO, V. P. “Biogás – Biocombustíveis ANP”. In: PERLIGEIRO, C. A. G. (Ed.). *Biocombustíveis no Brasil: Fundamentos, Aplicações e Perspectivas*. 1. ed. – Rio de Janeiro: Synergia, 2014.

CENBIO/IEE/USP – Centro Nacional de Referência em Biomassa/Instituto de Energia e Ambiente/Universidade de São Paulo. *Projeto Instalação e Testes de uma Unidade de Demonstração de Geração de Energia Elétrica a partir de Biogás de Tratamento de Esgoto – Energ-Biog*. Relatório Técnico Final. São Paulo, 2004.

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. *Operação e manutenção de lagoas anaeróbias e facultativas*. São Paulo. CETESB, 1.989.

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental). *Notes on control technologies: Fabrication of sugar and alcohol*. Technical Report CETESB, São Paulo (1985), p. 31 (in Portuguese).

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. *Vinasse – Criteria and Procedures for Application to Agricultural Soil*. Technical norm P4.231 CETESB, São Paulo (2006) (in Portuguese).

CHERNICHARO, C. A. L. *Reatores anaeróbios*. 2. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2007. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v. 5).

CIBIOGÁS – Centro Internacional de Energias Renováveis – Biogás. Condomínio Ajuricaba, 2018a. Disponível em: <https://cibiogas.org/condominio_ajuricaba>. Acesso em: junho de 2018.

CIBIOGÁS – Centro Internacional de Energias Renováveis – Biogás. Fazenda Iguacu – Starmilk, 2018b. Disponível em: <https://cibiogas.org/fazenda_iguacu_starmilk>. Acesso em: junho de 2018.

CIBIOGÁS – Centro Internacional de Energias Renováveis – Biogás. Granja Haacke, 2018c. Disponível em: <https://cibiogas.org/granja_haacke>. Acesso em: junho de 2018.

CIBIOGÁS – Centro Internacional de Energias Renováveis – Biogás. Granja São Pedro Colombari, 2018d. Disponível em: <<https://cibiogas.org/colombari>>. Acesso em: junho de 2018.

CIBIOGÁS – Centro Internacional de Energias Renováveis – Biogás. Lar Cooperativa Industrial - Matelândia, 2018e. Disponível em: <https://cibiogas.org/cooperativa_lar>. Acesso em: junho de 2018.

CIBIOGÁS – Centro Internacional de Energias Renováveis – Biogás. Unidade de Demonstração de Biogás e Biometano da Itaipu Binacional (UD Itaipu), 2018f. Disponível em: <<https://cibiogas.org/upcib>>. Acesso em: junho de 2018.

CIBIOGÁS - Centro Internacional de Energias Renováveis – Biogás. Unidade Produtora de Leitões Itaipulândia, 2018g. Disponível em: <https://cibiogas.org/upl_itaipulandia>. Acesso em: junho de 2018.

CIBIOGÁS – Centro Internacional de Energias Renováveis – Biogás. Unidade Produtora de Leitões Serranópolis, 2018h. Disponível em: <<https://cibiogas.org/serranopolis>>. Acesso em: junho de 2018.

COLUNA, N. M. E. *Análise do potencial energético dos resíduos provenientes da cadeia agroindustrial da proteína animal no estado de São Paulo*. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós Graduação em Energia (PPGE) do Instituto de Energia e Ambiente (IEE) da Universidade de São Paulo (USP). São Paulo, 2016.

CORTEZ, L. et al. Principais subprodutos da agroindústria canavieira e sua valorização. *Revista Brasileira de Energia*, v. 2, n. 2, p.111-146, 1992.

COX, H. H. J. et al. Odor and volatile organic compound treatment by biotrickling Plters: Pilot-scale studies at hyperion treatment plant. *Water Environment Research*, n. 74, p. 557-563, 2002.

DCP – Documento de Concepção de Projeto/UNFCCC. FORMULÁRIO DO DOCUMENTO DE CONCEPÇÃO DO PROJETO PARA ATIVIDADES DE PROJETO DO MDL (F-CDM-PDD). Versão 04.1, 2012. Disponível em <https://docs.google.com/viewer?a=v&pid=sites-&srcid=ZGVmYXVsdGRvbWFpbjxjb25zdWx0YWRjcHxneDozYTZyMjM5MjU3NzUyNmY>. Acesso em maio de 2016.

DE ZEN, S. et al. *Pecuária de Corte Brasileira: Impactos Ambientais e Emissões de Gases Efeito Estufa (GEE)*. Piracicaba, SP, maio/2008.

DEGANUTTI R.; PALHACI, M. C. J. P.; ROSSI, M.; TAVARES, R. *Biodigestores Rurais: Modelos Indiano, Chinês e Batelada*. Trabalho apresentado no AGRENER GD 2002. Departamento de Artes e Representação Gráfica, FAAC – Faculdade de Arquitetura, Artes e Comunicação. UNESP – Universidade Estadual Paulista Julio de Mesquita Filho. Bauru, São Paulo, 2002.

DEUBLEIN, D., STEINHAUSER, A. *Biogas from Waste and Renewable Resources – An Introduction*. Wiley, Mörlenbach, 2008.

DWA – Deutsche Wirtschaftsakademie. Guia técnico DWA-M 361: Tratamento do Biogás. *Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall*, Hennef. 2011.

EBA – European Biogas Association. Anual Statistical Report of the European Biogas Association. Bélgica, 2017b. Disponível em: <european-biogas.eu/wp-content/uploads/2017/12/Statistical-report-of-the-European-Biogas-Association_excerpt-web.pdf>. Acesso em: junho de 2018.

EBA – European Biogas Association. Biogas & Biomethane. In: Workshop on the supply potential and renewable gases for TYNDP 2018. Bruxelas, 2017. Disponível em: <www.entsog.eu/public/uploads/files/publications/Events/2017/tyndp/EBA_Biogas%20and%20biomethane-final.pdf>. Acesso em: maio de 2018.

EBA – European Biogas Association. European Biomethane Map: Infrastructure for Biomethane Production. Bélgica, 2017. Disponível em: <http://european-biogas.eu/wp-content/uploads/2018/01/2018.01.09.GIE_BIO_2018_A0_1189x841_FULL_415_clean_final.pdf>. Acesso em: maio de 2018.

EBA – European Biogas Association. Market overview of the biogas and biomethane industry across Europe. Birmingham, 2016.

EBA – European Biogas Association. Statistical Report of the European Biogas Association. European Biogas Association; Belgium, Brussels. 2017a. Bélgica, 2017a. Disponível em: <european-biogas.eu/2016/12/21/eba-launches-6th-edition-of-the-statistical-report-of-the-european-biogas-association/> Acesso em: outubro 2017.

EcoDesenvolvimento. Salvador inaugura primeira termelétrica movida a biogás do Nordeste, 2011. Disponível em <<http://www.ecodesenvolvimento.org/posts/2011/marco/salvador-inaugura-primeira-termeletrica-movida-a>>. Acesso em: março de 2018.

EESI – Environmental and Energy Study Institute. Fact Sheet - Biogas: Converting Waste to Energy. Washington 2017. Disponível em: <www.eesi.org/papers/view/fact-sheet-biogasconverting-waste-to-energy>. Acesso em: junho de 2018.

EPA – US Environmental Protection Agency. AgSTAR: Biogas Recovery in the Agriculture Sector, 2014. Disponível em <<https://www.epa.gov/agstar>>. Acesso em: outubro de 2014.

EPE – Empresa de Pesquisa Energética. Produção de biogás no Brasil cresce 30% em um ano. Disponível em: <www.udop.com.br/index.php?item=noticias&cod=1148168>. Acesso em outubro de 2017.

EPE – Empresa de Pesquisa Energética. Sistema de Informações Geográficas dos Estudos do Planejamento Energético Brasileiro. Disponível em: <<https://gisepeprd.epe.gov.br/webmapepe/>>. Acesso em: julho de 2018.

ER-BR ENERGIAS RENOVÁVEIS LTDA. ER-BR - Bioenergia e Bioprocessos - Biogás. Mensagem recebida por claret@erbr.com.br em: 30 de outubro de 2017.

ER-BR ENERGIAS RENOVÁVEIS LTDA. Grupo gerador a biogás. Mensagem recebida por claret@erbr.com.br em 16 de julho de 2018.

ESPÍRITO SANTO. Decreto 3.453-R/2013, de 6 de dezembro de 2013. Disponível em: <www.legisweb.com.br/legislacao/?id=262501>. Acesso em: maio de 2018.

ETT, G. et al. “Brazilian bio-fuels production scenario (biogas, biomethane and biosyngas”. In: *International Seminar on Biomass, Biogas and Energy Efficiency*. São Paulo, Brasil, 2013.

EU – EUROPEAN COMITEE FOR STANDARIZATION – CEN. European standard FprEN16726. Bruxelas, 2015.

EU – EUROPEAN COMITEE FOR STANDARIZATION – CEN. European standard EN16723-2. Bruxelas, 2016.

EU – EUROPEAN COMITEE FOR STANDARIZATION – CEN. European standard FprEN16723-2. Bruxelas, 2016.

EU – EUROPEAN STATISTICS. Production of primary energy decreased between 2005 and 2015. Disponível em: <http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Energy_production_and_imports#More_than_half_of_EU-28_energy_needs_are_covered_by_imports>. Acesso em: julho de 2018.

FEAM – Fundação Estadual de Meio Ambiente. Guia técnico ambiental de biogás na agroindústria / Fundação Estadual do Meio Ambiente, Federação das Indústrias do estado de Minas Gerais, Cooperação Alemã para o Desenvolvimento Sustentável (GIZ). Belo Horizonte, 2015.

FELICE, R.; PIGLIAI, P. Prediction of the early breakthrough of a diluted H₂S and dry gas mixture when treated by Sulfatreat commercial sorbent. *Biomass and Bioenergy*, n. 74, p. 244-252, 2015.

FERRAZ JÚNIOR, A. D. N. *Digestão anaeróbia da vinhaça da cana de açúcar em reator acidogênico de leito fixo seguido de reator metanogênico de manta de lodo*. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, 2013.

FERRAZ JÚNIOR, A. D. N.; ETCHEBEHERE, C.; ZAIAT, M. Mesophilic hydrogen production in acidogenic packed-bed reactors (APBR) using raw sugarcane vinasse as substrate: Influence of support materials. *Anaerobe* (London. Print), v.34, p.94 - 105, 2015.

FERRAZ JÚNIOR, ADN. et al. Thermophilic anaerobic digestion of raw sugarcane vinasse. *Renew. Energ.* 89, 245–52, 2016.

FILHO, E. R.; BONA, F. S. *As microturbinas e a geração distribuída. Faculdade de Engenharia Elétrica e de Computação da Unicamp (FEEC/UNICAMP)*. Trabalho publicado no 5º Encontro de Energia no Meio Rural e Geração Distribuída. Scielo Proceedings. Campinas, 2004.

FRANK S. et al. How effective are the sustainability criteria accompanying the European Union 2020 biofuel targets? *GCB Bioenergy*, n. 05, p. 304-316, 2013.

FUESS, L.T. et al. Thermophilic two-phase anaerobic digestion using an innovative fixed-bed reactor for enhanced organic matter removal and bioenergy recovery from sugarcane vinasse. 2017. *Appl. Energy*. doi:10.1016/j.apenergy.2016.12.071.

GASBRASILIANO. Gasbrasiliiano distribuirá gás natural renovável. Disponível em: <www.gasbrasiliiano.com.br/noticias/releases/gasbrasiliiano-distribuir-gas-natural-renovavel/>. Acesso em janeiro de 2017.

GASNET – O site do Gás Natural. Biogás gera eletricidade e créditos de carbono a partir do lixo, 2008. Disponível em: <<http://www.gasnet.com.br/conteudo/4578>>. Acesso em: novembro de 2010.

GBA – German Biogas Association. Biogas to biomethane. Disponível em <biogas-to-biomethane.com>. Acesso em: abril de 2018.

GEHRING, C. G. Análise da geração de energia elétrica a partir do biogás produzido na fermentação anaeróbia de vinhaça. Trabalho de Conclusão de Curso. Escola de Engenharia de São Carlos, da Universidade de São Paulo. Curso de Engenharia Elétrica com ênfase em Sistemas de Energia e Automação. São Carlos, 2014.

GEO ENERGÉTICA. Análise da cadeia Produtiva do Biogás, 2017. Material apresentado por Alessandro Gardemann para Workshop Estratégico do CTBE. A Biogás. Disponível em: <<http://pages.cnpem.br/wectbe/wp-content/uploads/sites/83/2017/08/Alessandro>>.

GEO ENERGÉTICA. Processo de produção de biometano e gás carbônico, 2018. Disponível em: <<http://www.geoenergetica.com.br>>. Acesso em: agosto de 2018.

GIZ. *Guia Prático do Biogás Geração e Utilização*. Tradução Eng. Ftal. Marcos de Miranda Zattar. Editor Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. (FNR) 5. ed., 2010.

GMI – Global Methane Initiative. *a global perspective of anaerobic digestion policies and incentives*. 2014.

GRANBIO. 2015. “GranBio”. Disponível em: <<http://www.granbio.com.br/>>. Acesso em: fevereiro de 2015.

HAMED-POURZOLFAGHAR et al. Review of H₂S sorbents at low-temperature desulfurization of biogas. *International Journal of Chemical and Environmental Engineering*, v. 5, n. 1, p. 22-28, 2014.

HIRATA, Y.; CRAVEIRO, A.; SOARES, H. Aplicação de reatores de fluxo ascendente com leito de lodo (UASB) no tratamento de efluentes líquidos e produção de energia. In: Simpósio Nacional sobre Fontes Novas e Renováveis de Energia, Anais.1. Brasília, DF, 1986.

HUSEBY, H. H. *Biogas Upgrading: Techno-economic Evaluation of Different Technologies Based on Norwegian Potential of Raw Materials*. 2015, 66 f. Mestrado Ciências Matemáticas e Tecnologia. Norwegian University of Life Sciences, Ås, maio de 2015.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Atlas de Saneamento 2011. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/atlas_saneamento/default_zip.shtm>. Acesso em: maio de 2016.

ICLEI – Brasil. *Governos Locais pela Sustentabilidade. Manual para aproveitamento do biogás*: volume I, Aterros Sanitários. ICLEI - Governos Locais pela Sustentabilidade, Secretariado para América Latina e Caribe, Escritório de projetos no Brasil. São Paulo, 2009.

IEA BIOENERGY. Task 37: Biogas upgrading plants in IEA Bioenergy Task 37 member countries - data up to the end of 2016. Disponível em: <task37.ieabioenergy.com/plant-list.html>. Acesso em: julho de 2018.

IEA BIOENERGY. Task 37: Biogas upgrading Technologies – developments and innovations. 2009. Disponível em: <www.iea-biogas.net/files/daten-redaktion/download/publi-task37/upgrading_rz_low_final.pdf> Acesso em: maio 2017.

IEA BIOENERGY. Task 37: Country Reports - Summary 2015. Disponível em <www.task37.ieabioenergy.com/country-reports.html?.../country-reports/Summary/IEA>. Acesso em: maio de 2017.

IEA BIOENERGY. Task 37: Plants List. Disponível em: <www.task37.ieabioenergy.com/plant-list.html>. Acesso em maio de 2017.

IMAFLOA. Evolução das emissões de gases de efeito estufa no Brasil (1970-2013): setor agropecuário / Instituto de Manejo e Certificação Florestal e Agrícola (IMAFLOA). – São Paulo: Observatório do Clima, 2015. 57 p. Disponível em: <https://www.imaflora.org/downloads/biblioteca/55ca3a26a856a_agropecuaria_2015.pdf>. Acesso em: junho de 2016.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, 2006. Disponível em: <<http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol5.html>>.

JOPPERT C. L. et al. Beneficiamento de Biogás Produzido a Partir de Vinhaça para Uso como Gás Natural Substituto no estado de São Paulo. In: 35º Seminário de Balanços Energéticos Globais e Utilidades e 29º Encontro de Produtores e Consumidores de Gases Industriais – ABM. São Paulo, 2014.

JOPPERT, C. L. et al. The perspectives of biomethane to contribute to increase the natural gas supply in the state of Sao Paulo. 26th European Biomass Conference and Exhibition. Copenhagen, Denmark. May, 2018.

KADAM, R.; PANWAR, N. L. Recent advancement in biogas enrichment and its applications. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, n. 73, p. 892-903, 2017.

KIEHL, E. J. *Fertilizantes orgânicos*. São Paulo: Ed. Agronômica Ceres, 1985.

KUNZ, A.; HIGARASHI, M. M.; OLIVEIRA, P.A. *Tecnologias de manejo e tratamento de dejetos de suínos estudadas no Brasil*. Cadernos de Ciência & Tecnologia, Brasília, v. 22, n. 3, p. 651-665, set./dez. 2005.

LEBUHN, M.; BAUER, C.; GRONAUER, A. Probleme der Biogasproduktion aus nachwachsenden Rohstoffen im Langzeitbetrieb und molekularbiologische Analytik. VDLUFA-Schriftenreihe 64, p. 118-125, 2008.

- LEME, R.M. SEABRA, J.E.A. Technical-economic assessment of different biogas upgrading routes from vinasse anaerobic digestion in the Brazilian bioethanol industry. *Energy*, n. 119, p. 754-766, 2017.
- LOBATO, L. C. S. *Aproveitamento energético de biogás gerado em reatores UASB tratando esgoto doméstico*. Tese de Doutorado. Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Belo Horizonte, 2011.
- LOPES, F. W. B. *Dessulfurização do gás natural utilizando sistemas microemulsionados*. 2003, 104 f. Mestrado (Engenharia Química). Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2003.
- LORA, E. E. S.; VENTURINI, O.J. Biocombustíveis – Vol 1. *Interciência*, Rio de Janeiro, 2012.
- LUCAS JR, J.; SANTOS, T.M.B. Aproveitamento de resíduos da indústria avícola para produção de biogás. Simpósio sobre Resíduos da Produção Avícola. Concórdia, SC, 2000.
- MACHADO, P. B. *Análise Comparativa de Tecnologia de Separação Supersônica para o Condicionamento de Gás Natural*. 2012, 152 f. Mestrado (Química). Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2012.
- MANSO, K. R.; FERREIRA, O. M. *Confinamento de bovinos: estudo do gerenciamento dos resíduos*. Goiânia, Universidade Católica de Goiás, Departamento de Engenharia – Engenharia Ambiental, 2007.
- MCTI – Ministério de Ciência, Tecnologia e Inovação, 2013. Estimativas anuais de emissões de gases de efeito estufa no Brasil. Secretaria de Políticas e Programas de Pesquisa e Desenvolvimento – SEPED. Coordenação Geral de Mudanças Globais do Clima – CGMC. Brasília, 2013. Disponível em <http://gvces.com.br/arquivos/177/EstimativasClima.pdf>. Acesso em setembro de 2013.
- MENDONÇA F. V. P. F., *Análise da pré viabilidade técnico econômica da produção de biometano na Tratorloxo*. 2016, 113 f. Mestrado (Engenharia Química). Instituto Técnico de Lisboa. Lisboa, 2016.
- MENDONÇA, S. R. *Lagoas de estabilização e aeradores mecânicos: novos conceitos*. Editora Universidade Federal da Paraíba - 1990.
- MIKI, R. E. Biometano produzido a partir de biogás de ETEs e seu uso como combustível veicular. *Revista DAE*, n. 209, v. 66. DOI: 10.4322/dae.2017.022. Jan./Mar. 2018.
- MOGHADDAM E.A., AHLGREN S., HUTEBERG C. et al. Energy balance and global warming potential of biogas-based fuels from a life cycle perspective. *Fuel Processing Technology*, n. 132, 74–82, 2015.
- MONET, F. *An introduction to anaerobic digestion of organic wastes*. Final Report. Remade Scotland, 2003. Disponível em: <http://biogasmax.co.uk/media/introanaerobicdigestion_073323000_1011_24042007.pdf>. Acesso em: janeiro de 2017.
- MULDER, M. *Basic Principles of Membrane Technology*. 2. ed., Springer. Holanda, 1996.
- NOVA ERA AMBIENTAL (2018a). Biodigestor RAFA e Lagoa Anaerobia LAFA. Mensagem recebida por engenharia@novaeraambiental.com.br em 18 de julho de 2018.

NOVA ERA AMBIENTAL (2018b). Evolução dos Reatores Anaeróbios. Mensagem recebida por engenharia@novaeraambiental.com.br em 16 de julho de 2018.

NREL – National Renewable Energy Laboratory of the Department of Energy. Biogas Potential in the United States. Denver, 2013. Disponível em: <<https://www.nrel.gov/docs/fy14osti/60178.pdf>>. Acesso em: maio de 2018.

OSEPEENSE – O Portal de Notícias de São Sepé e Região. Conheça a primeira usina do RS a gerar energia a partir do lixo, 2015. Disponível em: <<http://osepeense.com/conheca-a-primeira-usina-do-rs-a-gerar-energia-a-partir-do-lixo/>>. Acesso em: março de 2018.

PATTERSON, T. et al. An evaluation of the policy and techno-economic factors affecting the potential for biogas upgrading for transport fuel use in the UK. *Energy Policy*, n. 39, p. 1806-1816, 2011.

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. 152p. Dissertação (Mestrado em Energia) – Programa Interunidades de Pós-Graduação em Energia da Universidade de São Paulo, 2006.

PETERSSON, A., WELLINGER, A. Biogas upgrading technologies - developments and innovations: *IEA Bioenergy*, 2009.

PETROBRAS. Refinaria gera energia com biogás do Aterro de Gramacho, 2014. Disponível em: <<http://www.petrobras.com.br/fatos-e-dados/refinaria-gera-energia-com-biogas-do-aterro-de-gramacho.htm>>. Acesso em: maio de 2016

PLAZA PINTO, C. *Tecnologia da Digestão Anaeróbia da Vinhaça e Desenvolvimento Sustentável*. (s.l.): Dissertação de Mestrado apresentada à FEM/Unicamp, 1999.

POVEDA, M. M. R. *Análise econômica e ambiental do processamento da vinhaça com aproveitamento energético*. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Energia (PPGE) do Instituto de Energia e Ambiente (IEE) da Universidade de São Paulo (USP). São Paulo, 2014.

PROBIOGÁS. Guia técnico de aproveitamento energético de biogás em estações de tratamento de esgoto / Probiogás ; organizadores, Ministério das Cidades, Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit GmbH (GIZ); autores, Bruno Silveira ... [et al.]. Brasília, DF: Ministério das Cidades, 2015a.

PROBIOGÁS. Tecnologias de Digestão Anaeróbia com Relevância para o Brasil – Substratos, Digestores e Uso de Biogás / Probiogás; organizadores, Ministério das Cidades, Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit GmbH (GIZ); autores, Bruno Silveira ... [et al.]. Coletânea de publicação do Probiogás – Sério Desenvolvimento do Mercado de Biogás. 1ª Edição. Brasília, DF: Ministério das Cidades, 2015b.

PROBSTEIN, R.F., HICKS, R.E. Synthetic Fuels. 3. ed. *Dover Publications*. Massachusetts, 2006.

RABONI, M.; URBINI, G. Production and use of biogas in Europe: a survey of current status and perspectives. *Ambiente e Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, [S.l.], v. 9, n. 2, p. 191-202, June 2014. ISSN 1980-993X. Disponível em: <<http://www.ambi-agua.net/seer/index.php/ambi-agua/article/view/1324>>. Acesso em: junho de 2018.

RIO DE JANEIRO. *Lei nº 6361, de 18 de Dezembro de 2012*. Disponível em <alerjln1.alerj.rj.gov.br> . Acesso em: maio de 2018.

RIO GRANDE DO SUL. *Lei nº 14.864/2016, de 12 de maio de 2016*. Disponível em: <www.legisweb.com.br/legislacao/?id=320440>. Acesso em: maio de 2018.

ROSA, J. A. *Produção e uso energético de biogás de Estação de Tratamento de Esgoto: Barreiras e Oportunidades*. Trabalho de Conclusão de Curso. Programa de Educação Continuada em Engenharia da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo – Área de Concentração: Biomassa e Energia. São Paulo, 2016.

RYCKEBOSCH, E., DROUILLON, M., VERVAEREN, H. Techniques for transformation of biogas to biomethane. *Biomass and Bioenergy*, n. 35, p. 1633-1645, 2011.

SAAE - Serviço Autônomo de Água e Esgoto. Sistema de Tratamento de Esgoto. Aracruz, junho de 2006. Disponível em <http://saaeara.com.br/arquivos/outros/Tratamento_de_Esgoto.pdf>. Acesso em: maio de 2017.

SABESP – Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental. *Biogás: Pesquisas e projetos no Brasil*. Secretaria do Meio Ambiente do estado de São Paulo. São Paulo, 2006.

SABESP – Companhia de Saneamento Básico do estado de São Paulo. Fotos da ETE de Franca da Sabesp. Mensagem recebida por Rosane Ebert Miki – rebert@sabesp.com.br do Departamento De Prospecção Tecnológica E Propriedade Intelectual – TXP da Sabesp em 04 de julho de 2018.

SABESP – Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental. Norma técnica SABESP NTS 230. Projeto de lagoas de estabilização e seu tratamento complementar para esgoto sanitário. São Paulo, 2009.

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

SANTOS, T. M. B.; LUCAS JUNIOR, J de. Balanço energético em galpão de frangos de corte. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola*, Jaboticabal, v.24, n.1, 2004.

SÃO PAULO. Decreto nº 58.659, de 4 de dezembro de 2012. Disponível em: <<http://www.legislacao.sp.gov.br/legislacao/index.htm>>. Acesso em: maio de 2018.

SÃO PAULO. Plano Paulista de Energia – 2020. São Paulo, 2012.

SAPLA, R. B. *Tratamento físico químico da vinhaça de destilaria de etanol com biopolímeros a base de cálcio*. Dissertação de Mestrado. Programa de Engenharia Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo. São Carlos, 2012.

SDGE (San Diego Gas & Electric). Advice Letter 2271-G. San Diego, 2014. Disponível em: <regarchive.sdge.com/tm2/pdf/2271-G.pdf>. Acesso em: abril de 2018.

SECRETARIA DE ENERGIA E MINERAÇÃO. Maior termelétrica movida a biogás de resíduos sólidos urbanos do Brasil é inaugurada no estado de São Paulo, 2016. Disponível em: <<http://www.energia.sp.gov.br/2016/09/maior-termeletrica-movida-biogas-de-residuos-solidos-urbanos-do-brasil-e-inaugurada-no-estado-de-sao-paulo/>>. Acesso em: outubro de 2016.

SERVERNWYE. Biomethane Regions: Introduction to the Production of Biomethane from Biogas - A Guide for England and Wales. Gloucester, 2013.

SHIBATA, F. S. *Absorção de Gás Carbônico para Beneficiamento de Biogás Utilizando Carbonatos em Coluna Recheada*. 2017, 101 f. Mestrado (Engenharia Química). Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, outubro de 2017.

SNIS – Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento. Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2016. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Publicado de 01 de fevereiro de 2018, Brasília. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/diagnostico-agua-e-esgotos/diagnostico-ae-2016>>. Acesso em: outubro de 2017.

Solvi. Mesa redonda “Mercado de Metano” - Experiência Brasileira do Grupo Solvi com Gás Metano, 2010. Disponível em: <<https://pubs.naruc.org/pub.cfm?id=538DC7E5-2354-D714-516E-D83415E58F8>>. Acesso em: março de 2018.

Solvi. Relatório Anual 2013 (Exercício 2012). Disponível em https://www.unglobalcompact.org/system/attachments/23075/original/Solvi_Relatorio_2013_Portugues_dupla.pdf?1372777705. Acesso em março de 2018.

SOUZA, M.E; FUZARO G.; POLEGATO A. R. Thermophilic anaerobic digestion of vinasse in pilot plant UASB reactor. *Water Sci Technol* 25:213–222. 1992.

STAMBASKY, J. The Present Status and Future Prospects of the Biogas Industry in Europe. In: BIOSURF Workshop, Amsterdam, 2017. Disponível em: <www.biosurf.eu/wordpress/wp-content/uploads/2015/06/The-Present-Status-and-Future-Prospets-of-the-Biogas-Industry-in-Europe.pdf>. Acesso em: junho de 2018.

STÜRMER, B., KIRCHMEYER F., KOVACS K., HOFMANN F., COLLINS D., INGREMEAU C., STAMBASKY, J. Technical-economic analysis for determining the feasibility threshold for tradable biomethane certificates. *Biosurf Project*, 2016. Disponível em: <ec.União Europeia.eu/research/participants/documents/downloadPublic?documentIds=080166e5aa5ba7aa&appId=PPGMS> Acesso em: outubro de 2017.

SUN, Q. et al. Selection of appropriate biogas upgrading technology - a review of biogas cleaning, upgrading and utilisation. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, n. 51, p. 521-532, 2015.

TANSEL B., SURITA, S.C. Selectivity and limitations of carbon sorption tubes for capturing siloxanes in biogas during field sampling. *Waste Management*, n. 52, 122–129, 2016.

TERA AMBIENTAL. Conheça as etapas do tratamento biológico de efluentes, 2013. Disponível em: <<http://www.teraambiental.com.br/blog-da-tera-ambiental/bid/223925/Conheca-as-etapas-do-tratamento-biologico-de-efluentes>>. Acesso em: abril de 2017.

TESTON, D. C. *A produção de energia a partir de esterco bovino como solução ambiental para impactos gerados por sistemas intensivos de produção animal*. Monografia de especialização – Curso de Especialização em Gestão Ambiental e Negócios do Setor Energético do Instituto de Eletrotécnica e Energia da Universidade de São Paulo. 2010. 44 f.

TROUNG, L. V. A.; ABATZOGLOU, N. A H₂S reactive adsorption process for the purification of biogas prior to its use as a bioenergy vector. *Biomass and Bioenergy*, n. 29, p.142-151, 2005.

TSUNECHIRO, A. et al. *Valor da produção agropecuária por região*. estado de São Paulo, 2013. Análises e Indicadores do Agronegócio, São Paulo, v. 9, n. 4, abril 2014. Disponível em: <<http://www.iea.sp.gov.br>>. Acesso em: janeiro de 2016.

UNICA – União da Indústria de Cana-de-Açúcar. Histórico de Produção e Moagem por Safra. Produção de Etanol Total por Safra, 2017. Disponível em: <<http://www.unica-data.com.br/historico-de-producao-e-moagem.php?idMn=32&tipoHistorico=4>>. Acesso em: abril de 2017.

USEPA – United States Environmental Protection Agency. AgSTAR: Data and Trends. Disponível em: <www.epa.gov/agstar/agstar-library-tools-and-resources> Acesso em: junho de 2018

USEPA – United States Environmental Protection Agency. Landfill Gas Energy Project Data and Landfill Technical Data. *Landfill Methane Outreach Program (LMOP)*, 2018. Disponível em: <www.epa.gov/lmop/landfill-gas-energy-project-data-and-landfill-technical-data>. Acesso em: junho de 2018.

VAN GRINSVEN, A.; LEGUIJT, C.; TALLAT-KELPSAITE, J. Supporting mechanisms for the development of biomethane in transport. *CE Delft*, 2017.

VITORATTO, E. *Projeto e operação de um sistema de tratamento de dejetos suínos utilizando lagoa anaeróbia de alta carga*, 1997 – São Paulo – Brasil – (Tese de Doutorado – FCFUSP – USP).

VON SPERLING; M. *Princípios de tratamento biológico de águas residuárias - Vol III - Lagoas de estabilização* - Editora Universidade Federal de Minas Gerais.

WANG, J.; WAN, W. Factors influencing fermentative hydrogen production: A review. *International Journal of Hydrogen Energy*, 34(2): 799-811, 2009.

WEF (Water Environment Federation). Biogas Production and Use at Water Resource Recovery Facilities. *Project 11-WSEC-01*, Alexandria, 2013. Disponível em: <www.casaweb.org/documents/8-5-2013_wef-phase1_biogas_data_results.pdf> Acesso em: junho de 2018.

WEILAND, P.: Grundlagen der Methangärung – Biologie und Substrate; VDI-Berichte, nº 1620 “Biogas als regenerative Energie – Stand und Perspektiven”; p. 19-32; VDI-Verlag 2001.

WELLINGER, A.; LINDBERG, A. Biogas upgrading and utilization. *IEA Bioenergy*, 2000.

WELLINGER, A.; MURPHY, J., BAXTER, D. The biogas handbook: Science, production and applications. *Woodhead Publishing*, 2013.

WEREKO-BOBBOY, C. Y.; HAGEN, E. B. *Biomass conversion and technology*. Editora John Wiley & Sons. P. 2-224. New York, 2000.

YANG, L. et al. Progress and perspectives in converting biogas to transportation fuels. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, n. 40, p. 1133-1152, 2014.

YAWS, C.L. *Chemical Properties Handbook*. McGraw-Hill, 1999

ZAIAT, M. *Desenvolvimento e análise de biorreatores anaeróbios contendo células imobilizadas para tratamento de águas residuárias* (2003) Tese de livre docência. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo.

A produção e o uso do biogás e biometano ainda se encontram em estágio bastante incipiente no Brasil. Entretanto, este fato não se deve à falta de tecnologias comercializadas, mas principalmente a um comportamento conservador de muitos atores envolvidos e à ausência de políticas adequadas de incentivo. Há poucas (e importantes) iniciativas, mas que ainda não se difundiram no país.

Esta publicação contribui para incentivar estes “novos” energéticos. Reunidas de forma bastante didática estão as mais recentes informações sobre as tecnologias de produção e uso do biogás e biometano, a partir das diferentes fontes: resíduos urbanos e rurais, e em particular os resíduos agro-industriais, como a vinhaça, produzida em enormes quantidades a partir da produção do etanol e com enorme potencial energético.

Certamente este texto será muito útil a estudantes, pesquisadores e empreendedores interessados no tema de biogás e biometano.

Esta publicação teve o importante apoio da Shell e da FAPESP, no âmbito do *Research Centre for Gas Innovation – RCGI (FAPESP nº 2014/50279-4)* por meio do Projeto 27 - “As perspectivas de contribuição do biometano para aumentar a oferta de gás natural”. Contou também a contribuição importante dos integrantes do Grupo de Pesquisa em Bioenergia (GBIO) do Instituto de Energia e Ambiente (IEE) da Universidade de São Paulo (USP). Entretanto, é importante ressaltar que todas as opiniões aqui expressas representam os pontos de vista dos autores, e não das instituições envolvidas.

Suani T Coelho

Coordenadora do Grupo de Pesquisa em Bioenergia (GBIO/IEE/USP) e do Projeto 27 (Research Center for Gas Innovation – RCGI/FAPESP/SHELL)

ISBN 978-85-86923-53-1



9 788586 923531



**INSTITUTO DE ENERGIA E AMBIENTE
UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO**



**Centro de Pesquisa
para Inovação em Gás**



**SYNERGIA
EDITORA**



**Processo:
2014/50279-4**