



*Opções de Mitigação de Emissões
de Gases de Efeito Estufa em
Setores-Chave do Brasil*



MODELAGEM SETORIAL DE OPÇÕES DE BAIXO CARBONO PARA O SETOR DE GESTÃO DE RESÍDUOS

RÉGIS RATHMANN
(ORGANIZADOR)

***MODELAGEM SETORIAL DE OPÇÕES
DE BAIXO CARBONO PARA O SETOR
DE GESTÃO DE RESÍDUOS***

Brasília
Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações
ONU Meio Ambiente
2017

M689 Modelagem setorial de opções de baixo carbono para o setor de gestão de resíduos / organizador Régis Rathmann. Brasília: Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações, ONU Meio Ambiente, 2017.

278 p.: il. – (Opções de mitigação de emissões de gases de efeito estufa em setores-chave do Brasil)

ISBN: 978-85-88063-37-2

1. Mudanças Climáticas. 2. Emissão de gases. 3. Resíduos sólidos. 4. Efluentes. 5. Gestão de resíduos – Tecnologia. 6. Políticas públicas – Emissão de gases. I. Rathmann, Régis. II. Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações. III. ONU Meio Ambiente. IV. Série.

CDU 551.583

Ficha catalográfica elaborada por: Lorena Nelza F. Silva – CRB-1/2474

Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e
Comunicações
Esplanada dos Ministérios, Bloco E
CEP: 70.067-900 – Brasília – DF
Tel.: +55 (61) 2033-7500
www.mcti.gov.br

ONU Meio Ambiente – Programa das Nações Unidas
para o Meio Ambiente
Casa da ONU – Complexo Sérgio Vieira de Mello
Setor de Embaixadas Norte, Quadra 802, Conjunto C,
Lote 17
CEP 70800-400 – Brasília/DF
Tel.: +55 (61) 3038-9233
web.unep.org/regions/brazil

República Federativa do Brasil

Presidente da República

Michel Temer

**Ministro de Estado da Ciência, Tecnologia,
Inovações e Comunicações**

Gilberto Kassab

Secretário Executivo

Elton Santa Fé Zacarias

**Secretário de Políticas e Programas de Pesquisa
e Desenvolvimento**

Jailson Bittencourt de Andrade

**Diretor do Departamento de Políticas e
Programas de Ciências**

Sávio Túlio Oselieri Raeder

Coordenador-Geral do Clima

Márcio Rojas da Cruz

**Programa das Nações Unidas para o Meio
Ambiente – ONU Meio Ambiente**

Diretor Executivo da ONU Meio Ambiente

Erik Solheim

**Diretor Regional da ONU Meio Ambiente
para América Latina e Caribe**

Leo Heileman

**Representante da ONU Meio Ambiente
no Brasil**

Denise Hamú

EQUIPE TÉCNICA DO MCTIC

Coordenador-Geral do Clima

Márcio Rojas da Cruz

**Diretor Nacional do Projeto Opções de
Mitigação de Emissões de Gases de Efeito Estufa
em Setores-Chave do Brasil**

Ricardo Vieira Araujo

**Coordenador do Projeto Opções de Mitigação
de Emissões de Gases de Efeito Estufa em
Setores-Chave do Brasil**

Antônio Marcos Mendonça

**Coordenador Técnico do Projeto Opções de
Mitigação de Emissões de Gases de Efeito Estufa
em Setores-Chave do Brasil**

Régis Rathmann

EQUIPE TÉCNICA

Andréa Nascimento de Araújo

Lidiane Rocha de Oliveira Melo

Marcela Cristina Rosas Aboim Raposo

*Moema Vieira Gomes Corrêa (Diretora Nacional
do Projeto até outubro de 2016)*

Rodrigo Henrique Macedo Braga

Sonia Regina Mudrovitsch de Bittencourt

Susanna Erica Busch

EQUIPE ADMINISTRATIVA

Ana Carolina Pinheiro da Silva

Andréa Roberta dos Santos Campos

Maria do Socorro da Silva Lima

Ricardo Morão Alves da Costa

EQUIPE TÉCNICA DA ONU MEIO AMBIENTE

Francine Costa Vaurof

Patricia Taboada

Guilherme Sattamini

Maria Claudia Cambraia

AUTORES E COLABORADORES

*Marcos Aurélio Vasconcelos de Freitas
(Coordenador)*

André Luiz Bufoni

Clarice Neffa Gobbi

Daniel Vasconcellos de Sousa Stilpen

Glaucio Vinicius Faria

Luciano Basto Oliveira

Luiz Gustavo Silva de Oliveira

Renata da Costa Barreto

Rodrigo Pacheco Ribas

Revisão

Anna Cristina de Araújo Rodrigues

Projeto Gráfico

Capitular Design Editorial

Editoração e diagramação

Phábrica de Produções:

*Alecsander Coelho, Daniela Bissiguini,
Ércio Ribeiro, Icaro Bockmann, Marcel
Casagrande, Marcelo Macedo, Paulo Ciola,
Kauê Rodrigues e Rodrigo Alves*



Sumário

INTRODUÇÃO	26
PARTE I – CARACTERIZAÇÃO DO SETOR E MEDIDAS DE ABATIMENTO	28
1 RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS	33
1.1 CARACTERIZAÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS	33
1.2 PANORAMA DO GERENCIAMENTO DO SETOR	35
1.2.1 Geração de resíduos sólidos urbanos	35
1.2.2 Coleta de RSU	38
1.2.3 Destinação de RSU	40
1.3 CONSUMO DE ENERGIA NA CADEIA DE RSU	41
1.3.1 Considerações iniciais	41
1.3.2 Frota de veículos para coleta de RSU	42
1.3.3 Consumo de energia para coleta de RSU	47
1.4 EMISSÕES NA CADEIA DE RSU	49
2 EFLUENTES	57
2.1 CARACTERIZAÇÃO DOS EFLUENTES	57
2.2 PANORAMA DO SETOR DE SANEAMENTO NO BRASIL	60
2.3 PROCESSOS DE TRATAMENTO DE ESGOTOS	75
2.4 CONSUMO DE ENERGIA NO TRATAMENTO DE ESGOTOS	86
2.5 EMISSÕES NA CADEIA DE EFLUENTES	90

3	RESÍDUOS DA AGROPECUÁRIA	99
3.1	CARACTERIZAÇÃO DOS RESÍDUOS DA AGROPECUÁRIA	99
3.2	EMISSIONES DE RESÍDUOS DA AGROPECUÁRIA	101
4	SÍNTESE DO CONSUMO DE ENERGIA E EMISSIONES DE GEE DOS RSU, EFLUENTES E RESÍDUOS DA AGROPECUÁRIA.....	103
5	MELHORES TECNOLOGIAS DISPONÍVEIS PARA O SETOR DE GESTÃO DE RESÍDUOS	107
5.1	EFLUENTES.....	107
5.1.1	Biodigestão	108
5.1.1.1	Reator UASB.....	110
5.1.1.1.1	Custos e potencial de redução de emissões de GEE.....	114
5.1.1.2	Reator EGSB	114
5.1.1.3	Digestão anaeróbia de lodo.....	115
5.1.1.3.1	Custos e potencial de redução de emissões de GEE	117
5.2	RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS	118
5.2.1	Incinerção.....	120
5.2.1.1	Custos e potencial de redução de emissões de GEE	124
5.2.2	Biodigestão anaeróbia	124
5.2.2.1	Custos e potencial de redução de emissões de GEE	126
5.2.3	Recuperação energética em aterros sanitários	127
5.2.3.1	Custos e potencial de redução de emissões de GEE	129

5.3	RESÍDUOS AGROPECUÁRIOS	129
5.3.1	Biodigestão anaeróbia	130
5.3.1.1	Custos e potencial de redução de emissões de GEE	131
5.3.2	Combustão de resíduos agrícolas.....	131
5.3.2.1	Custos e potencial de redução de emissões de GEE	133
5.3.3	Gasificação de resíduos agrícolas.....	134
5.3.3.1	Custos e potencial de redução de emissões de GEE	135
5.4	APROVEITAMENTO DO BIOGÁS.....	136
5.4.1	Custos e potencial de redução de emissões de GEE	141
	POSSIBILIDADES FUTURAS.....	141
PARTE II – CENÁRIOS DE EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA PARA O SETOR DE GESTÃO DE RESÍDUOS.....		144
6	CENÁRIO DE REFERÊNCIA	147
6.1	PREMISSAS GERAIS E CONDICIONANTES DO CENÁRIO DE REFERÊNCIA.....	147
6.1.1	Interação com outros setores.....	149
6.2.2	Políticas, planos nacionais e programas existentes	149
6.1.2.1	Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS).....	150
6.1.2.1.1	Plano Nacional de Resíduos Sólidos.....	151
6.1.2.2	Política Nacional de Saneamento Básico e Plano Nacional de Saneamento Básico.....	151

6.1.2.3	Outros planejamentos relevantes.....	152
6.1.2.4	Programas e incentivos existentes.....	153
6.2	PREMISSAS ESPECÍFICAS PARA O SEGMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS	154
6.2.1	Demanda de energia da coleta de RSU	157
6.3	PREMISSAS ESPECÍFICAS PARA O SEGMENTO DE EFLUENTES	159
6.3.1	Demanda de eletricidade no saneamento.....	159
6.3.2	Tratamento de efluentes.....	161
6.3.2.1	Efluentes domésticos.....	161
6.4	PREMISSAS ESPECÍFICAS PARA RESÍDUOS DA AGROPECUÁRIA	162
6.5	PROCEDIMENTOS ADICIONAIS CONSIDERADOS PARA AJUSTE DO ANO-BASE E PROJEÇÃO DAS EMISSÕES DE GEE.....	162
6.5.1	Emissões dos RSU	163
6.5.2	Emissões de efluentes.....	165
6.6	PROJEÇÃO DAS EMISSÕES DE GEE NO CENÁRIO DE REFERÊNCIA	165
6.6.1	Resíduos sólidos urbanos.....	165
6.6.2	Efluentes e esgotos.....	168
6.6.3	Consolidação das emissões provenientes dos resíduos sólidos urbanos e efluentes	170
7	CENÁRIO DE BAIXO CARBONO.....	173
7.1	PREMISSAS GERAIS E CONDICIONANTES PARA O CENÁRIO DE BAIXO CARBONO	173
7.2	PREMISSAS ESPECÍFICAS PARA O SEGMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS	174
7.3	PREMISSAS ESPECÍFICAS PARA O SEGMENTO DE EFLUENTES	177

7.4	PREMISSAS ESPECÍFICAS PARA O SEGMENTO DE RESÍDUOS DA AGROPECUÁRIA	178
7.5	PROJEÇÃO DAS EMISSÕES DE GEE NO CENÁRIO DE BAIXO CARBONO.....	180
7.6	CUSTOS E POTENCIAL ECONÔMICO E DE MERCADO DAS MEDIDAS SETORIAIS DE BAIXO CARBONO.....	184
7.6.1	Definição das taxas de desconto	184
7.6.2	Potenciais e custos marginais de abatimento das atividades consideradas no cenário BC.....	186
7.6.2.1	Aspectos conceituais	186
7.6.2.2	Resultados	188
8	CENÁRIO DE BAIXO CARBONO COM INOVAÇÃO	195
8.1	PREMISSAS GERAIS E CONDICIONANTES PARA O CENÁRIO DE BAIXO CARBONO COM INOVAÇÃO	195
8.2	PREMISSAS ESPECÍFICAS PARA O SEGMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS	201
8.3	PREMISSAS ESPECÍFICAS PARA O SEGMENTO DE EFLUENTES	204
8.4	PREMISSAS ESPECÍFICAS PARA O SEGMENTO DE RESÍDUOS DA AGROPECUÁRIA	205
8.5	APRENDIZADO TECNOLÓGICO NO SETOR DE GESTÃO DE RESÍDUOS	206
8.5.1	Curva de aprendizado tecnológico.....	206
8.5.2	Questões para construção das curvas de aprendizado	208
8.5.3	Curvas de aprendizado tecnológico para o cenário BC+I.....	210
8.5.3.1	Tecnologias de biodigestão	210
8.5.3.2	Tecnologias de incineração.....	211
8.5.3.3	Tecnologias de uso final.....	211

8.5.4 Resultados oriundos do aprendizado tecnológico nas tecnologias de baixo carbono do setor	212
8.6 PROJEÇÃO DAS EMISSÕES DE GEE NO CENÁRIO DE BAIXO CARBONO COM INOVAÇÃO.....	214
8.7 CUSTOS E POTENCIAL DE ABATIMENTO DAS EMISSÕES DAS MEDIDAS SETORIAIS DE BAIXO CARBONO PERANTE O APRENDIZADO TECNOLÓGICO.....	218
PARTE III – PROPOSIÇÃO DE INSTRUMENTOS DE POLÍTICA PÚBLICA PARA A ADOÇÃO DE CENÁRIOS DE BAIXO CARBONO PELO SETOR DE GESTÃO DE RESÍDUOS	222
9 BARREIRAS, COBENEFÍCIOS E EFEITOS ADVERSOS DA ADOÇÃO DAS MEDIDAS DE BAIXO CARBONO	227
9.1 DEGRADAÇÃO DE BIOGÁS DE ATERRO SANITÁRIO COM FLARE.....	228
9.2 APROVEITAMENTO DO BIOGÁS EM ATERRO PARA GERAÇÃO ELÉTRICA	229
9.3 APROVEITAMENTO DO BIOGÁS EM ATERRO PARA PRODUÇÃO DE BIOMETANO	230
9.4 DIFUSÃO DA BIODIGESTÃO DE RSU PARA GERAÇÃO ELÉTRICA	231
9.5 DIFUSÃO DA BIODIGESTÃO DE RSU PARA PRODUÇÃO DE BIOMETANO.....	232
9.6 COMPOSTAGEM DA FRAÇÃO ORGÂNICA DE RSU	232
9.7 INCINERAÇÃO DE RSU COM APROVEITAMENTO ENERGÉTICO	233
9.8 APROVEITAMENTO DE BIOGÁS DE ETE PARA GERAÇÃO DE ELETRICIDADE	234
9.9 APROVEITAMENTO ENERGÉTICO DE RESÍDUOS DA AGROPECUÁRIA	234
9.10 AVALIAÇÃO DA RELAÇÃO ENTRE AS BARREIRAS A PARTIR DE UMA PERSPECTIVA SISTÊMICA	235
9.10.1 Problemas e relação entre barreiras à implementação de atividades de baixo carbono pelo setor de gestão de resíduos.....	237

10 INSTRUMENTOS DE POLÍTICA PÚBLICA PROPOSTOS.....	241
10.1 ABORDAGEM DE CONSTRUÇÃO DE PROPOSTAS DE INSTRUMENTOS DE POLÍTICA PÚBLICA.....	243
10.2 INSTRUMENTOS DE POLÍTICA PÚBLICA PARA A ADOÇÃO DAS ATIVIDADES DE BAIXO CARBONO PELO SETOR DE GESTÃO DE RESÍDUOS	244
CONSIDERAÇÕES FINAIS	259
REFERÊNCIAS.....	262
ANEXO.....	275



Listas de figuras,
tabelas, quadros,
siglas e acrônimos

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Composição Gravimétrica Média dos Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil em 2008.....	35
Tabela 2 – Consumo Aparente de Alumínio e Aço	38
Tabela 3 – Cobertura da Coleta Direta e Indireta de RSU (%) no Brasil	39
Tabela 4 – Frota Brasileira de Veículos para Coleta de Resíduos Sólidos Urbanos – Ano 2012	43
Tabela 5 – Estimativa do Consumo de Óleo Diesel para Coleta de RSU	48
Tabela 6 – Emissões de CO ₂ e N ₂ O pela Incineração de Resíduos Sólidos no Brasil (1990-2010)	55
Tabela 7 – Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) no Esgoto Doméstico.....	58
Tabela 8 – Representatividade do Levantamento do SNIS – Ano-base 2012.....	61
Tabela 9 – Municípios sem Sistema Público de Água e/ou Esgotos Domésticos	62
Tabela 10 – Redes de Água e Esgoto no Brasil – 2012.....	65
Tabela 11 – Índices de Atendimento de Serviços de Água e Esgoto – 2012	65
Tabela 12 – Metas Seleccionadas do Plansab	66
Tabela 13 – Perdas nos Sistemas de Abastecimento de Água, por Região.....	72
Tabela 14 – Estágio dos Empreendimentos de Saneamento do PAC, por Região.....	73
Tabela 15 – Eficiência da Remoção no Tratamento de Esgoto Doméstico.....	86
Tabela 16 – Dados Operacionais de Quatro Estações de Tratamento de Esgotos	87

Tabela 17 – Consumo Elétrico em Serviços de Água e Esgoto no Brasil em 2012	89
Tabela 18 – Estimativa de Consumo para a Rede de Água – Meta Plansab	89
Tabela 19 – Estimativa de Consumo para a Rede de Esgotos – Meta Plansab	89
Tabela 20 – Variação (%) das Emissões por Tratamento de Esgoto Doméstico e Comercial no Brasil (1990-2010)	92
Tabela 21 – Fatores de Emissão de CH ₄ para os Setores Industriais Seleccionados.....	95
Tabela 22 – Emissões de CH ₄ pelo Tratamento de Efluentes Industriais.....	95
Tabela 23 – Demanda Química de Oxigênio – Efluentes Industriais (kg DQO/m ³)	97
Tabela 24 – Fatores de Produção de Resíduos.....	100
Tabela 25 – Resíduos da Agropecuária.....	100
Tabela 26 – Emissões de Metano e Óxido Nitroso Decorrentes de Resíduos da Agropecuária	101
Tabela 27 – Consumo Energético e as Emissões das Atividades do Setor de Gestão de Resíduos em 2010	104
Tabela 28 – Tempo de Detenção Hidráulica em Reatores UASB [horas].....	114
Tabela 29 – Estrutura de Custos Planta Incineração.....	124
Tabela 30 – Custos para Aproveitamento do Gás de Aterro	129
Tabela 31 – Composição Média do Biogás por Componente.....	136
Tabela 32 – Taxa de Crescimento Média do PIB por Quinquênio.....	148
Tabela 33 – Estimativa do Consumo de Óleo Diesel para Coleta de RSU – 2012	158
Tabela 34 – Estimativa do Consumo de Óleo Diesel para Coleta de RSU – 2010.....	158
Tabela 35 – Consumo de Eletricidade no Saneamento – 2012.....	159
Tabela 36 – Estimativa do Consumo de Eletricidade no Saneamento – 2010.....	160

Tabela 37 – Matriz de Tratamento de Efluentes	161
Tabela 38 – Projeção da Produção de RSU e Composição.....	166
Tabela 39 – Matriz de Disposição Final dos RSU	167
Tabela 40 – Emissões de GEE na Gestão dos RSU por Destinação	168
Tabela 41 – Evolução da DBO e do Consumo de Proteína	169
Tabela 42 – Emissões de GEE na Gestão dos Efluentes	170
Tabela 43 – Emissões de GEE na Gestão de Resíduos (GgCO ₂ e).....	170
Tabela 44 – Matriz de Destinação Final dos RSU	175
Tabela 45 – Participação das Tecnologias de Degradação e Uso de Metano em Aterros Sanitários	175
Tabela 46 – Matrizes de Destinação Final dos RSU nos Cenário de REF e BC	176
Tabela 47 – Produção de Resíduos a Partir da Pecuária Confinada	179
Tabela 48 – Produção de Resíduos pelas Culturas de Cana-de-açúcar e Milho	179
Tabela 49 – Emissões Totais e Mitigadas do Setor de Gestão de Resíduos nos Cenários REF e BC	181
Tabela 50 – Emissões de GEE por Segmento do Setor de Gestão de Resíduos nos Cenários REF e BC	182
Tabela 51 – Potencial Acumulado de Atividades de Mitigação de Emissões de GEE por Quinquênio (GgCO ₂ e).....	183
Tabela 52 – Potenciais e Custos de Abatimento das Atividades de Baixo Carbono com Taxa de Desconto de Mercado	189
Tabela 53 – Potenciais e Custos de Abatimento das Atividades de Baixo Carbono com Taxa de Desconto Social	190
Tabela 54 – Matriz de Destinação Final de RSU.....	203
Tabela 55 – Taxa de Aprendizagem em Projetos de Biogás na Dinamarca	210
Tabela 56 – Emissões Totais e Mitigadas do Setor de Gestão de Resíduos nos Cenários REF e BC+I	215

Tabela 57 – Emissões de GEE por Segmento do Setor de Gestão de Resíduos nos Cenários REF e BC+I.....	216
Tabela 58 – Potencial Acumulado de Atividades de Mitigação de Emissões de GEE por Quinquênio (GgCO ₂ e)	217
Tabela 59 – Potenciais e Custos de Abatimento das Atividades de Baixo Carbono com Taxa de Desconto de Mercado	218
Tabela 60 – Potenciais e Custos de Abatimento das Atividades de Baixo Carbono com Taxa de Desconto Social	219
Tabela 61 – Potenciais e Custos de Abatimento no Cenário BC	224
Tabela 62 – Potenciais e Custos de Abatimento no Cenário BC+I	224
Tabela 63 – Oferta de Biogás nos Cenários BC e BC+I por Atividade.....	249

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Resíduos Sólidos Urbanos	33
Figura 2 – Resíduos Sólidos Secos.....	34
Figura 3 – Resíduos Sólidos Orgânicos.....	34
Figura 4 – Evolução do Consumo de Embalagens	36
Figura 5 – Taxa de Reciclagem de Diferentes Materiais	37
Figura 6 – Caminhão Compactador para Coleta Urbana de Lixo	44
Figura 7 – Caminhão Basculante para Coleta Urbana de Lixo	44
Figura 8 – Caminhão Poliguindaste para Coleta Urbana de Lixo	45
Figura 9 – Trator Agrícola com Reboque para Coleta Urbana de Lixo.....	45
Figura 10 – Tração Animal para Coleta Urbana de Lixo	46
Figura 11 – Embarcação para Coleta Urbana de Lixo.....	46
Figura 12 – Distribuição do Tratamento de Resíduos Sólidos em 2008.....	50
Figura 13 – Emissões de CH ₄ (Gg) pela Disposição de Resíduos Sólidos no Brasil (1990-2005).....	52
Figura 14 – Composição do Esgoto Doméstico	59
Figura 15 – Abastecimento de Água no Brasil – Ano-base 2012.....	63
Figura 16 – Esgoto Doméstico no Brasil – Ano-base 2012	64
Figura 17 – Índice de Atendimento Urbano de Água, por UF	67
Figura 18 – Índice de Atendimento Urbano de Água, por Município.....	68
Figura 19 – Índice de Atendimento Urbano de Esgotos, por UF	69
Figura 20 – Índice de Atendimento Urbano de Esgotos, por Município	70
Figura 21 – Consumo Diário de Água por Habitante e UF	71
Figura 22 – Índice de Perdas nos Sistemas de Água, por Capital Estadual	72
Figura 23 – Andamento Físico das 149 Maiores Obras de Esgoto no Brasil	74
Figura 24 – Andamento Físico das 70 Maiores Obras de Água no Brasil.....	75

Figura 25 – Esquema Usual de uma Estação de Tratamento de Esgotos – ETE.....	76
Figura 26 – Tratamento Preliminar de Esgotos – Gradeamento.....	77
Figura 27 – Tratamento Preliminar de Esgotos – Peneira Estática	78
Figura 28 – Tratamento Preliminar de Esgotos – Peneira Rotativa	79
Figura 29 – Tratamento Preliminar de Esgotos – Caixa de Areia.....	80
Figura 30 – Tratamento Primário de Esgotos – Decantador Primário	81
Figura 31 – Tratamento Secundário de Esgotos – Sistema Australiano.....	82
Figura 32 – Tratamento Secundário de Esgotos – Tanque Aerador.....	83
Figura 33 – Tratamento Secundário de Esgotos – Decantador Secundário	84
Figura 34 – Emissões (Gg) de CH ₄ e N ₂ O por Tratamento de Esgoto Doméstico e Comercial no Brasil (1990-2010)	91
Figura 35 – Produção Industrial Brasileira por Setores Seleccionados (1990-2010).....	94
Figura 36 – As Três Etapas da Digestão Anaeróbica.....	108
Figura 37 – Etapas de uma Unidade de Biodigestão Anaeróbica.....	109
Figura 38 - Representação Esquemática do Reator UASB.....	111
Figura 39 – Vista Esquemática do Reator UASB	112
Figura 40 – Grânulos de Lodo Anaeróbio	113
Figura 41 – Transporte de um Reator EGSB.....	115
Figura 42 – Conversão Biológica nos Processos Aeróbio e Anaeróbio.....	116
Figura 43 – Esquema de um Biodigestor CSTR.....	117
Figura 44 – Hierarquia dos Resíduos Sólidos Urbanos.....	118
Figura 45 – Rotas Termoquímicas de Conversão Energética dos RSU	119
Figura 46 – Etapas Básicas de um Empreendimento de Valoração Energética dos RSU.....	119
Figura 47 – Esquema Típico de uma Unidade de Incineração com Grelha Móvel	121
Figura 48 – Esquema Típico de uma Unidade de Incineração de Leito Fluidizado ...	122

Figura 49 – Esquema de Reatores de Leito Fluidizado para Combustão de RSU.....	122
Figura 50 – Esquemas de Biodigestores de RSU.....	125
Figura 51 – Biodigestor de Garagem	126
Figura 52 – Formação e Composição Típica do Biogás de Aterro.....	127
Figura 53 – Esquemas de Aterro com Recuperação de Biogás.....	128
Figura 54 – Lagoa Anaeróbica com Misturador em Construção	130
Figura 55 – Esquemas de Caldeiras de Biomassa Flamotubular e Aquatubular	132
Figura 56 – Esquemas de Gasificadores de Leito Fixo	134
Figura 57 – Esquemas de Gasificadores de Leito Fluidizado	135
Figura 58 – Fluxograma de Utilização de Biogás.....	137
Figura 59 – Correlação entre PIB <i>Per Capita</i> e Produção <i>Per Capita</i> de RSU para o Brasil e os Cinco Maiores Países da Europa, entre 2004 e 2012	155
Figura 60 – Emissões de Metano Decorrentes da Disposição de Matéria Orgânica no Solo.....	164
Figura 61 – Evolução da Produção <i>Per Capita</i> e Total de RSU.....	166
Figura 62 – Evolução da Composição dos RSU.....	166
Figura 63 – Evolução da Disposição Final de RSU	167
Figura 64 – Emissões na Gestão de RSU.....	168
Figura 65 – Evolução da Carga Orgânica e do Consumo de Proteína por Habitante.....	169
Figura 66 – Emissões de GEE na Gestão de Efluentes	169
Figura 67 – Emissões de GEE na Gestão de Resíduos – Referência.....	170
Figura 68 – Emissões no Cenário BC do Setor de Gestão de Resíduos	180
Figura 69 – Emissões e Potencial Acumulado de Mitigação do Cenário BC em Relação ao Cenário REF do Setor de Gestão de Resíduos	181
Figura 70 – Taxas de Retorno dos Projetos de MDL no Brasil	185

Figura 71 – Distribuição das Taxas de Retorno nos Projetos de MDL no Brasil	186
Figura 72 – Curva de Custos Marginais de Abatimento com Taxa de Desconto de 14% ao Ano.....	189
Figura 73 – Curva de Custos Marginais de Abatimento com Taxa de Desconto de 8% ao Ano.....	191
Figura 74 – Modelo Linear de Inovação	197
Figura 75 – Sistema de Inovação	197
Figura 76 – Comparação da Matriz de Tratamento de RSU entre Cenários*	204
Figura 77 – Curva de Experiência para Módulos Fotovoltaicos – 1976 a 1992.....	207
Figura 78 – Fatores de Aprendizado (LR) para Energia Eólica Onshore na Europa	209
Figura 79 – Evolução dos Custos de Unidades de Incineração	213
Figura 80 – Evolução dos Custos de Biodigestão Anaeróbica e Esquemas de Uso do Biogás.....	213
Figura 81 – Evolução dos Custos de Unidades de Biodigestão para Tratamento de RSU	214
Figura 82 – Emissões no Cenário BC+I do Setor de Gestão de Resíduos	215
Figura 83 – Emissões e Potencial Acumulado de Mitigação do Cenário BC+I em Relação ao Cenário REF do Setor de Gestão de Resíduos	216
Figura 84 – Curva de Custos Marginais de Abatimento com Taxa de Desconto de 14% ao Ano.....	219
Figura 85 – Curva de Custos Marginais de Abatimento com Taxa de Desconto de 8% ao Ano.....	220
Figura 86 – Evolução Quinquenal da Mitigação de Emissões por Cenário	220
Figura 87 – Comparação do Potencial e Custo Médio de Mitigação de Emissões entre os Cenários BC e BC+I.....	221
Figura 88 – Passos Metodológicos para Análise e Proposição de Instrumentos Sistêmicos	236

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Exceções na Produção de Metano segundo Métodos de Tratamento.....	76
Quadro 2 – Poluentes e Tratamentos Típicos de Unidades de Incineração.....	123
Quadro 3 – Classificação das Caldeiras	133
Quadro 4 – Requisitos de Pré-tratamento de Biogás em Função do Uso Final	137
Quadro 5 – Contaminantes, Impactos e Tratamentos de Compostos no Biogás	138
Quadro 6 – Características dos Principais Tratamentos	139
Quadro 7 – Cenário 3 – Plansab.....	152
Quadro 8 – Linhas, Fundos e Programas.....	154
Quadro 9 – Tipos e Descrição das Principais Barreiras e Cobenefícios.....	227
Quadro 10 – Etapas e Objetivos Considerados na Proposição de Instrumentos de Política Pública.....	241
Quadro 11 – Classificação, Objetivos e Exemplos de Instrumentos de Políticas Públicas.....	242
Quadro 12 – Quadro-síntese das Barreiras Mapeadas, segundo Diferentes Atividades de Baixo Carbono Propostas para o Setor de Gestão de Resíduos.....	246
Quadro 13 – Efeitos Diretos e Indiretos das Barreiras à Adoção das Atividades de Baixo Carbono pelo Setor de Gestão de Resíduos.....	248
Quadro 14 – Quadro-síntese dos Cobenefícios e Efeitos Adversos por Atividades de Baixo Carbono Propostas para o Setor de Gestão de Resíduos	250
Quadro 15 – Quadro-síntese dos Instrumentos Específicos Propostos Visando à Adoção das Atividades de Baixo Carbono pelo Setor de Gestão de Resíduos.....	256

LISTA DE SIGLAS E ACRÔNIMOS

ABETRE – Associação Brasileira de Empresas de Tratamento de Resíduos
ABIA – Associação Brasileira das Indústrias da Alimentação
ABIQUIM – Associação Brasileira da Indústria Química
ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas
ABRAPA – Associação Brasileira dos Produtores de Algodão
ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
AFOLU – Agricultura, Floresta e Outros Usos da Terra
ANP – Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis
BEN – Balanço Energético Nacional
BNDES – Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social
BRACELPA – Associação Brasileira de Celulose e Papel
CA – Consumo Aparente
CAPEX – Capital Expenditures
CCMA – Curvas de Custos Marginais de Abatimento
CDR – Combustível Derivado de Resíduo
CEPEA – Centro de Estudos Avançados em Economia Aplicada
CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
CH₄ – Metano
CMA – Custo Marginal de Abatimento
CO₂ – Dióxido de Carbono
COD – Componente Orgânico de Degradação
CODEVASF – Companhia de Desenvolvimento dos Vales do São Francisco e do Parnaíba
COMLURB – Companhia Municipal de Limpeza Urbana
CONAB – Companhia Nacional de Abastecimento
CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente
CSTR – Continuous Stirred-Tank Reactor
DAFA – Digestor Anaeróbio de Fluxo Ascendente
DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO – Demanda Química de Oxigênio
DTU – Technical University of Denmark
EGSB – Expanded Granular Sludge Bed
EPE – Empresa de Pesquisa Energética
ESALQ – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz
ETE – Estação de Tratamento de Esgotos
FAO – Food and Agriculture Organization of The United Nations
FEEMA – Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente do Estado do Rio de Janeiro

FGR – Flue Gas Recirculation
FIPE – Fundação Instituto de Pesquisas Econômicas
FUNASA – Fundação Nacional de Saúde
GEE – Gases de Efeito Estufa
GNV – Gás Natural Veicular
GWP – Global Warming Potential
IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IEA – Agência Internacional de Energia
IGCC – Integrated Gasification and Combined Cycle
INEA – Instituto Estadual de Ambiente/Estado do Rio de Janeiro
IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change
IPEA – Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada
IRENA – Agência Internacional de Energias Renováveis
LFB – Leito Fluidizado Borbulhante
LFC – Leito Fluidizado Circulante
LOA – Lei Orçamentária Anual
LR – Learning Rate
LULUCF – Uso da Terra, Mudança do Uso da Terra e Floresta
MCF – Fator de Correção de Metano
MCIDADES – Ministério das Cidades
MCTIC – Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações
MDL – Mecanismo de Desenvolvimento Limpo
MLP – Multi Level Perspective
MMA – Ministério do Meio Ambiente
MME – Ministério de Minas e Energia
N₂O – Óxido Nitroso
NBR – Norma da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT)
NOx – Óxidos de Nitrogênio
O&M – Operação e Manutenção
OC – Observatório do Clima
OCDE – Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico
OPEX – Operational Expenditure
P&D – Pesquisa e Desenvolvimento
PAC – Programa de Aceleração do Crescimento
PIA – Pesquisa Industrial Anual
PIB – Produto Interno Bruto
PLANSAB – Plano Nacional de Saneamento Básico

PMSS – Programa de Modernização do Setor de Saneamento
PNAD – Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios
PNMC – Plano Nacional de Mudanças do Clima
PNPCS – Plano Nacional de Produção e Consumo Sustentável
PNRH – Plano Nacional de Recursos Hídricos
PNRS – Política Nacional de Resíduos Sólidos
PNSB – Plano Nacional de Saneamento Básico
PROGRAMA ABC – Agricultura de Baixo Carbono
PPP – Parceria Público-Privada
PR – Razão de Progressão
PROCEL – Programa Nacional de Conservação de Energia Elétrica
PSA – Pressure Swing Adsorption
RAFA – Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente
RAFAALL – Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente através de Leito de Lodo
RAFAMAL – Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo
RALF – Reator Anaeróbio de Leito Fluidizado
RSU – Resíduos Sólidos Urbanos
SCR – Selective Catalytic Reduction
SEEG – Sistema de Estimativas de Emissões de Gases do Efeito Estufa
SICOB – Sistema de Controle de Produção de Bebidas
SINIMA – Sistema Nacional de Informações sobre Meio Ambiente
SINIR – Sistema Nacional de Informações sobre a Gestão dos Resíduos Sólidos
SMAC – Secretaria Municipal de Meio Ambiente da Prefeitura da Cidade do Rio de Janeiro
SNCR – Selective Non-Catalytic Reduction
SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
SINISA – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento Básico
SNSA – Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental
SOx – Óxidos de Enxofre
TCN – Terceira Comunicação Nacional
TDH – Tempo de Detenção Hidráulica
UASB – Upflow Anaerobic Sludge Blanket
UF – Unidade da Federação
UNEP – United Nations Environment Programme
UNFCCC – Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças Climáticas
UNICA – União da Indústria de Cana-de-Açúcar
USP – Universidade de São Paulo
WRI – World Resources Institute



Introdução

INTRODUÇÃO

O presente relatório constitui a consolidação dos produtos referente ao Projeto “Opções de Mitigação de Emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE) em Setores-Chave do Brasil” – segmento de gestão de resíduos, encomendado pelo Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (Pnuma), cujo objetivo é ajudar o governo brasileiro a reforçar sua capacidade técnica de apoiar a implementação de ações de mitigação de emissões de gases de efeito estufa (GEE) nos principais setores da economia (indústria, energia, transporte, residencial e serviços, LULUCF, gestão de resíduos e alternativas intersetoriais) no Brasil, de acordo com a Política e com o Plano Nacional sobre Mudança do Clima.

Conforme a Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças Climáticas (UNFCCC), por não constar da lista de países do Anexo I, o Brasil não é obrigado a realizar inventários e comunicações anuais de suas emissões. Essa obrigatoriedade encontra-se circunscrita aos países desenvolvidos e às chamadas economias em transição, como os países do Leste Europeu. Apesar disso, o Brasil já produziu três inventários nacionais (publicados em 2005, 2010 e 2016), abrangidos nas Comunicações Nacionais à UNFCCC. Essas, por sua vez, são compromissos de todos os países signatários da Convenção, nos quais são relatados os esforços feitos para mitigar as causas e atenuar os impactos de suas emissões. A elaboração da comunicação brasileira está sob o encargo do Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações (MCTIC).

A Primeira Comunicação Nacional foi entregue ao secretariado da Convenção em 2005 e incluiu os dados do primeiro inventário oficial de emissões de GEE, contemplando o período 1990 a 1994. Em 2010, o MCTIC apresentou o Segundo Inventário de Emissões, com revisões e novos cálculos referentes ao período 1990 a 2005. Na Terceira Comunicação Nacional do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (TCN), o mesmo procedimento foi adotado, e a série histórica de emissões foi estendida até 2010.

Não obstante, o acompanhamento das emissões brasileiras de GEE é importante para que se possa avaliar o alcance da implantação da Política Nacional de Mudanças Climáticas, além de delinear tendências e detectar eventuais desvios de rumo a tempo de realizar as correções e adaptações necessárias. Prevista nessa política, o país assinou, perante a UNFCCC, uma meta de redução de emissões em caráter voluntário entre 36,1% e 38,9%, em face de uma projeção de emissões para o ano 2020. Nesse sentido, uma série de ações está em curso para o país atingir essas metas, incluindo um conjunto de planos setoriais em áreas como agricultura, combate ao desmatamento, indústria, energia, transportes e mineração.

Com vistas a avaliar oportunidades de mitigação de emissões de GEE, o setor de gestão de resíduos será desagregado em três segmentos: resíduos sólidos urbanos (RSU), efluentes e resíduos da agropecuária. Deve-se destacar que foram avaliadas as opções de aproveitamento energético relacionadas aos resíduos da agropecuária neste estudo, mas as emissões de GEE, para fins de contabilização, semelhantemente à TCN, serão atribuídas ao setor de agricultura, florestas e outros usos do solo (Afolu). Por outro lado, as oportunidades de mitigação de emissões de GEE provenientes dos efluentes industriais serão avaliadas pelo setor industrial, com emissões que serão reportadas pelo setor de gestão de resíduos.

A disposição de RSU em lixões, aterros sanitários ou qualquer outro local, bem como o tratamento de esgotos domésticos/industriais e a queima de resíduos agrícolas, pode produzir emissões dos seguintes GEE: metano (CH_4), dióxido de carbono (CO_2) e óxido nitroso (N_2O).

O gás mais relevante produzido no tratamento de resíduos é o CH_4 , que pode ocorrer tanto devido à disposição de resíduos sólidos quanto ao tratamento anaeróbico de esgotos e águas residuais e queima de resíduos agrícolas. Quantidades significativas de emissões desse gás são produzidas na decomposição anaeróbia de resíduos, sendo as duas maiores fontes a disposição de lixo em aterros e o tratamento anaeróbico de efluentes líquidos que procedem de várias fontes domésticas, comerciais e industriais e podem ser tratados no local onde são produzidos (como fossas sépticas), canalizados para uma estação de tratamento de esgotos (ETE) ou lançados nos arredores ou em corpos hídricos. Esse item contabiliza as emissões resultantes da disposição final dos resíduos sólidos urbanos e dos efluentes líquidos.

As emissões de N_2O também podem ocorrer, principalmente no tratamento de esgotos domésticos (tratamento biológico), em função do conteúdo de nitrogênio na alimentação humana ou pela incineração de lixo em usinas ou em locais abertos que, dependendo da composição dos resíduos, provoca emissões de GEE pelo processo de combustão. Os resíduos sólidos podem ser descartados em aterros ou em lixões, bem como reciclados ou incinerados. Já os resíduos líquidos podem receber várias formas de tratamentos físico-químicos ou biológicos, sendo que os tratamentos biológicos podem ocorrer via decomposição aeróbia ou anaeróbia.

Além da construção de cenários de emissões de GEE, este estudo objetiva propor instrumentos de política pública que potencializariam a transição do setor para atividades de baixo carbono. Para tanto, o relatório está dividido em quatro grandes partes. A primeira, que trata da caracterização do setor e das medidas de abatimento de emissões de GEE, tem como objetivo principal a descrição

detalhada das principais variáveis, da apresentação dos contextos institucionais e aspectos relevantes de cada subsetor de gestão de resíduos (quatro primeiros capítulos) e a descrição dos principais conjuntos de práticas que caracterizam as medidas de abatimento para os subsetores (capítulo 5).

A segunda parte trata dos cenários de emissões de GEE construídos neste trabalho. O capítulo 6 apresenta o cenário de referência (cenário REF), focando na metodologia de cálculo e elaboração dos cenários. No capítulo 7, o cenário de baixo carbono (cenário BC) é o objetivo, com a descrição detalhada dos potenciais de mitigação de emissões de GEE e os respectivos custos marginais de abatimento. Por fim, o capítulo 8 apresenta o cenário de baixo carbono com inovação (cenário BC+I), em que são discutidas questões de difusão e aprendizado tecnológico e respectivo impacto nos potenciais de mitigação e custos marginais de abatimento de emissões de GEE.

Na terceira parte, discutem-se barreiras, cobenefícios e potenciais efeitos adversos à adoção dos cenários de baixo carbono para, partindo disso, serem apresentadas propostas de instrumentos de política pública para a sua implementação. Inicialmente, ter-se-á uma síntese dos principais resultados relativos aos cenários de emissões de GEE, seguida da discussão dos procedimentos metodológicos considerados para o mapeamento de barreiras, cobenefícios e efeitos adversos relacionados às atividades de baixo carbono aplicáveis ao setor. Partindo disso, serão apresentadas propostas de instrumentos que visam subsidiar os formuladores de política pública na adoção de uma agenda de baixo carbono do setor. Por fim, serão apresentadas as considerações finais, nas quais serão enfatizados os principais resultados e limitações desse estudo.

Impende destacar que esse relatório considera uma avaliação setorial, a qual não observa possíveis efeitos de não aditividade dos potenciais de mitigação do sistema energético. De fato, a avaliação setorial é relevante, sobretudo, para realizar o mapeamento das Melhores Tecnologias Disponíveis (MTD), visando à mitigação setorial de emissões de GEE, para, partindo disso, constituir uma base de dados visando à modelagem do setor de gestão de resíduos em cenários integrados do sistema energético e do setor de agricultura, florestas e outros usos do solo. Portanto, resultarão dos cenários integrados estimativas robustas dos potenciais e custos de abatimento desses setores, que serão reportadas no relatório relativo à modelagem integrada. Além disso, a avaliação setorial é relevante fonte de subsídios para os formuladores de políticas públicas elaborarem instrumentos visando à implementação de cenários de baixo carbono.



Caracterização do setor e medidas de abatimento

Parte
1

A gestão de resíduos, o consumo de energia e as emissões de GEE no setor apresentam interações significativas com outras atividades econômicas. A produção de resíduos se dá, principalmente, nos setores agropecuário, industrial e residencial. Outras interações ocorrem com os setores de transportes, por meio da logística dos resíduos, e energético, por meio do consumo de combustíveis e eletricidade no setor. Mais do que isso, pode-se ter a interação com o setor de energia por meio da oferta de resíduos, por exemplo, para fins de produção de eletricidade.

Segundo a TCN, o setor emitiu aproximadamente 71 milhões de toneladas de dióxido de carbono equivalente¹ em 2010. O período de 1995 a 2010 representou o maior incremento nas emissões setoriais, qual seja, de 73%.

Nesse contexto, a caracterização realizada a seguir, subdividida para os segmentos de RSU, efluentes e esgotos, e resíduos da agropecuária, servirá de base para a construção do cenário de referência (REF) do setor, assim como para a definição de trajetórias de baixo carbono com foco na mitigação de emissões de GEE.

1 Segundo a métrica GWP 100 AR5-2014.



Resíduos sólidos urbanos

Capítulo

1

1 RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

1.1 CARACTERIZAÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Durante muito tempo, lixo foi considerado tudo aquilo que se pode jogar fora ou simplesmente que não tem mais utilidade. Generalizado como lixo, os resíduos sólidos urbanos (RSU) são, segundo adaptação da Classificação NBR 10.004, resíduos nos estados sólido e semissólido, resultantes das atividades humanas de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição (Figura 1). Esses RSU, subdivididos em resíduos orgânicos e resíduos secos, em pouco tempo se tornaram um grave problema mundial e com o Brasil não poderia ser diferente (Figura 2 e Figura 3). O crescimento populacional, atrelado ao maior poder de consumo da sociedade brasileira, gerou grande aumento na produção de RSU, e a administração pública se deparou com a necessidade de criação de ações e manejos de resíduos, a fim de evitar o colapso de um sobrecarregado sistema de esgotamento de RSU.



Figura 1 – Resíduos Sólidos Urbanos

Foto: Marcello Casal Jr./Agência Brasil



Figura 2 – Resíduos Sólidos Secos

Foto: Arquivo pessoal



Figura 3 – Resíduos Sólidos Orgânicos

Foto: Arquivo pessoal

De toda a massa de rejeito gerada no Brasil, cerca de 60% são matérias orgânicas, o que torna os RSU altamente poluentes por produção de material lixiviado e aumenta as emissões de GEE. O metano (CH_4) liberado pela decomposição anaeróbica da matéria orgânica é mais prejudicial ao efeito estufa que o CO_2 .² A disposição de RSU sem controle eficaz gera contaminação do ar, do solo, das águas superficiais e subterrâneas, cria focos e vetores de transmissão de doenças, com impactos na saúde pública, e, conseqüentemente, provoca problemas socioambientais.

2 O metano tem um GWP (*global warming potential*) de 100 anos, segundo o relatório AR5-2014, de 28 (IPCC, 2006).

No Brasil, a Lei nº 12.305/2010, que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), reúne um conjunto de princípios, objetivos, instrumentos e diretrizes para a gestão integrada e o gerenciamento dos resíduos sólidos no país, produto de ampla discussão e forte articulação institucional envolvendo os três entes da Federação (União, estados e municípios), o setor produtivo/instituições privadas, organizações não governamentais e a sociedade civil. Um dos objetivos fundamentais estabelecidos pela Lei nº 12.305 é a ordem de prioridade para a gestão dos resíduos, que deixa de ser voluntária e passa a ser obrigatória: i) não geração; ii) redução; iii) reutilização; iv) reciclagem/tratamento dos resíduos sólidos; e v) disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos. Os rejeitos são considerados os resíduos para os quais ainda não há tecnologia ou viabilidade econômica para o seu reaproveitamento ou reciclagem.

1.2 PANORAMA DO GERENCIAMENTO DO SETOR

Seguindo o princípio de gerenciamento dos RSU, algumas etapas importantes devem ser consideradas para criação de um sistema eficiente. Essas etapas são: geração, coleta (tradicional e seletiva), tratamento e disposição final.

1.2.1 GERAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

A geração é a primeira etapa a ser considerada na gestão de resíduos sólidos. Dados do Atlas Brasileiro de Emissões de GEE e Potencial Energético na Destinação de Resíduos Sólidos (ABRELPE, 2013) mostram que, em 2011, foram geradas aproximadamente 198 mil toneladas por dia de RSU no Brasil, o que equivale a cerca de 62 milhões de toneladas por ano.

A composição gravimétrica média dos RSU no Brasil, considerando como base a quantidade de RSU coletados no ano de 2008, de acordo com o Plano Nacional de Resíduos Sólidos, está disposta na Tabela 1:

Tabela 1 – Composição Gravimétrica Média dos Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil em 2008

Resíduos	Participação (%)	Quantidade (t/dia)
Material reciclável	31,9	58.527,50
Aço	2,3	4.213,70
Alumínio	0,6	1.079,90
Papel, papelão, tetrapack	13,1	23.997,40
Plástico total	13,5	24.847,90
Vidro	2,4	4.388,60
Matéria orgânica	51,4	94.335,10
Outros	16,7	30.618,90
Total	100	183.481,50

Fonte: PNRS, 2012

Na estimativa da quantidade dos diferentes tipos de resíduos produzidos (resíduos orgânicos, papel e papelão, plástico, vidro, etc.), foram utilizados os dados da composição gravimétrica média do Brasil.

A evolução do consumo aparente (CA), em peso, das embalagens dos diferentes materiais recicláveis nos RSU é um importante indicador de geração de resíduos. O consumo aparente representa o que é consumido de um produto em determinado período. Representa o máximo potencialmente reciclável se for assumido que todos os resíduos descartados foram produzidos no mesmo ano.³ O aumento no consumo, entre os anos de 2005 e 2008, pode ser observado na Figura 4:

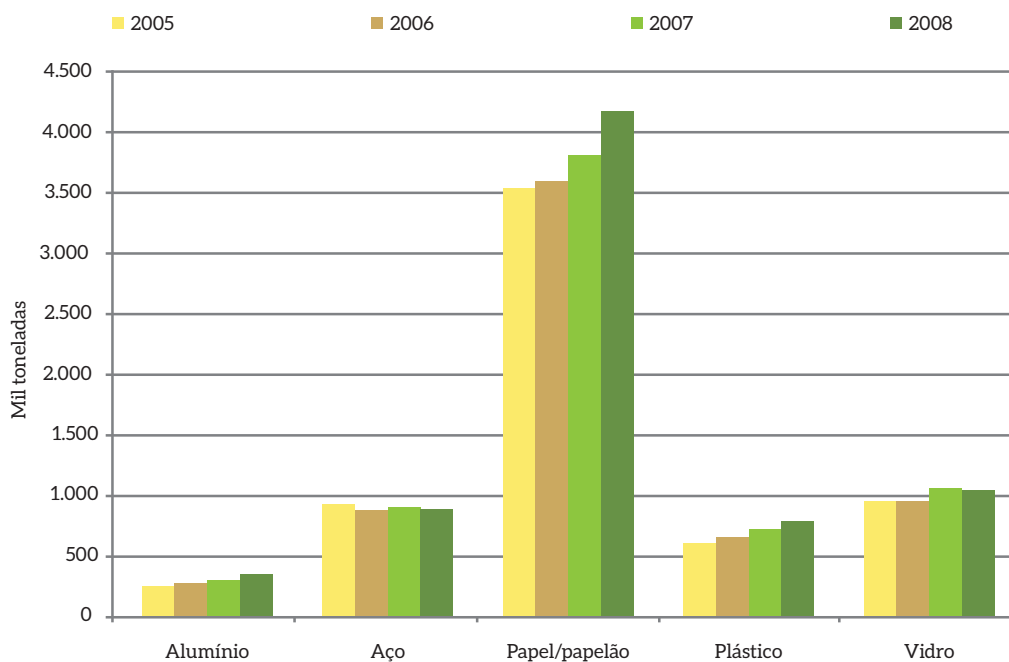


Figura 4 – Evolução do Consumo de Embalagens

Fonte: PNRS, 2012

Em termos de massa, a participação do papel/papelão se destaca dos demais, aumentando de 3.500 mil toneladas em 2005 para 4.154 mil toneladas em 2008, com crescimento contínuo. O aço manteve-se praticamente constante, com participação em torno de 885 mil toneladas. O plástico, que também apresentou crescimento no consumo, atingindo 782 mil toneladas, e o vidro, com 1.041 mil toneladas, em 2008, apresentam a mesma ordem de grandeza, enquanto o alumínio tem participação menor (347 mil toneladas).

3 Cabe ressaltar que o conceito de consumo aparente considera apenas o comércio exterior de um produto específico quando este é transacionado como produto-fim. No caso do consumo aparente proposto, nem as importações, nem as exportações de plástico e papelão utilizados como embalagens foram contempladas.

De acordo com dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), presentes no Plano Nacional de Resíduos Sólidos, os resíduos potencialmente recicláveis podem ser separados em dois grandes grupos: alumínio, aço e papel/papelão, cujas taxas de reciclagem estão acima de 35%; plásticos e vidros, que alcançam valores próximos a 20%, relativamente aos resíduos coletados. Essas informações podem ser observadas na Figura 5:

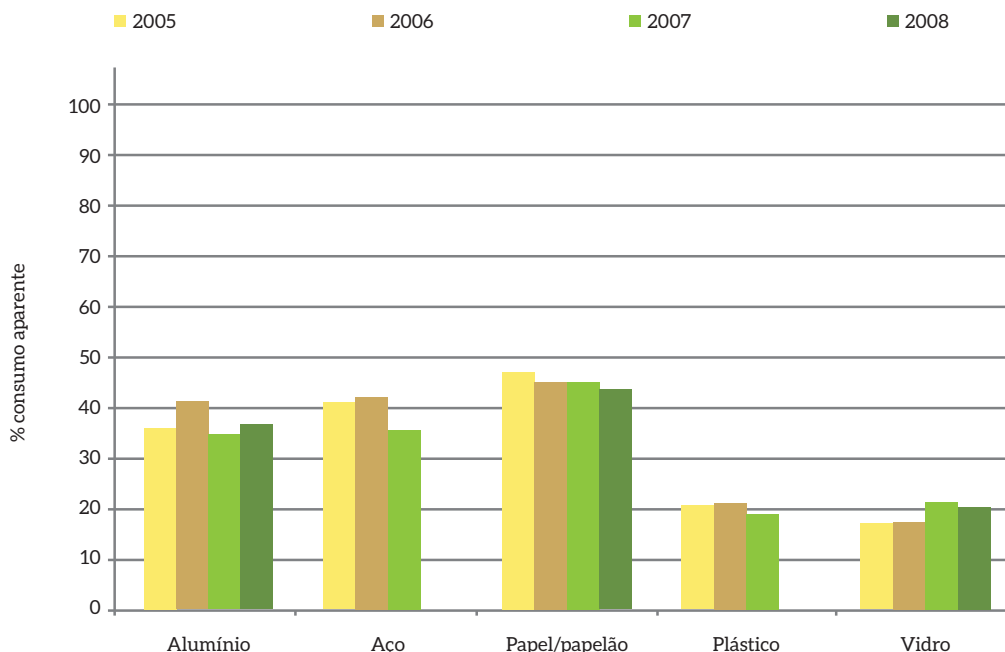


Figura 5 – Taxa de Reciclagem de Diferentes Materiais

Fonte: PNRS, 2012

A Tabela 2 apresenta as estimativas do tamanho do mercado de alumínio e aço no período entre 2006 e 2008. Como o consumo de alumínio tem crescido de forma contínua nos últimos anos, as embalagens de alumínio são responsáveis por aproximadamente 30% desse material. Na reciclagem, as latas respondem por cerca de 55% de todas as embalagens de alumínio vendidas. O consumo de embalagens de alumínio por habitante também cresceu, porém não houve participação significativa das latas no setor. O consumo aparente de aço também vem crescendo de forma significativa, porém o setor de embalagens corresponde a apenas 4% deste. A quantidade de aço e sucata ferrosa encontrada nos resíduos deve-se mais a bens de consumo, como eletrodomésticos, do que à presença de embalagens (ABRELPE, 2013).

Programas de eficiência energética que estimulem a troca de eletrodomésticos por outros mais eficientes devem ser acompanhados de uma política de coleta seletiva para remanufatura ou reciclagem. O aço ainda é bastante utilizado no setor siderúrgico, ainda que se observe queda constante no seu consumo, provavelmente pela substituição do material por outros mais leves, como alumínio e plástico. Já o consumo de papel/papelão tem ciclo de vida curto e, portanto, mais difícil de ser mensurado. O setor de embalagens representa quase 50% do consumo desse material.

Tabela 2 – Consumo Aparente de Alumínio e Aço

Unidade		Alumínio			Aço		
Consumo/Anos		2006	2007	2008	2006	2007	2008
Consumo aparente	1 mil.t	892,8	984,6	1.126,70	20.249,70	24.989,50	27.192,30
Embalagens	1 mil.t	275	303,3	347	873	891	886
Latas	1 mil.t	147,4	166,5	180,9	–	–	–
Embalagens por habitante	kg/hab	1,5	1,6	1,8	4,7	4,7	4,7

Fonte: Adaptado de IPEA, 2012

Segundo dados do Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (IPEA, 2012), obter informações sobre geração de resíduos plásticos é complexo devido à diversidade de polímeros existentes. Além disso, a reciclagem de resíduos plásticos misturados resulta em um material de menor valor. Quanto às embalagens de vidro, estas são responsáveis por 40% do consumo desse material, porém sua reciclagem é difícil tecnicamente, o que aponta para maior possibilidade de reutilização, seja pela própria indústria ou pelo mercado informal. Nesse caso, leva-se em consideração a política de logística reversa e responsabilidade compartilhada de embalagens.

Nesse cenário, torna-se evidente a necessidade de mudança de paradigma e padrão de consumo, em curto prazo, por meio de políticas educacionais eficientes e voltadas à sociedade brasileira, com incentivos à reutilização de materiais, reciclagem e aproveitamento energético. Criar soluções para reduzir o volume de resíduos torna-se fundamental, no entanto é preciso que iniciativas sejam bem planejadas de forma a integrar toda a comunidade à política dos 5R: repensar, reeducar, reduzir, reutilizar e reciclar.

1.2.2 COLETA DE RSU

O principal foco da gestão de resíduos sólidos tem sido a coleta regular tradicional, como forma de reduzir a quantidade de resíduos dispostos em aterros sanitários. Nos últimos anos, a taxa de cobertura de coleta vem crescendo, alcançando aproximadamente 90% do total de resíduos gerados, o que equivale a aproximadamente 180 mil toneladas por dia.

Na área urbana, a coleta, que em 2003 estava em torno de 96%, em 2008, superou o índice de 98%. A coleta em áreas rurais foi a que mais aumentou nos últimos anos, saltando de aproximadamente 21%, em 2003, e atingindo cerca de 33%, em 2008. Todavia, a coleta nas áreas rurais ainda é bastante deficitária (Tabela 3).

Tradicionalmente, os resíduos sólidos produzidos em propriedades rurais são reutilizados no próprio local, sendo a fração orgânica utilizada para alimentar os animais ou como adubo e a fração não orgânica reaproveitada como utensílios. Atualmente, a quantidade de resíduos não orgânicos vem aumentando em propriedades rurais, o que justifica uma estratégia de coleta mais eficaz nessas regiões.

Tabela 3 – Cobertura da Coleta Direta e Indireta de RSU (%) no Brasil

	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009
Brasil	85,6	84,7	85,7	86,5	87,3	87,9	88,6
Urbano	96,5	96,3	97	97,4	97,9	98,1	98,5
Rural	20,5	21,6	23,9	26	28,4	30,2	32,7

Fonte: Adaptado de IPEA, 2012

Para reduzir a quantidade de RSU dispostos em aterros sanitários, é necessário que haja investimentos na coleta seletiva. A coleta seletiva de materiais recicláveis, entre 2000 e 2008, cresceu consideravelmente e hoje é feita, em sua maioria, de maneira informal por catadores e, assim, não é contabilizada nas estatísticas oficiais.

Segundo o diagnóstico do Plano Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), houve aumento de 120% no número de municípios que desenvolvem tais programas, totalizando 994, localizados, em sua maioria, nas regiões Sul e Sudeste do Brasil. Outro fator relevante é que a coleta seletiva é exercida na maioria dos municípios de grande porte e por mais da metade dos municípios de médio porte, de acordo com o IBGE, porém é distribuída de forma desigual no território de maneira que as regiões Norte e Nordeste apresentam as menores taxas. Esse marco ainda não ultrapassa 18% do total de municípios brasileiros.

Para o planejamento de políticas de estímulo à coleta seletiva, é importante avaliar os custos dos programas de coleta seletiva existentes, porém esse dado não foi coletado nem pelo SNIS, nem pela Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB).

Alternativa para redução de RSU em aterros é a implantação de estações de triagem sem coleta seletiva anterior, ainda que seja de menor eficiência do que os programas de coleta seletiva. Dados do SNIS mostram que essas estações estão presentes, em sua maioria, nos municípios de grande porte (50%), seguidos dos de médio porte (19%) e pequeno porte (7%), principalmente nas regiões Sul e Sudeste, que detêm 35% do total de municípios com essas instalações.

1.2.3 DESTINAÇÃO DE RSU

A destinação final ambientalmente adequada está descrita na Lei nº 12.305/2010. Segundo essa lei, somente depois de esgotadas todas as possibilidades de tratamento e recuperação por processos tecnológicos disponíveis e economicamente viáveis, o material pode ser considerado rejeito e deve seguir para disposição final ambientalmente adequada. A disposição final ambientalmente adequada é definida como a distribuição ordenada de rejeitos em aterros sanitários, observando normas operacionais específicas de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança e minimizando os impactos ambientais adversos.

Dados da Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE, 2013) informam que, dos resíduos coletados em 2011, 58% foram destinados a aterros sanitários, 24% a aterros controlados e 17% a lixões. Isso implica aproximadamente 75 mil toneladas diárias com destinação inadequada, que não dispõem do conjunto de sistemas e medidas necessárias para proteção do ambiente contra danos e degradações. Apesar das determinações legais e dos esforços empreendidos, essa destinação inadequada de RSU está presente em todos os estados brasileiros. A maior porcentagem de resíduos depositados em aterros sanitários é das regiões Sudeste e Sul, respectivamente, 72% e 70%, em comparação com outras regiões, enquanto a região Norte conta com o maior índice de destinação em lixões (35%). Não foram informados os resíduos distribuídos em unidades de compostagem, unidades de triagem e reciclagem e unidades de incineração e de biodigestão.

Os RSU apresentam alto percentual de matéria orgânica, porém esse percentual orgânico, em sua maioria, não é separado dos demais resíduos domiciliares. Despesas com a destinação final poderiam ser evitadas com a separação na fonte de geração e o encaminhamento do resíduo orgânico para tratamento específico, como compostagem ou biodigestão. Dados do SINIS mostram que, do total estimado de resíduos orgânicos que são coletados, somente 1,6% é encaminhado para tratamento via compostagem. São 211 municípios brasileiros com unidades de compostagem, sendo que os estados de Minas Gerais e Rio Grande do Sul têm a maior concentração, 78 e 66 unidades, respectivamente.

Há, ainda, a possibilidade de utilização do aproveitamento do biogás produzido pela degradação dos resíduos dispostos em aterros sanitários. Um aterro de resíduos sólidos pode ser considerado como um reator biológico, onde as principais entradas são os resíduos e a água, e as principais saídas são os gases e o chorume. A decomposição da matéria orgânica ocorre por dois processos. O primeiro é de decomposição aeróbia e ocorre normalmente no período de deposição do resíduo. Após esse período, a redução do O_2 presente nos resíduos dá origem ao processo de decomposição anaeróbia ou biodigestão.

Após a disposição dos resíduos sólidos, inicia-se a geração de biogás, ainda nos primeiros três meses após a disposição, podendo continuar por um período de 20, 30 ou até mais anos depois do encerramento do aterro. O gás proveniente dos aterros, predominantemente metano e dióxido de carbono – CH_4 e CO_2 –, contribui consideravelmente para o aumento das emissões globais. Estimativas da composição e quantidade do biogás a ser produzido no aterro podem ser obtidas com a utilização do modelo matemático do Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC, Waste Model.

Diante dos fatos apresentados, torna-se necessária a implantação de novas unidades de compostagem ou de biodigestão, com critérios técnicos adequados para obtenção do licenciamento ambiental do empreendimento, em função da quantidade de resíduo orgânico a ser tratado.

Os resíduos orgânicos devem ser separados na fonte e, para isso, deve haver campanhas de conscientização ambiental da população na separação dos RSU de forma que a qualidade final do composto seja diretamente proporcional à eficiência na separação.

As maiores deficiências na gestão dos resíduos sólidos encontram-se nos municípios de pequeno porte (até 100 mil habitantes) e naqueles localizados na região Nordeste. Para se obter um programa de gestão de RSU integrado e eficiente, é necessário que sejam realizados estudos de viabilidade técnico-econômica de forma a comparar sistemas públicos e sistemas privados em municípios de diferentes tamanhos. De posse desses estudos, é possível pleitear recursos da União, aliados aos recursos já estabelecidos no art. 45 da Lei nº 12.305/2010, que estabelece que “Os consórcios públicos constituídos, nos termos da Lei, com o objetivo de viabilizar a descentralização e a prestação de serviços públicos que envolvam resíduos sólidos, têm prioridade na obtenção dos incentivos instituídos pelo Governo Federal”.

1.3 CONSUMO DE ENERGIA NA CADEIA DE RSU

1.3.1 CONSIDERAÇÕES INICIAIS

Em primeiro lugar, é necessário discutir a natureza da demanda energética para a atividade de coleta de lixo urbano. Ao contrário do segmento de tratamento de esgotos, no qual a maior fração de consumo de energia acontece dentro dos limites físicos da estação de tratamento de esgotos (ETE), pode-se considerar que a demanda de energéticos para o serviço de coleta de RSU ocorre integralmente fora dos locais de disposição final, por meio do consumo de combustíveis líquidos em caminhões e demais veículos destinados a esse serviço.

Nesse sentido, é importante, inicialmente, conhecer a frota de veículos em cada unidade da Federação (UF), com detalhamento por tipo, inclusive. O consumo específico médio também é de suma relevância para estimar a demanda global de energia. Esses dados serão apresentados nas seções posteriores.

Uma vez calculada a demanda energética da atividade de RSU, torna-se mandatório abater esse montante do segmento de transportes. Caso contrário, haverá dupla contagem nas matrizes energética e de emissões de GEE. O mesmo problema é verificado no segmento de esgotos, quando a demanda elétrica das ETE precisa ser abatida do setor público brasileiro.

Essa medida contábil é recomendada pela Agência Internacional de Energia (IEA) e adotada usualmente pelo Balanço Energético Nacional (BEN) sempre que se deseja destacar alguma atividade econômica em particular (EPE, 2014).

Portanto, a fim de manter a coerência com a metodologia internacional de balanços energéticos (IEA, 2005), o segmento de esgotos enseja o abatimento de uma parcela da eletricidade do setor público, enquanto a atividade de recolhimento de lixo nas zonas urbanas carece de posterior desconto do respectivo montante do óleo diesel no setor de transportes.

1.3.2 FROTA DE VEÍCULOS PARA COLETA DE RSU

O Ministério das Cidades, por meio da Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (SNSA), publica anualmente um relatório com dados referentes ao segmento de resíduos sólidos urbanos no Brasil (MCIDADES, 2014). Trata-se de uma compilação das informações coletadas pelo SNIS.

Uma das informações disponíveis em nível municipal é a frota de veículos para a coleta de resíduos sólidos urbanos em zonas urbanas do país. Inclusive, o SNIS informa o tipo de veículo utilizado: caminhão compactador (Figura 6), caminhão basculante carroceria ou baú (Figura 7), caminhão poliguindaste (Figura 8), trator agrícola com reboque (Figura 9), tração animal (Figura 10) e embarcações (Figura 11).

Na edição referente ao ano de 2012, consta uma frota total de 22.080 veículos atuando na coleta de RSU, sendo 11.929 pertencentes a agentes privados (54,0%) e 10.151 unidades de agentes públicos (46,0%). A tabulação completa dessa frota é apresentada na Tabela 4.

Na análise geográfica, percebe-se que a região Sudeste concentra a maior fração: 43,3% do total (9.562 unidades). Em ordem decrescente, as regiões Nordeste (25,3% ou 5.593 equipamentos), Sul (17,0% ou 3.750 veículos), Centro-Oeste (7,4% ou 1.635 unidades) e Norte (fração de 7,0% ou 1.540 máquinas).

Os dois estados com mais veículos são Minas Gerais e São Paulo, com 2.391 e 5.094, respectivamente. Juntas, essas duas UF agregam mais de um terço dos equipamentos de coleta urbana de lixo em território brasileiro. No outro extremo, aparecem Amapá e Roraima com as menores participações nacionais: 0,1% e 0,2% (ou 18 e 37 equipamentos, respectivamente).

No que se refere ao tipo de maquinário, foram informados 9.830 caminhões basculantes (44,5% do total), 8.049 caminhões compactadores (36,5%), 2.443 tratores agrícolas com reboque (11,1%), 812 caminhões poliguindastes (3,7%), 734 equipamentos com tração animal (3,3%) e 212 embarcações (1,0%).

Tabela 4 – Frota Brasileira de Veículos para Coleta de Resíduos Sólidos Urbanos – Ano 2012

Região Geográfica	Uf	Caminhão Compactador	Caminhão Basculante	Caminhão Poliguindaste	Trator Agrícola	Tração Animal	Embarcações
NORTE	AC	18	37	2	2	0	0
	AM	107	130	1	9	0	10
	AP	10	5	1	1	0	1
	PA	253	312	28	92	89	7
	RO	56	26	2	9	0	0
	RR	17	15	2	3	0	0
	TO	46	192	5	49	1	2
NORDESTE	AL	88	153	5	26	22	10
	BA	375	695	42	98	126	10
	CE	242	767	67	52	42	1
	MA	71	302	9	27	41	0
	PB	94	286	9	104	7	5
	PE	233	341	16	47	3	11
	PI	53	216	2	23	75	8
	RN	119	229	149	80	9	2
	SE	55	97	3	30	16	0
SUL	PR	647	705	48	222	8	2
	RS	547	620	34	100	18	5
	SC	408	284	27	58	6	11
SUDESTE	ES	168	170	31	50	4	8
	MG	757	1.020	62	399	114	39
	RJ	717	693	79	134	1	22
	SP	2.337	1.977	167	515	44	54
CENTRO-OESTE	DF	106	15	0	0	0	0
	GO	296	341	14	187	3	1
	MS	123	103	4	89	99	3
	MT	106	99	3	37	6	0
TOTAL POR TIPO DE VEÍCULO		8.049	9.830	812	2.443	734	212

Fonte: MCIDADES, 2014



Figura 6 – Caminhão Compactador para Coleta Urbana de Lixo

Fonte: Site da Prefeitura Municipal de Montalvânia (MG), 2014



Figura 7 – Caminhão Basculante para Coleta Urbana de Lixo

Fonte: Site da Prefeitura Municipal de Três Arroios (RS), 2014



Figura 8 – Caminhão Poliguindaste para Coleta Urbana de Lixo

Fonte: Site da Brucaville, 2014



Figura 9 – Trator Agrícola com Reboque para Coleta Urbana de Lixo

Fonte: Site da Percolado, 2014



Figura 10 – Tração Animal para Coleta Urbana de Lixo

Fonte: SANEPAR, 2014



Figura 11 – Embarcação para Coleta Urbana de Lixo

Fonte: Site BEMPARANÁ, 2014

Portanto, excluindo-se a parcela de 3,3% da frota com tração animal, deduz-se que 96,7% dos equipamentos de coleta de RSU no Brasil (21.346 unidades) são caminhões, tratores ou barcos, portanto são motorizados e consomem óleo diesel. Na seção subsequente, apresenta-se estimativa para demanda anual de diesel desses equipamentos.

1.3.3 CONSUMO DE ENERGIA PARA COLETA DE RSU

Após a análise quantitativa dos dados da frota de coleta de lixo nacional, é possível iniciar a estimativa de demanda de energia desses equipamentos. Para tal, é obrigatório obter o consumo específico para cada tipo de veículo, o que nem sempre é fácil.

Lino (2009) informa que os caminhões de lixo brasileiros consomem, em média, 1,6 litro de óleo diesel por quilômetro rodado. Esse indicador técnico é referendado pelo fabricante de caminhões MAN (MAN, 2014), que testou, no início de 2014, para a Prefeitura do Rio de Janeiro, caminhões híbridos cujo consumo era 25% inferior ao usual.⁴

Dessa maneira, será adotado o consumo específico da referência mais recente para todos os três tipos de caminhões (compactador, com basculante e poliguindaste). Multiplicando o indicador citado pela velocidade média dos caminhões na jornada (vide Anexo I), é possível obter um consumo específico horário, em vez de em função da distância percorrida. Nesse caso, os caminhões de lixo demandam 6,21 l/h.

Os tratores agrícolas com reboque são mais leves que os caminhões e têm aplicação em terrenos mais acidentados, além de vias mais estreitas e/ou inclinadas. Em contrapartida, carregam menos peso por viagem e, assim, apresentam consumo específico menor.

O fabricante do modelo mostrado na Figura 9 divulga demanda específica de um litro por hora trabalhada (AGRALE, 2014), o que representaria aproximadamente 1/6 daquele observado em caminhões.

No que se refere às embarcações, há vasta gama de barcos utilizados na atividade de recolhimento de lixo. Infelizmente, o levantamento do SNIS (MCIDADES, 2014) não detalha o tipo de embarcação mais comum no país para essa atividade. Entretanto, é possível dizer que, provavelmente, são modelos de pequeno porte, com motores a diesel, operando em baixa velocidade. Segundo o site especializado Angel Marine (2014), na condição descrita, motores marítimos a diesel consomem em torno de 200 ml de diesel por hora e por cavalo de potência nominal.

Considerando ainda o porte pequeno (entre 7 HP e 10 HP de potência) e a carga média típica de 60% no regime normal de operação, obtém-se consumo específico de um litro por hora de navegação.

Logo, o problema foi simplificado uma vez que embarcações e tratores têm o mesmo consumo específico. Além disso, todos os veículos apresentam dados na mesma base de comparação (litros/hora). A etapa subsequente é definir a jornada mensal de cada equipamento.

Os caminhões dos três tipos (compactadores, com basculantes e poliguindaste) operam em dois turnos de oito horas, todos os dias do mês (2 turnos/dia x 8 h/turno x 365 dias/ano = 5.840 h/ano).

Já os tratores com reboque costumam funcionar em um único turno diário, embora trabalhem todos os dias do ano (1 turno/dia x 8 h/turno x 365 dias/ano = 2.920 h/ano). Por último, a jornada dos barcos será considerada a mesma daquela calculada para os tratores. Finalmente, a Tabela 5 apresenta o cálculo para a demanda de diesel na atividade de coleta de lixo no Brasil, tendo como base o ano de 2012.

4 Conforme parâmetros de cálculo apresentados no Anexo I, é possível deduzir que o consumo normal da frota de caminhões de lixo da cidade do Rio de Janeiro é de 1,61 l/km.

Tabela 5 – Estimativa do Consumo de Óleo Diesel para Coleta de RSU

Tipo de veículo para coleta de RSU	Quantidade por tipo de veículo	Consumo específico [l/h]	Jornada anual [h]	Consumo total de óleo diesel [l/ano]
Caminhões	18.691	6,21	5.840	677.855.282
Tratores	2.443	1	2.920	7.133.560
Embarcações	212	1	2.920	619.040

Fonte: Elaboração própria

O resultado é a demanda total de 685,6 mil m³ anuais de óleo diesel para essa finalidade. A fim de prover uma ordem de grandeza, esse montante significa apenas 1,5% do consumo de óleo diesel do setor de transportes nacional no mesmo ano (EPE, 2014).

Algumas cidades grandes brasileiras contam com centros de transbordo – nos quais também funcionam sistemas de triagem de recicláveis – que recebem o RSU (coletado pela frota informada na Tabela 5) e posteriormente o despacham para os locais de destinação final em carretas imensas, com capacidade aproximada de 45 m³. Apesar de Fernandes (2013) apresentar a quantidade de carretas que fazem esse serviço da cidade do Rio de Janeiro, não existem informações acerca da frota nacional nem da distância média percorrida diariamente por esses veículos. Logo, não é possível estimar a demanda de óleo diesel nessa fração do percurso.

Nos aterros sanitários, lixões e demais locais de destinação final de RSU, existem máquinas como tratores e retroescavadeiras que movimentam montanhas de resíduos pelo sítio. Apesar de essa frota ser quantificada pelo SNIS, não foi encontrada na literatura qualquer referência a respeito do regime de operação dessas máquinas, bem como seu consumo específico de óleo diesel. Assim, mais uma vez, não é possível calcular a demanda de combustível nessa etapa da cadeia do RSU.

Entretanto, vale ressaltar que os autores deste relatório acreditam que as duas parcelas acima descritas, que não puderam ser calculadas, sejam ambas diminutas em face do montante apresentado na Tabela 5. Assim, caso fosse possível estimar as duas frações e somá-las com a demanda para coleta, muito provavelmente o total ainda seria inferior a 2,0% do consumo de óleo diesel do setor de transportes brasileiro.

Posteriormente, para o cálculo das emissões relativas ao consumo de energia nos cenários de referência, baixo carbono e baixo carbono com inovação, serão considerados os fatores padrão de emissão para combustão do tipo não estacionária do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC, 2006), escolhendo-se a Tier 1 em razão da ausência de dados nacionais confiáveis a respeito de emissões em motores a ciclo diesel. No caso, o fator de emissão para CO₂ será de 74.100 kg/TJ, e o fator de emissão para CH₄ será de 3,9 kg/TJ.

1.4 EMISSÕES NA CADEIA DE RSU

Segundo o IPCC, a disposição final de RSU em vazadouros pode produzir metano, poderoso GEE cujo GWP⁵ 100 anos AR5-2014 remonta a 28. Dado que se trata de uma medida relativa que compara o gás em questão com a mesma quantidade de CO₂, cujo potencial é definido como 1 (um), esse valor traduz que os impactos causados pelo metano ao efeito estufa atmosférico são 21 vezes mais potentes do que os causados pelo dióxido de carbono.

No caso de tratamento por meio de compostagem, podem ser emitidos metano e óxido nitroso, sendo o GWP deste igual a 265 – ou seja, trata-se de um gás 265 mais potente que o CO₂ em termos do potencial de aquecimento –, embora seja o menos emitido dentre os principais GEE. Há, ainda, a alternativa de incineração que, além dos dois gases anteriores, emite dióxido de carbono decorrente dos plásticos presentes. As formas de disposição final e de tratamento dos RSU podem ser associadas à geração de energia e à sua conservação por meio da reciclagem.

Os depósitos de lixo, aterros e lixões são emissores de CH₄ porque acondicionam os RSU em condições anaeróbias. A matéria orgânica presente nos RSU sofre um processo de fermentação por bactérias metanogênicas que liberam, para a atmosfera, quantidades desse gás que podem ser expressivas. A emissão do metano se dá por fatores como quantidade de resíduos, idade do depósito, presença de ambiente anaeróbio, acidez e condições construtivas e de manejo. Quanto melhores as condições de controle dos aterros e profundidade dos lixões, que aperfeiçoam suas condições sanitárias, maior o potencial de emissão de metano. Contudo, o total das emissões varia em função do volume de lixo produzido, do conteúdo de matéria orgânica em sua composição e das condições de anaerobiose de sua disposição.

Consoante as estimativas das emissões de GEE – até o ano de 2010 – apresentadas na sequência deste documento, estas se referem aos resultados aferidos pela TCN (MCTIC, 2016). O método utilizado neste inventário para a estimativa das emissões provenientes dos aterros foi o de decaimento de primeira ordem (Tier 2), do *Guia IPCC 1996*⁶ e do *Guia de Boas Práticas 2001*⁷, que considera que a emissão de CH₄ persiste ao longo de uma série de anos após a disposição do resíduo. Para sua aplicação, foram considerados dados e informações relativos a:

- População urbana;
- Quantidade de resíduo aterrada;
- Composição do resíduo;
- Clima (médias anuais de temperatura e chuva);
- Qualidade de operação do aterro;
- Quantidade de CH₄ recuperada e oxidada.

5 O potencial de aquecimento global (em inglês, *global warming potential* – GWP) é calculado sobre um intervalo de tempo específico e este valor deve ser declarado para a comparação.

6 Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories (IPCC, 1996).

7 Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories (IPCC, 2001).

Com relação à população urbana, foram levantados dados de todos os municípios do país, valendo-se dos resultados censitários aferidos pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) para os anos de 1970, 1980, 1991 e 2000, além da Contagem da População de 2007 (IBGE, 2009). A população urbana, nos anos de 2005 e 2010, foi estimada empregando-se a taxa de crescimento populacional urbano da última década, correspondentemente a cada município.

Os tipos e taxas de produção de resíduos sólidos no país variam devido à grande extensão territorial e às diferenças regionais, econômicas e sociais. Segundo estudos realizados pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (Cetesb), ligada à Secretaria do Meio Ambiente do Governo do Estado de São Paulo, em grande número de municípios do estado de São Paulo, a taxa de geração de resíduos por habitante variava, em 2009, entre 0,4 kg/habitante/dia e 0,7 kg/habitante/dia, de acordo com o número de habitantes do município. A TCN adotou uma equação para a estimativa de geração entre 1970 e 2008 e, a partir deste ano, equações por região, baseando-se em dados da Abrelpe (MCTIC, 2004, 2010 e 2015).

Segundo a PNSB 2008 (IBGE, 2010), a disposição e o tratamento de resíduos sólidos no país assumiram a distribuição conforme a Figura 12, em que mais de três quartos eram depositados em lixões a céu aberto.

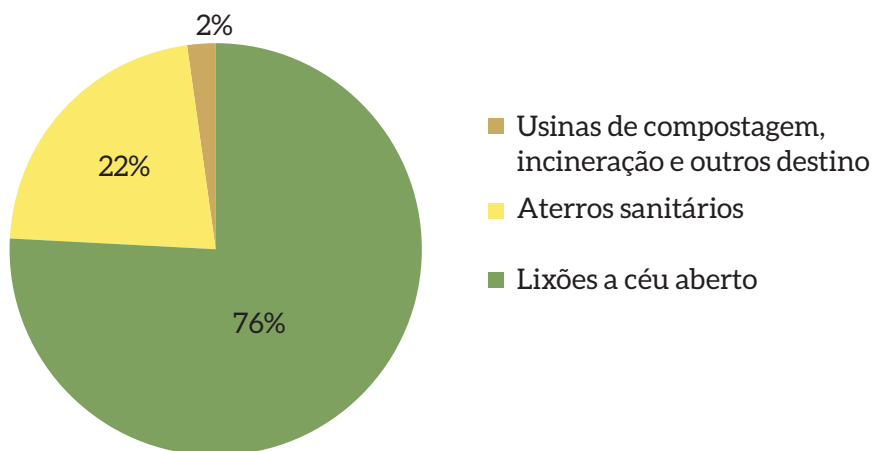


Figura 12 – Distribuição do Tratamento de Resíduos Sólidos em 2008

Fonte: IBGE, 2010

Quanto aos fatores de emissão, a TCN utilizou valores default do *guideline* de 2006 do IPCC (IPCC, 2006), dada a ausência de dados específicos à configuração nacional e/ou regional disponíveis na literatura. Nesse sentido, deve-se ressaltar a escassez de dados sobre a quantidade total de resíduo gerado e a fração de resíduos destinada a aterro, bem como a inexistência de levantamentos detalhados sobre as condições dos locais de disposição de resíduos sólidos, ou da composição média desses resíduos.

Assim, a quantidade de resíduos depositada em aterros foi estimada por meio do produto da taxa de resíduo coletado *per capita* pela população urbana, sendo estimada também a taxa de geração de RSU *per capita* a partir de dados adaptados da Cetesb e da Abrelpe, desta última, utilizados para estimar as quantidades aterradas em 2010. Os demais dados (anos intermediários) foram interpolados linearmente.

Os dados sobre composição de resíduos foram classificados, como indicado no *Guia de Boas Práticas IPCC 2000* (IPCC, 2001), nas seguintes frações de resíduo correspondentes a: papéis e têxteis; podas de jardins, parques e outros putrescíveis não alimentares; alimentos; madeira e palha. A partir dos dados de composição de resíduos, disponíveis para alguns estados e municípios, foram estimadas regressões lineares para cada região do país.

Para o fator de correção do metano, utilizou-se a seguinte classificação recomendada:

- Aterro sanitário (1,0);
- Local não gerenciado com profundidade igual ou superior a cinco metros (0,8);
- Local não gerenciado com menos de cinco metros de profundidade (0,4);
- Depósito de lixo não classificado (0,6);
- Frações de carbono orgânico degradável e de metano no gás de aterro (0,5 para ambos – valor default).

Na estimativa das emissões de CH_4 , foram descontadas as quantidades recuperadas, sendo, por outro lado, consideradas (a partir de 2003) as reduções relatadas nos documentos de monitoramento das atividades de projeto de mecanismo de desenvolvimento limpo (MDL) em aterros sanitários no Brasil, para as quais houve reduções certificadas de emissão (RCEs⁸), emitidas pelo Conselho Executivo do MDL. Essas quantidades de metano reduzidas são descontadas das emissões dos municípios onde se situam as atividades de projeto MDL.

Devido à possibilidade (comum) de um aterro específico receber resíduos de várias localidades e municípios, a quantidade de metano recuperada pode ser superior à emissão correspondente ao município ao qual o aterro pertence. No segundo inventário, foi considerado que todas as cidades com mais de 1 milhão de habitantes seriam providas de aterros sanitários, sendo, nesses casos, o fator de oxidação (OX) igual a 0,1, de acordo com o *Guia IPCC de Boas Práticas 2000* (IPCC, 2000). Para cidades de população inferior, tal fator foi assumido como nulo. Com essas hipóteses, a TCN estimou as emissões de CH_4 pela disposição de resíduos sólidos para os anos de 1990, 1995, 2000, 2005 e 2010, conforme apresentado na Figura 13.

Considerando-se o período de 1990 a 2010, as emissões de metano aumentaram aproximadamente 61% no país, saltando de 824 para 1.327 gigagramas (Gg),⁸ respectivamente. Esse crescimento, conforme a TCN (MCTI, 2016), deveu-se a crescimento demográfico, mudanças de hábitos, melhoria na qualidade de vida e desenvolvimento industrial, que causaram o aumento na quantidade gerada de resíduos.

⁸ 1 gigagrama = mil toneladas.

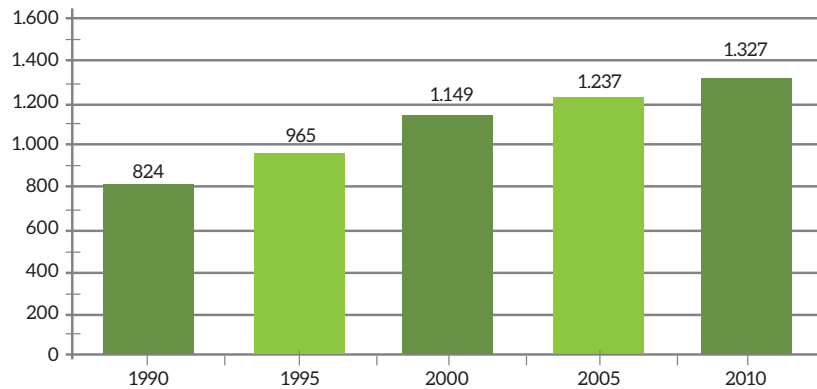


Figura 13 – Emissões de CH₄ (Gg) pela Disposição de Resíduos Sólidos no Brasil (1990-2005)

Fonte: MCTIC, 2016

Para a construção dos cenários de emissões de GEE, posteriormente, será considerada a mesma metodologia aplicada na TCN. Por esse motivo, cabe discorrer brevemente sobre os procedimentos de cálculo, inicialmente referentes às emissões de metano (CH₄) provenientes da disposição de resíduos sólidos. Conforme o **Guia IPCC 1996** (IPCC, 2006), a equação básica do Modelo de Decaimento de Primeira Ordem é:

$$\text{Equação 1: } \text{DDOC}_m = \text{DDOC}_m(0) * e^{(-kt)}$$

Onde,

DDOC_m(0) = massa putrescível do carbono organicamente degradável (DOC) no início da reação, quando t=0 e e^{-kt}=1;

k = constante de reação;

t = tempo em anos;

DDOC_m = massa de DDOC em qualquer tempo.

Pela Equação 1, pode-se perceber que, no final do primeiro ano (indo do ponto 0 para o ponto 1 no eixo do tempo), a massa de DDOC que não se decompôs no vazadouro de lixo é:

$$\text{Equação 2: } \text{DDOC}_m(1) = \text{DDOC}_m - \text{DDOC}_m(0) * e^{(-kt)}$$

e a massa de DDOC decomposta em CH₄ e CO₂ será:

$$\text{Equação 3: } \text{DDOC}_{m\text{decomp}}(1) = \text{DDOC}_m(0) * (1 - e^{-k})$$

Na reação de primeira ordem, a quantidade de produto (aqui $DDOC_m$ decomposto) é sempre proporcional à quantidade de reagente (aqui $DDOC_m$). Isso significa que não é considerada a existência de material quando o $DDOC_m$ for depositado e que, mesmo havendo quantidade acumulada de $DDOC_m$ no vazadouro por vários anos de depósito, a produção de CH_4 pode ser calculada como se todos os anos fossem juntos, o primeiro ano na série histórica.

A hipótese básica para a geração de CH_4 de todos os resíduos depositados em qualquer ano inicia no dia 1º de janeiro do ano seguinte ao da disposição. Isso é o mesmo que um atraso de seis meses sobre o início da geração substancial de metano (o prazo é tomado para que as condições anaeróbicas sejam bem estabelecidas). Entretanto, inclui a possibilidade de a reação começar no próprio ano de disposição dos resíduos. Isso requer cálculos separados para o ano de disposição.

As equações utilizadas na sequência dos cálculos são apresentadas a seguir. Como a matemática aplicada a todas as frações e categorias dos resíduos é a mesma, a caracterização de fração ou categoria foi omitida das equações 4 a 10.

$$\text{Equação 4: } DDOC_{m_d(T)} = W_T * DOC * DOC_f * MCF$$

A quantidade depositada $DDOC_m$ que continua sem decompor no final do ano de disposição T:

$$\text{Equação 5: } DDOC_{m_{rem}(T)} = DDOC_{m_d(T)} * e^{[-k * ((13-M)/12)]}$$

A quantidade de $DDOC_m$ acumulada no vazadouro no final do ano T:

$$\text{Equação 6: } DDOC_{m_a(T)} = DDOC_{m_{rem}(T)} + \left(DDOC_{m_a(T-1)} * e^{-k} \right)$$

A quantidade total de $DDOC_m$ decomposta no ano T:

$$\text{Equação 7: } DDOC_{m_{decomp}(T)} = DDOC_{m_{decomp}(T)} + \left(DDOC_{m_a(T-1)} * (1 - e^{-k}) \right)$$

A quantidade de metano gerado do DOC decomposto:

$$\text{Equação 8: } CH_{4\text{gerado}} = DDOC_{m_{decomp}(T)} * F * 16 / 12$$

Quantidade de metano emitido:

$$\text{Equação 9: } CH_{4\text{emitido no ano T}} = \left(\sum CH_{4\text{gerado}}(x.T) - R(T) \right) * (1 - OX(T))$$

Onde:

T = ano do inventário

x = fração do material/categoria do resíduo

W(T) = quantidade depositada no ano T

MCF = Fator de Correção do Metano

DOC = Carbono Organicamente Degradável (sob condições anaeróbicas)

DOCf = Fração de DOC decomposto sob condições anaeróbicas

DDOC = Carbono Organicamente Degradável Putrescível (sob condições anaeróbicas)

DDOCmd(T) = massa de DDOC depositada no ano T

DDOCmrem(T) = massa de DDOC depositada no ano do inventário T, continuando não decomposta no final do ano

DDOCmdec(T) = massa de DDOC depositada no ano do inventário T, decomposta durante o ano

DDOCma(T) = massa total de DDOC não decomposta no final do ano T

DDOCma(T-1) = massa total de DDOC não decomposta no final do ano T-1

DDOCmdecomp(T) = massa total de DDOC decomposta no ano T

CH₄ gerado(T) = CH₄ gerado no ano T

F = Fração de CH₄ em volume no gás de aterro

16/12 = Conversão pelo peso molecular de CH₄/C

R(T) = Recuperação de CH₄ no ano T

OX(T) = Fator de Oxidação no ano T (fração)

k = constante de reação

M = Mês de início da reação (= atraso + 7)

Para estimativa de emissões de CO₂ e de N₂O pela incineração de resíduos, a TCN valeu-se igualmente da metodologia do *Guia IPCC de Boas Práticas 2000* (IPCC, 2000) e do *Guia IPCC 2006* (IPCC, 2006), que consideram que a estimativa de emissão de CO₂ é determinada pelo tipo de resíduo incinerado, pelo carbono contido no tipo de resíduo, pela sua fração de carbono fóssil e pela eficiência de queima dos incineradores. Analogamente, a estimativa de emissões de N₂O é determinada pelo tipo e quantidade de resíduo incinerado e o fator de emissão para cada tipo de resíduo.

Para estimar o percentual de carbono de origem fóssil nos resíduos sólidos municipais, o inventário considerou a análise feita para a disposição de resíduos em aterros, bem como a ocorrência de uma tendência de aumento da quantidade de carbono de origem fóssil nos resíduos sólidos, procurando-se melhor correlacionar a variação desse percentual para as cinco regiões do país.

Com respeito aos outros tipos de resíduos (perigosos, de serviços de saúde e de lodo de esgoto), foram utilizados os valores default do *Guia IPCC de Boas Práticas 2000* (IPCC, 2000), mediante a impossibilidade de mensuração da quantidade de carbono de origem fóssil nesses tipos de resíduos.

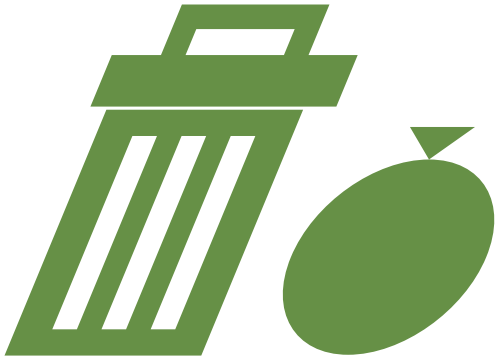
Especificamente quanto às estimativas das emissões relativas à incineração de resíduos perigosos, utilizaram-se dados disponíveis da Associação Brasileira de Empresas de Tratamento de Resíduos (ABETRE, 2006), do SNIS e de operadores e fabricantes de incineradores que responderam à solicitação de dados feita pela Cetesb.

Os valores default do *Guia IPCC de Boas Práticas 2000* (IPCC, 2000) também foram utilizados com relação à eficiência de queima dos incineradores de resíduo, pois não foram identificados dados nacionais sobre essa variável até a finalização do documento. Já para o caso do fator de emissão de N_2O , foram empregados os valores default do *Guia IPCC 2006* (IPCC, 2006). As emissões de dióxido de carbono e óxido nitroso relativas à incineração de resíduos sólidos no Brasil são apresentadas na Tabela 6, pela qual se evidencia o grande incremento, em particular das emissões de CO_2 , no período.

Tabela 6 – Emissões de CO_2 e N_2O pela Incineração de Resíduos Sólidos no Brasil (1990-2010)

Ano	Emissões absolutas (Gg)	
	CO_2	N_2O
1990	19	0
1995	78	0
2000	95	0,01
2005	128	0,01
2010	175	0,01

Fonte: MCTI, 2015



Efluentes

Capítulo

2

2 EFLUENTES

2.1 CARACTERIZAÇÃO DOS EFLUENTES

De acordo com a Resolução Conama 430/2011 (BRASIL, 2011), “efluente” é o termo usado para caracterizar os despejos líquidos de diversas atividades ou processos. Também denominados resíduos líquidos urbanos, podem ser divididos em três categorias, a saber: águas pluviais, esgotos domésticos e efluentes líquidos industriais. A seguir, serão detalhados esses grupos.

O primeiro tipo é constituído pela água de chuva que escoar pelas vias públicas e é coletada pelos sistemas de drenagem urbana. Em algumas cidades (como Paris, por exemplo), as águas pluviais são captadas pela mesma rede de esgoto domiciliar e industrial (MONAYNA, 2012). Esse modelo se denomina “sistema de esgotamento unitário” e apresenta altos custos de construção e de tratamento do efluente.

No Brasil, a opção foi adotar o “sistema separador absoluto”, o qual mantém segregadas as redes de esgoto sanitário e de drenagem urbana, além de exigir menor aporte pecuniário na fase inicial. Nesse caso, a primeira parcela é encaminhada para as ETE, enquanto a rede de drenagem urbana deságua diretamente em ambientes de água doce,⁹ salobra¹⁰ ou salina,¹¹ sem qualquer tratamento prévio.

Ainda segundo a Resolução Conama 430/2011 (BRASIL, 2011), “esgotos sanitários” é a denominação genérica para despejos líquidos residenciais, comerciais, águas de infiltração na rede coletora, os quais podem conter parcela de efluentes industriais e efluentes não domésticos.

Neste documento, faz-se a distinção objetiva entre esgotos domésticos e os efluentes líquidos industriais. O primeiro grupo se refere à água residual das edificações, gerada após o uso cotidiano de banheiros, cozinhas e dependências de serviço (ações como limpeza de mãos, escovação dentária, banhos, lavagem de roupas e louças, preparo de alimentos e descarga de vasos sanitários, entre outros usos).

⁹ Água doce: água com salinidade igual ou inferior a 0,5 ‰ (BRASIL, 2005).

¹⁰ Água salobra: água com salinidade superior a 0,5 ‰ e inferior a 30 ‰ (BRASIL, 2005).

¹¹ Água salina: água com salinidade igual ou superior a 30 ‰ (BRASIL, 2005).

Cabe esclarecer, neste ponto, que os esgotos domésticos são oriundos não somente de residências, mas também de estabelecimentos comerciais, instituições públicas ou quaisquer edificações que contenham banheiros, lavanderias ou cozinhas.

A composição do esgoto sanitário depende de vários fatores que, por sua vez, oscilam regionalmente ou em função da classe social de um determinado estrato da população, tais como seus hábitos alimentares (tipo e quantidade diária de comida) e de higiene pessoal, além das condições climáticas locais, dentre outros pontos.

A Tabela 7 mostra uma síntese publicada pelo Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC, 2006) a respeito da demanda bioquímica de oxigênio (DBO)¹² do esgoto doméstico, estimada para alguns países ou regiões selecionados.

Tabela 7 – Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) no Esgoto Doméstico

País/Região	DBO [g/pessoa/dia]	Intervalo
África	37	35 – 45
Egito	34	27 – 41
Ásia, Oriente Médio, América Latina	40	35 – 45
Índia	34	27 – 41
Cisjordânia e Faixa de Gaza (Palestina)	50	32 – 68
Japão	42	40 – 45
Brasil	50	45 – 55
Canadá, Rússia, Europa, Oceania	60	50 – 70
Dinamarca	62	55 – 68
Alemanha	62	55 – 68
Grécia	57	55 – 60
Itália	60	49 – 60
Suécia	75	68 – 82
Turquia	38	27 – 50
Estados Unidos	85	50 – 120

Fonte: IPCC, 2006

¹² A demanda bioquímica de oxigênio corresponde à quantidade de oxigênio necessária para a oxidação da matéria orgânica sob condições aeróbicas. Portanto, quanto maior o indicador mostrado na Tabela 7, maior será a demanda de oxigênio para degradação da matéria orgânica gerada por um indivíduo. A DBO é um bom proxy do perfil alimentar de uma sociedade, pois reflete (indiretamente) a quantidade e a qualidade da alimentação.

Contudo, de maneira mais simples, é possível afirmar que o esgoto é composto, em volume, por 99,99% de água. O restante, 0,01%, em volume, seria a fração sólida, composta por partículas orgânicas e inorgânicas, suspensas e dissolvidas, além de microrganismos (VON SPERLING, 1996).

Essa fração diminuta (0,01%) é a parcela que será removida nas ETE, sendo constituída majoritariamente por matéria em decomposição (restos de alimentos e excretas) e resíduos diversos (sabão, plásticos, algodão, papelão, cosméticos, preservativos, absorventes higiênicos, etc.).

Segundo Jordão e Pessoa (1995), do ponto de vista físico-químico, pode-se afirmar que 70% dos sólidos presentes no esgoto doméstico são constituídos por matéria orgânica, especialmente proteínas, carboidratos, gordura e óleos. Minoritariamente, encontram-se ureia, surfactantes, fenóis e pesticidas.

Os 30% restantes nas águas residuais são o montante de matéria inorgânica, em especial areia e outras substâncias minerais dissolvidas (sais e metais), oriundas de águas residuais de lavagens nas edificações. A Figura 14 esquematiza a composição do esgoto nas edificações.

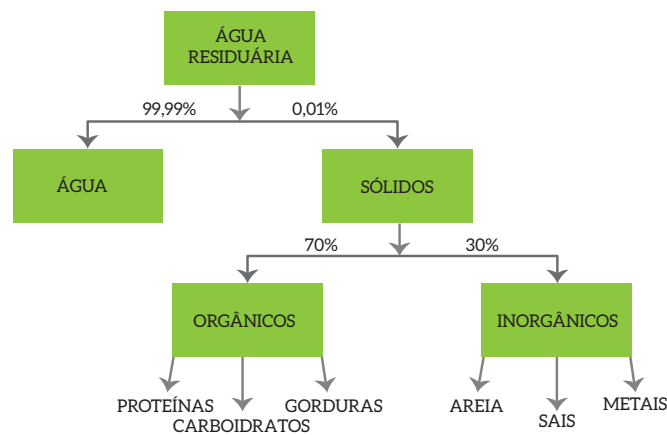


Figura 14 – Composição do Esgoto Doméstico

Fonte: SANEPAR, 1997

O último tipo de efluente líquido citado anteriormente é o de origem industrial. Nesse caso, a composição físico-química do efluente variará muito em decorrência das matérias-primas e dos processos tecnológicos existentes nos mais diversos ramos da indústria, como abatedouros (frigoríficos), alimentícia (inclui açúcar), automotivo, bebidas (cervejas, refrigerantes e sucos), cerâmicas, cosméticos, destilarias (etanol), embalagens, farmacêutica, gráficas, medicamentos veterinários, metalúrgica, móveis, produtos de higiene e de limpeza, química, ração animal e têxtil.

Vale frisar que o segmento industrial é obrigado a respeitar a legislação ambiental pertinente a resíduos líquidos, o que significa que o setor não pode exceder os limites de contaminantes nos efluentes lançados nas redes de esgotos sanitários.

Tais patamares encontram-se explicitados nas Resoluções Conama 357 (BRASIL, 2005) e 430 (BRASIL, 2011), que estabelecem os níveis de qualidade exigidos para cada substância nas 13 classes de água.¹³

Caso um efluente industrial exceda algum valor limítrofe da legislação, será necessário realizar um pré-tratamento para adequação desse resíduo líquido aos níveis aceitáveis, antes de lançá-lo na rede de coleta de esgoto urbano.

Segundo a literatura citada neste relatório, “efluente” é a denominação dada às águas residuárias do setor industrial, já previamente tratadas na própria indústria até o ponto em que possam ser misturadas com o esgoto (águas residuárias residenciais e do segmento comércio/serviços). Assim, a indústria trata esse líquido contaminado até os níveis determinados pelas resoluções Conama. Somente quando os patamares de contaminantes forem atendidos, o líquido passa a se chamar “efluente” e a indústria pode despejar na rede de coleta de águas residuárias da cidade. Nesse sentido, não faz parte do escopo do nosso grupo o tratamento primário desses rejeitos industriais antes do tratamento dos contaminantes, inclusive consumo de energia e emissões.

2.2 PANORAMA DO SETOR DE SANEAMENTO NO BRASIL

O Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) foi criado pelo governo federal em 1996, no âmbito do Programa de Modernização do Setor de Saneamento (PMSS). Atualmente, é o maior e mais completo banco de dados em saneamento no Brasil e está vinculado à Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (SNSA) do Ministério das Cidades.

Anualmente, é publicado um relevante documento intitulado *Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto*. A edição mais recente apresenta dados do ano-base 2012, quando 1.455 prestadores de serviços participaram, tendo abrangência mostrada na Tabela 8. Mais de 90% dos municípios brasileiros existentes em 2012 responderam à coleta de dados do fornecimento de água e aproximadamente 2/3 das cidades informaram a coleta e o tratamento de esgotos.

13 Na Resolução Conama nº 357 (BRASIL, 2005), as águas doces, salobras e salinas são detalhadas em quatro ou cinco classes (especial, 1, 2, 3 e 4), dependendo do caso, de acordo com os usos preponderantes atuais e futuros em cada local.

Tabela 8 – Representatividade do Levantamento do SNIS – Ano-base 2012

Tipo de formulário	Quantidade de municípios		População urbana nos municípios	
	Água	Esgotos	Água	Esgotos
Completo ⁶	5.064	2.221	160.324.346	135.413.292
Simplificado ⁷	6	1.427	36.450	13.539.526
Total SNIS	5.070	3.648	160.360.796	148.952.818
Total Brasil⁸	5.570		163.722.797	
SNIS/Brasil	91,00%	65,50%	97,90%	91,00%

Fonte: Adaptado de MCIDADES, 2014

Considerando a população urbana à época desse levantamento (163,7 milhões de habitantes), o panorama do estudo se torna ainda mais completo: representatividade de mais de 90% para os serviços urbanos de abastecimento de água e tratamento de esgotos domésticos.

Neste ponto, é importante entender onde se localizam (regionalmente) os municípios brasileiros sem sistema público de fornecimento de água potável e/ou esgotamento sanitário, conforme apresentado na Tabela 9.

14 Aplicado nos municípios nos quais o prestador de serviços declarar existir sistema público de água ou esgoto, dependendo do caso. Apresenta perguntas a respeito de informações descritivas, gerais, financeiras, operacionais de água, operacionais de esgotos, qualidade dos serviços e dados de balanço.

15 Aplicado nos municípios nos quais o prestador de serviços declara não existir sistema público de água ou esgoto, dependendo do caso. Apresenta perguntas a respeito das chamadas soluções alternativas e individuais, tais como: fossas sépticas, fossas rudimentares, galerias de águas pluviais, lançamento de esgotos em curso d'água, etc. (para esgotamento sanitário) e sobre uso de poço ou nascente, chafariz, cisterna, açude, caminhão-pipa, etc. (para abastecimento de água).

16 A população urbana foi estimada pelo SNIS, para cada município brasileiro, aplicando-se a taxa de urbanização verificada no Censo Demográfico 2010 (IBGE) à população estimada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) em 2012 (193.976.530 habitantes).

Tabela 9 – Municípios sem Sistema Público de Água e/ou Esgotos Domésticos⁹

Região	Quantidade de municípios		População urbana nos municípios	
	Água	Esgotos	Água	Esgotos
Norte	3	102	11.620	1.959.521
Nordeste	2	381	9.149	3.628.883
Sudeste	0	77	0	619.244
Sul	1	400	15.681	2.998.698
Centro-Oeste	0	88	0	687.063
Brasil	6	1.048	36.450	9.893.409

Fonte: MCIDADES, 2014

Portanto, apenas 0,1% dos municípios brasileiros declarou não ter sistema público de água em 2012. Isso significa o não atendimento de 0,02% da população urbana naquele ano. Em compensação, 18,8% das cidades afirmaram não dispor de sistema público de esgotos, o que afetou 6,0% da população urbana.

A Figura 15 é um mapa com detalhamento em nível municipal acerca da existência de serviços públicos de abastecimento de água no país. Os pontos em azul destacam as seis cidades sem água, enquanto os pontos em branco representam os municípios da amostra para os quais não há informação.

17 As quantidades de cidades e população urbana sem acesso a serviço de esgoto na Tabela 9 e na Tabela 8 são diferentes dos montantes apresentados na Tabela 9 em razão da exclusão, nesta última, dos casos em que mais de uma empresa atende ao mesmo município.

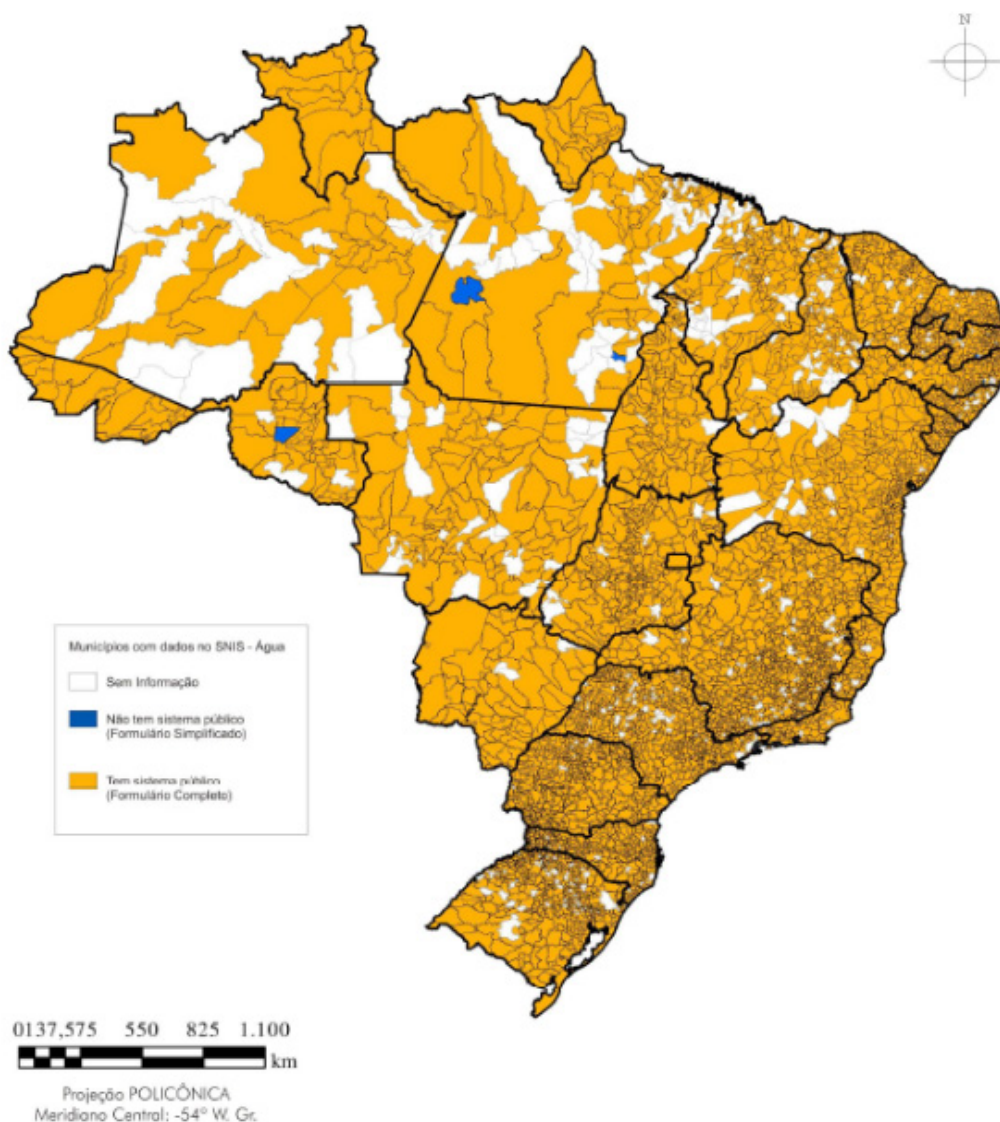


Figura 15 – Abastecimento de Água no Brasil – Ano-base 2012

Fonte: MCIDADES, 2014

Analogamente, a Figura 16 apresenta outro mapa, dessa vez relacionado à existência de serviços públicos de esgoto sanitário nos municípios brasileiros. É possível perceber um panorama muito mais heterogêneo nesse caso.

Também se nota elevada ocorrência de municípios que não repassaram informações para a pesquisa do SNIS, em especial nas regiões Norte, Nordeste e Centro-Oeste. Entretanto, vale frisar que a densidade populacional é baixa na maioria dessas cidades, o que faz com que 17% dos brasileiros que vivem em zonas urbanas não tenham acesso ao serviço de esgotamento sanitário.

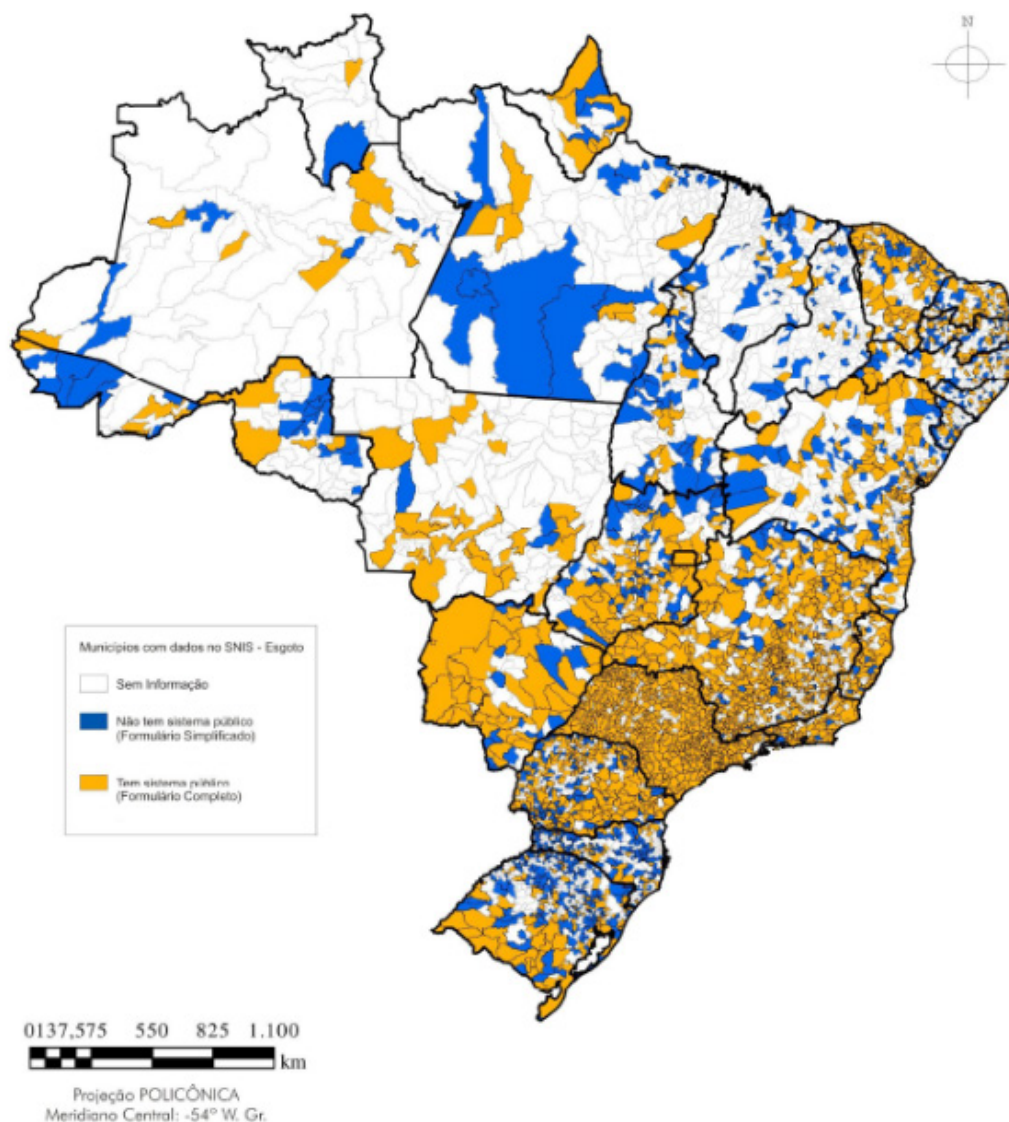


Figura 16 – Esgoto Doméstico no Brasil – Ano-base 2012

Fonte: MCIDADES, 2014

A Tabela 10 resume dados fundamentais para entendimento dos sistemas de fornecimento de água e coleta/tratamento de esgoto sanitário no Brasil. Como visto, a rede de abastecimento de água cresceu 23,7 mil km em relação a 2011, com 1,9 milhão de novas ligações.

A expansão da rede de esgotos domésticos foi ainda mais expressiva: mais 16,6 mil km e 1,5 milhão de pontos adicionais de coleta. O volume de esgoto coletado aumentou 423,1 milhões de metros³, ao passo que o montante de esgoto tratado cresceu 335,3 milhões de metros³. Mais uma vez, cabe ressaltar a significativa melhora dos indicadores no biênio analisado (2011/2012), em especial no que tange às informações dos sistemas de esgoto.

Tabela 10 – Redes de Água e Esgoto no Brasil – 2012

Informação	Montante em 2012	Δ% (2012/2011)
Quantidade de ligações de água [unidades]	48.204.414	+4,0%
Extensão da rede de água [km]	542.759	+4,6%
Volume de água produzido [10 ³ m ³]	15.862.170	+2,8%
Volume de água consumido [10 ³ m ³]	9.880.042	+5,6%
Quantidade de ligações de esgoto [unidades]	25.244.375	+6,3%
Extensão da rede de esgoto [km]	247.988	+7,2%
Volume de esgoto coletado [10 ³ m ³]	5.149.349	+8,9%
Volume de esgoto tratado [10 ³ m ³]	3.543.233	+10,5%

Fonte: MCIDADES, 2014

Na Tabela 11 são mostrados os indicadores percentuais de cobertura da população brasileira no que se refere às redes de esgotos e de abastecimento de água. Nota-se que o fornecimento de água alcançou 82,7% da população brasileira e 93,2% da fração urbana.

Tabela 11 – Índices de Atendimento de Serviços de Água e Esgoto – 2012

Região	Índice de Atendimento com Rede (%)				Índice de Tratamento dos Esgotos (%)	
	Água		Coleta de Esgotos		Esgotos Gerados	Esgotos Coletados
	Total	Urbano	Total	Urbano	Total	Total
Norte	55,2	68,6	9,2	11,9	14,4	85,1
Nordeste	72,4	89,5	22,2	29,4	31	81,2
Sudeste	91,8	97	75,5	80,3	42,7	63,6
Sul	87,2	97,2	36,6	42,7	36,2	79,7
Centro-Oeste	88	96,5	42,7	47,1	44,2	90
Brasil	82,7	93,2	48,3	56,1	38,7	69,4

Fonte: MCIDADES, 2014

Por outro lado, a rede de coleta de esgotos ainda é bastante deficitária, limitada a 56% da população urbana e a pouco menos da metade do total nacional. Como era de se esperar, a região Sudeste é a que apresenta o melhor panorama no que tange à rede de coleta de esgotos: aproximadamente 25 pontos percentuais acima das demais regiões geográficas.

No que diz respeito ao índice de tratamento de esgotos, o Brasil é mais homogêneo e alcança 38,7% do total gerado. A exceção é a região Norte, com menos de 15% do montante global.

Se limitarmos a análise ao montante coletado, o Brasil atinge média significativamente maior: 69%. Vale o destaque para as regiões Norte e Centro-Oeste, com patamares de tratamento de esgotos domésticos de 85% e 90%, respectivamente.

O Plano Nacional de Saneamento Básico (Plansab) consiste no planejamento integrado do saneamento básico, incluindo os quatro componentes: abastecimento de água potável, esgotamento sanitário, manejo de resíduos sólidos e drenagem das águas pluviais urbanas, com horizonte de 20 anos, entre 2014 e 2033.

O Plansab apresenta ainda marcos temporais de redução do déficit do setor de saneamento no Brasil, apontando algumas metas e a necessidade de investimentos da ordem de R\$ 508 bilhões em 20 anos (MCIDADES, 2013). Na Tabela 12 são citadas duas dessas metas:

Tabela 12 – Metas Seleccionadas do Plansab

Meta	Índice de cobertura urbano	Ano	Observação
Abastecimento de água	100%	2020	Considera o uso de redes de distribuição, mais poços e nascentes.
Atendimento com rede coletora de esgotos	93%	2033	Considera o uso de redes coletoras mais fossa séptica.

Fonte: MCIDADES, 2013

Ainda no que se refere ao atendimento de serviços de água para a população urbana, a Figura 17 ilustra a situação brasileira, por UF. Três estados – Amapá, Pará e Rondônia – se enquadram no pior patamar de cobertura: entre 40,0% e 60,0%. Outros três estados – Acre, Ceará e Pernambuco – mostram panorama melhor, com média entre 80,1% e 90,0%. Os demais 20 estados e o Distrito Federal se situam na faixa mais elevada, cuja média de atendimento supera 90,0%.

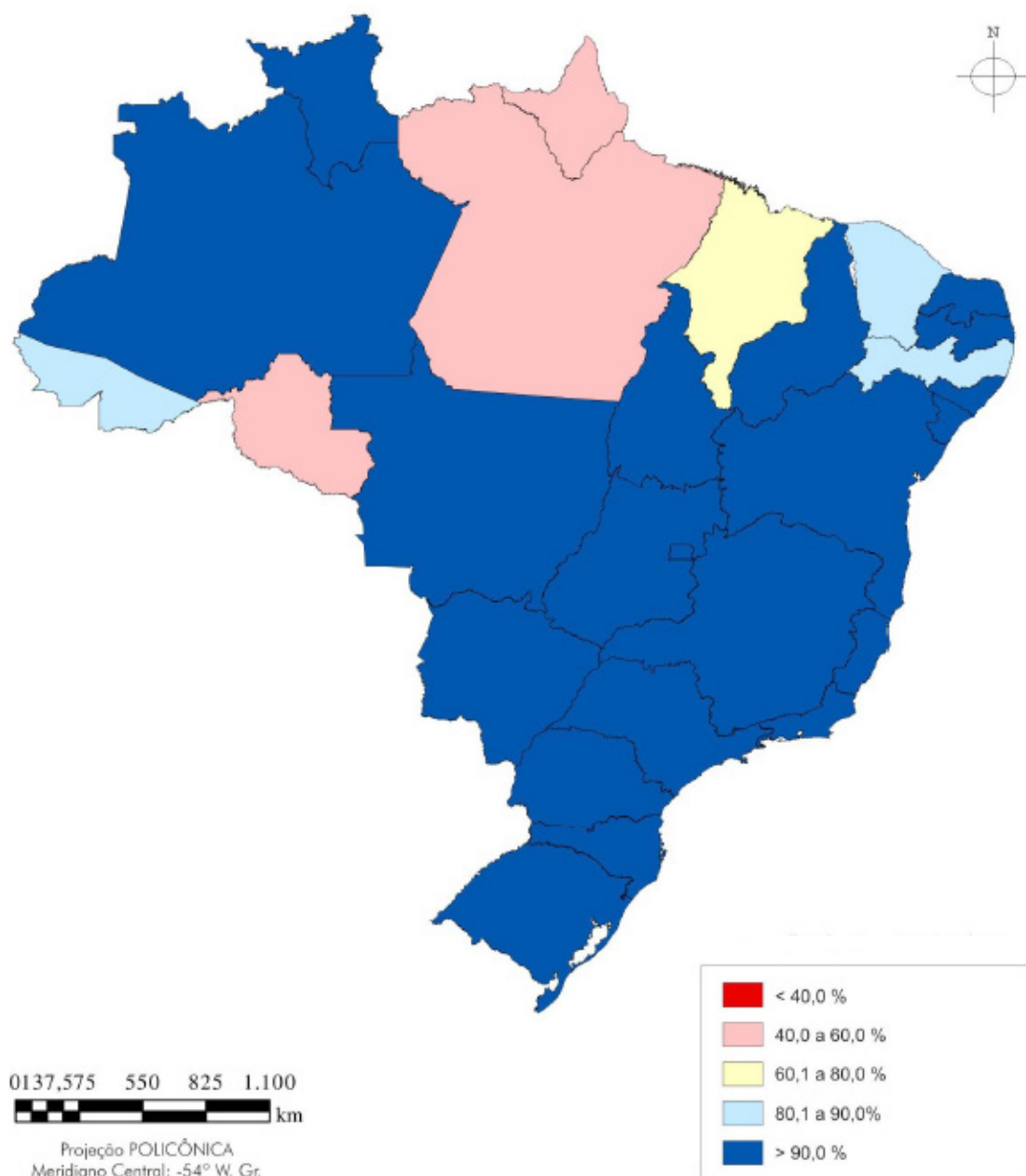


Figura 17 – Índice de Atendimento Urbano de Água, por UF

Fonte: MCIDADES, 2014

Se a avaliação for realizada em nível municipal, é possível identificar desigualdades dentro de uma mesma UF. A Figura 18 revela que as regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste apresentam panorama homogêneo na questão do abastecimento urbano de água, com a maioria significativa das cidades com nível acima de 90%.

A região Nordeste também registra a maior fração de seus municípios com taxa de cobertura acima de 90%, ainda que se observem mais cidades com patamares entre 40% e 90%. Contudo, o estado do Maranhão se destaca negativamente, com muitas cidades nas quais o atendimento de água é inferior a 40% da população urbana e com outros tantos municípios sem informação.

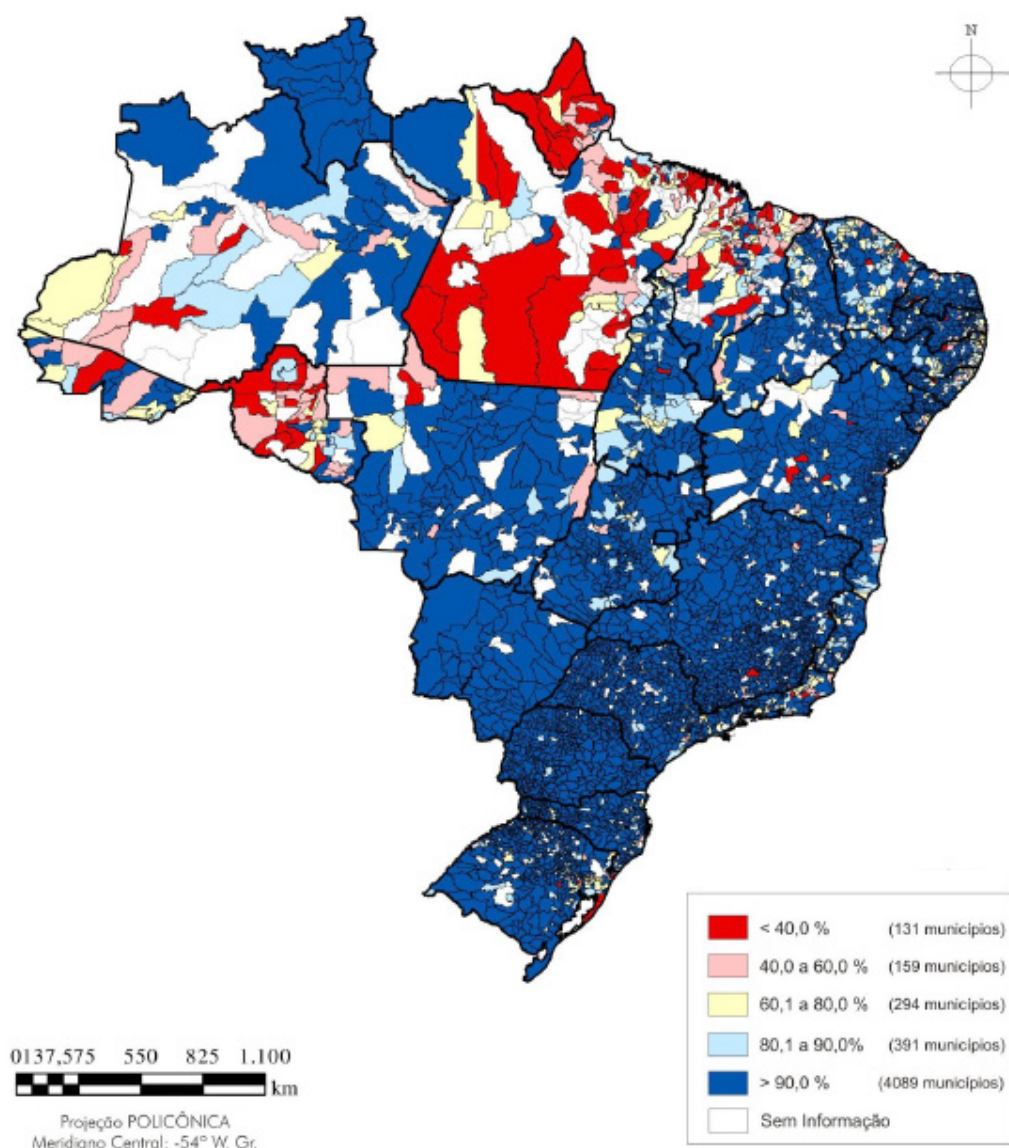


Figura 18 – Índice de Atendimento Urbano de Água, por Município

Fonte: MCIDADES, 2014

Por último, a região Norte é a que registra pior desempenho no país. Como já citado, os estados do Amapá, Pará e Rondônia têm a maior quantidade de municípios com índice de atendimento urbano inferior a 60%, enquanto Amazonas e Pará registram muitas cidades sem informação.

Uma avaliação análoga pode ser realizada para a questão do esgotamento sanitário. A Figura 19 favorece a visualização da desigualdade observada no Brasil nesse segmento. Nota-se que a maior quantidade de estados (12) está com média de atendimento entre 20,1% e 40,0%.

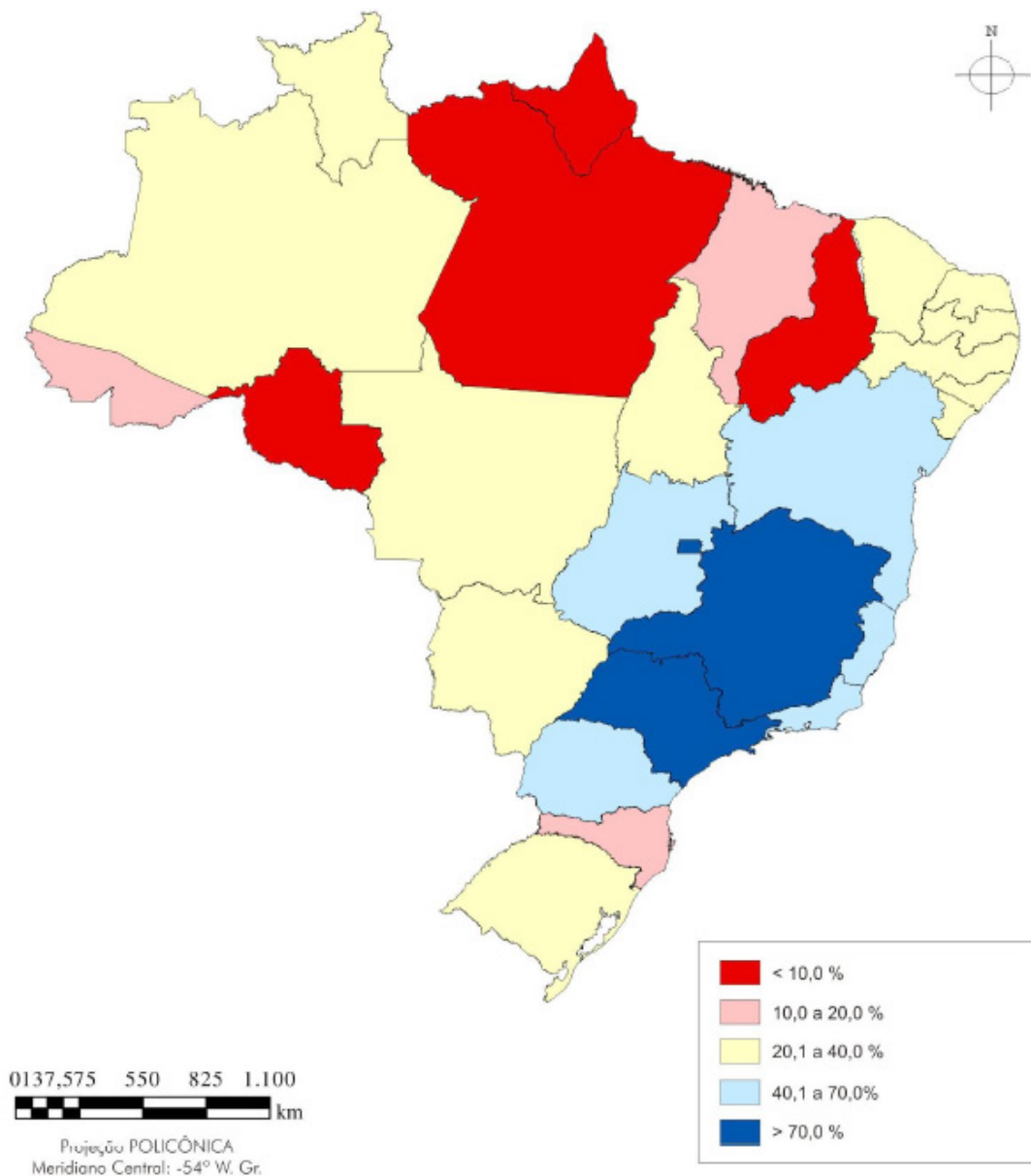


Figura 19 – Índice de Atendimento Urbano de Esgotos, por UF

Fonte: MCIDADES, 2014

Sete estados mostram patamar médio inferior a 20%: Amapá, Rondônia, Pará, Piauí, Acre, Maranhão e Santa Catarina. Com índice de atendimento urbano na faixa entre 40,1% e 70,0% situam-se outros cinco: Paraná, Goiás, Rio de Janeiro, Espírito Santo e Bahia. Finalmente, três UF superaram 70% de cobertura urbana: São Paulo, Distrito Federal e Minas Gerais.

Na Figura 20 exibe-se um detalhamento de redes de esgoto urbano em nível municipal. Destaca-se inicialmente a grande quantidade de municípios que não prestaram informações ao SNIS em 2012 (em todas as regiões, exceto a Sudeste).

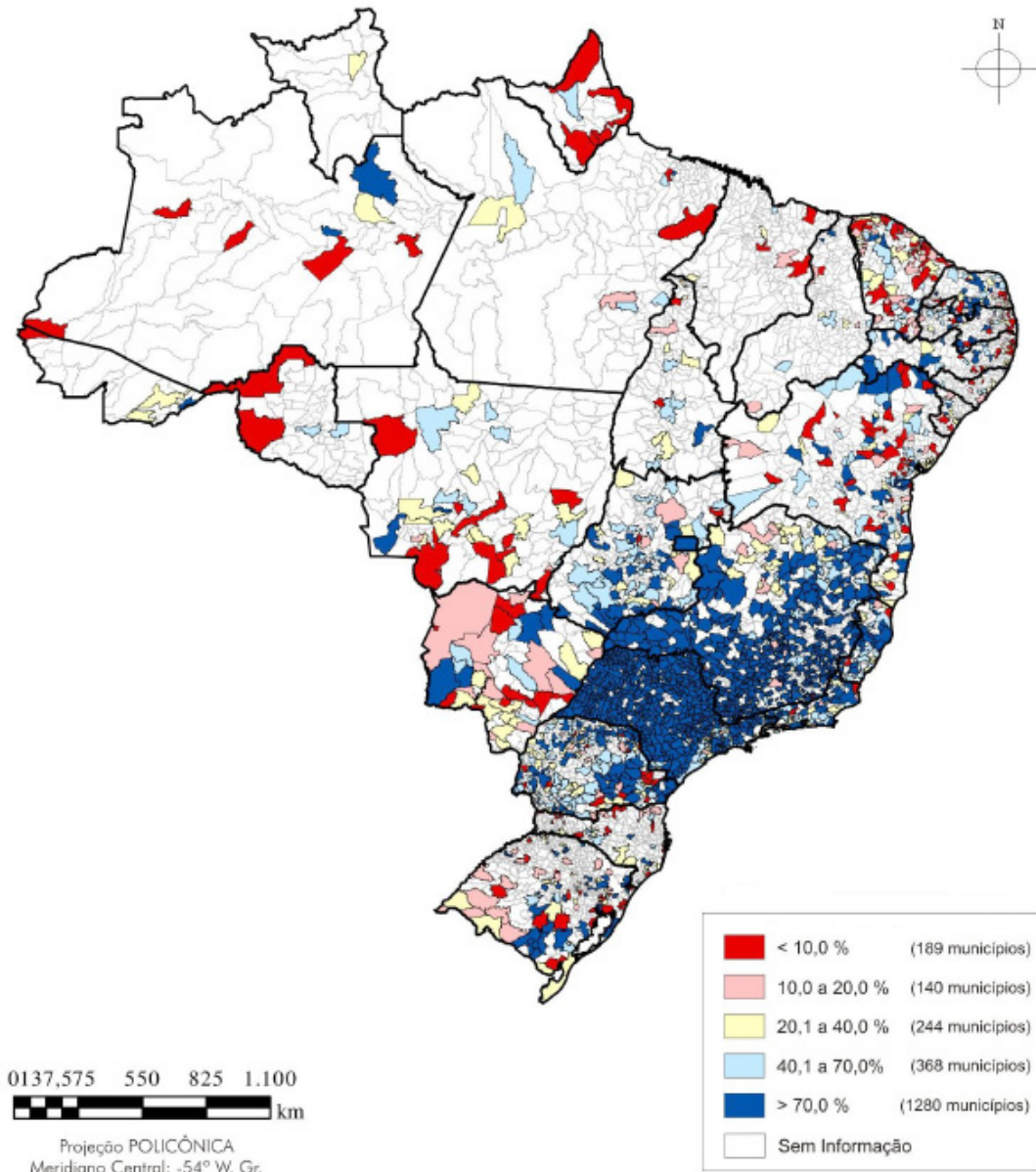


Figura 20 – Índice de Atendimento Urbano de Esgotos, por Município

Fonte: MCIDADES, 2014

Em seguida, observa-se em São Paulo a maior ocorrência de cidades cujo índice de atendimento supera 70%. Minas Gerais também apresenta bom desempenho no mesmo indicador, sendo a segunda UF com maior proporção de municípios com o melhor desempenho em atendimento de esgotamento sanitário.

Para o planejamento da expansão das redes de água e esgoto em cada localidade, é fundamental conhecer o perfil de consumo daqueles moradores. Nesse sentido, o consumo médio diário *per capita*, em litros/habitante/dia, é um indicador válido para dimensionar as necessidades de saneamento em médio e longo prazo, no que tange aos diversos usos (doméstico, comercial, público e industrial).

A Figura 21 traz um gráfico com a demanda média diária de água, por habitante, em cada UF, em 2012 e no triênio 2012-2014. Verifica-se que o Rio de Janeiro é o estado com maior consumo *per capita*, com média trienal em torno de 240 litros/habitante/dia, ao passo que Pernambuco é onde se demanda menos: apenas 109,7 litros/habitante/dia.

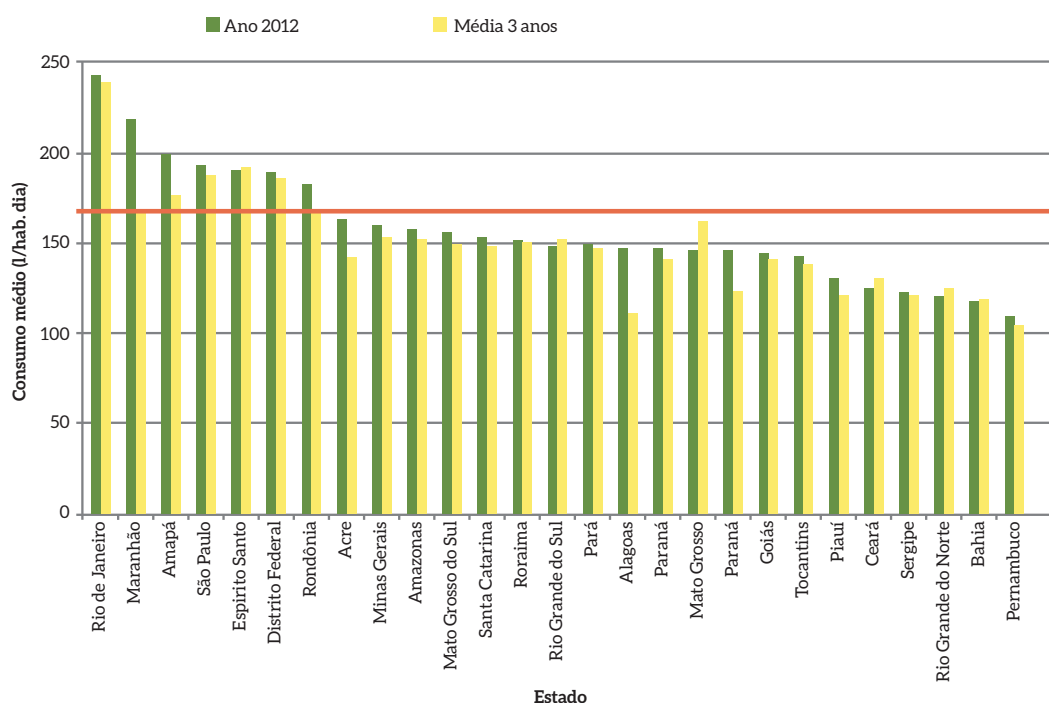


Figura 21 – Consumo Diário de Água por Habitante e UF

Fonte: MCIDADES, 2014

Ou seja, ainda que seja necessária uma análise mais profunda da questão, envolvendo aspectos relacionados à disponibilidade de recursos naturais e condições socioeconômicas de cada UF, entre outros pontos, é possível depreender que o referido indicador fluminense é mais do que o dobro do indicador pernambucano.

Ainda sobre a Figura 21, a média nacional ficou em 167,5 litros/habitante/dia em 2012, sendo representada pela linha vermelha horizontal. Destaca-se que apenas sete estados apresentam consumo *per capita* de água superior à média nacional: Rio de Janeiro, Maranhão, Amapá, São Paulo, Espírito Santo, Distrito Federal e Rondônia.

No abastecimento de água nas cidades, uma das questões cruciais é a taxa percentual de perdas, que está correlacionada não somente a aspectos operacionais, mas também à infraestrutura da rede. Elevados percentuais de ligações clandestinas, vazamentos constantes não detectados e sistemas obsoletos tecnologicamente, ou operando em condição de sobrepressão, são alguns dos desvios mais frequentemente encontrados.

A Figura 22 apresenta as taxas de perda no abastecimento de água nas 27 capitais brasileiras. A menor perda é verificada em Goiânia (22%), enquanto Porto Velho registra 71% de desperdício em sua rede. A linha horizontal vermelha representa a média nacional, ligeiramente abaixo de 40%.

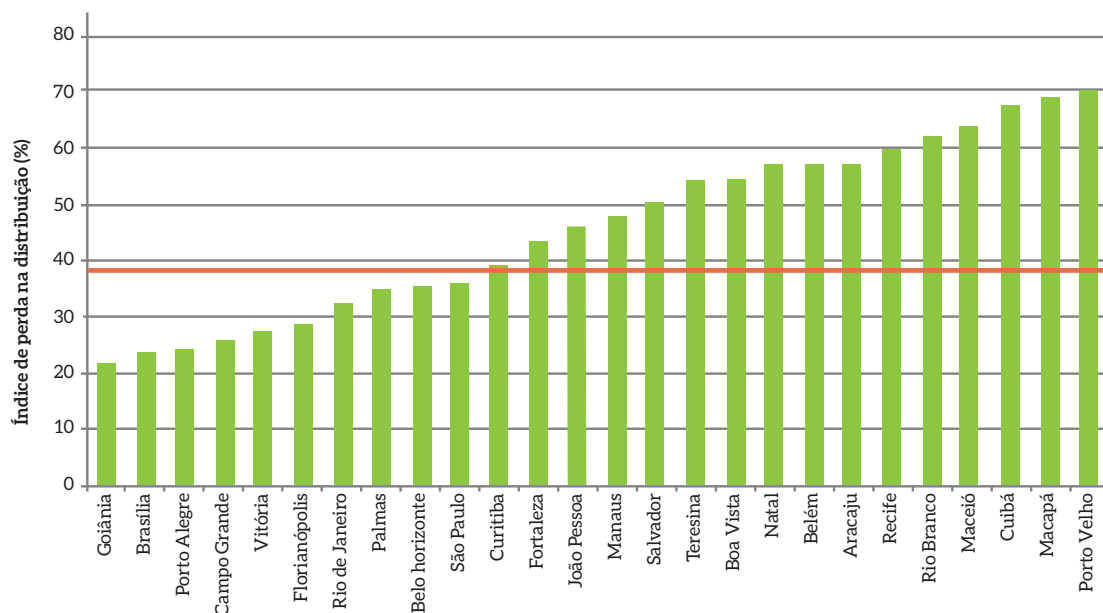


Figura 22 – Índice de Perdas nos Sistemas de Água, por Capital Estadual

Fonte: MCIDADES, 2014

A Tabela 13 resume os indicadores de perdas de água em cada região brasileira. A região Norte é onde ocorre o maior desperdício, quase a metade do montante total produzido. Em contraponto, a região Centro-Oeste é aquela que apresenta o melhor desempenho nesse quesito, com perdas na faixa de 32%. Nesse caso, a média regional é reduzida em decorrência das performances do Distrito Federal e de Goiás, as duas UF com menor percentual de perdas nos sistemas urbanos de água.

Tabela 13 – Perdas nos Sistemas de Abastecimento de Água, por Região

Região Geográfica	Norte	Nordeste	Sudeste	Sul	Centro-Oeste	Média Brasil
Perdas em 2012	49,3%	44,6%	33,5%	36,4%	32,4%	36,9%

Fonte: MCIDADES, 2014

Criado em 2007, o Programa de Aceleração do Crescimento (PAC), do governo federal, tem uma linha temática específica para agrupar todas as obras de saneamento. Agregando o PAC 1 com o PAC 2 (segunda etapa do programa, lançada em 2011), estão listados 7.129 empreendimentos desse segmento no sítio na internet.¹⁸

A Tabela 14 apresenta o detalhamento das ações de saneamento por região geográfica e por estágio da obra. Percebe-se que apenas 1.232 obras (17,3%) já foram concluídas, ao passo que 2.325 empreendimentos (32,6% do total) sequer iniciaram as obras.

Tabela 14 – Estágio dos Empreendimentos de Saneamento do PAC, por Região

Região Etapa	N	NE	S	SE	CO	Total	Percentual
Ação Preparatória	19	136	68	120	48	391	5,5%
Licitação de Projetos	2	26	4	17	3	52	0,7%
Licitação de Obras	3	21	24	20	8	76	1,1%
Contratação	139	726	461	320	160	1.806	25,3%
Execução	69	508	303	313	87	1.280	17,9%
Obras	220	1.042	364	459	207	2.292	32,2%
Concluídos	172	490	141	293	136	1.232	17,3%
Total	624	2.949	1.365	1.542	649	7.129	100,0%
Percentual	8,8%	41,4%	19,1%	21,6%	9,1%	100,0%	

Fonte: Elaboração própria a partir de BRASIL, 2014

A região Nordeste é aquela que reúne a maior quantidade de projetos, com 41,4% do total. Isso significa mais empreendimentos que as regiões Sul e Sudeste juntas (40,7%). Centro-Oeste e Norte estão praticamente empatadas em aproximadamente 9% do montante global.

Dentre as obras de saneamento do PAC já concluídas, verifica-se que a região Nordeste lidera, com cerca de 40% (490 projetos finalizados). Em segundo lugar, surge o Sudeste, com 23,8% (293 empreendimentos). Por fim, as regiões Norte, Sul e Centro-Oeste, com 14,0%, 11,4% e 11,0%, respectivamente.

¹⁸ Disponível em: <<http://www.pac.gov.br/cidade-melhor/saneamento>>. Acesso em: 11 jul. 2014.

De acordo com o sítio do PAC, o investimento público em saneamento básico gera um retorno financeiro bastante expressivo para o governo: a cada R\$ 1 aplicado, o Estado brasileiro economiza outros R\$ 4 em saúde pública (internações, remédios, etc.). Somente entre 2011 e 2013 foram destinados cerca de R\$ 27 bilhões para saneamento básico no Brasil. O total previsto para o triênio 2014-2016 é de R\$ 38,4 bilhões.

O Instituto Trata Brasil acompanha as obras de água e esgotos do portfólio do PAC em municípios com população superior a 500 mil habitantes. No relatório mais recente (TRATABRASIL, 2014), é apresentado o monitoramento de 219 grandes obras espalhadas por todo o país, sendo 68% obras de esgotos e 32% obras de água.¹⁹

Das 149 obras de esgotos, nota-se que 75% são do PAC 1 e 25% do PAC 2. Já nas 70 obras de água, 80% do total se referem ao PAC 1, enquanto 20% são do PAC 2. Tais empreendimentos somam R\$ 10,31 bilhões em investimentos (R\$ 8,32 bilhões para obras de esgotos e R\$ 1,99 bilhão para obras de água).

A Figura 23 ilustra o estágio de andamento físico das obras de esgoto ao final de 2013 por região e com a segregação entre projetos do PAC 1 e do PAC 2, além de trazer uma média entre ambos os programas e uma avaliação geral.

Dentro desse extrato, as maiores obras de esgoto do PAC 1 estão com desempenho médio de 68%, enquanto as do PAC 2 alcançaram modestos 12% de evolução. A região Norte é a mais atrasada em ambos os casos. Na média global, já se atingiram 43% do cronograma de obras.

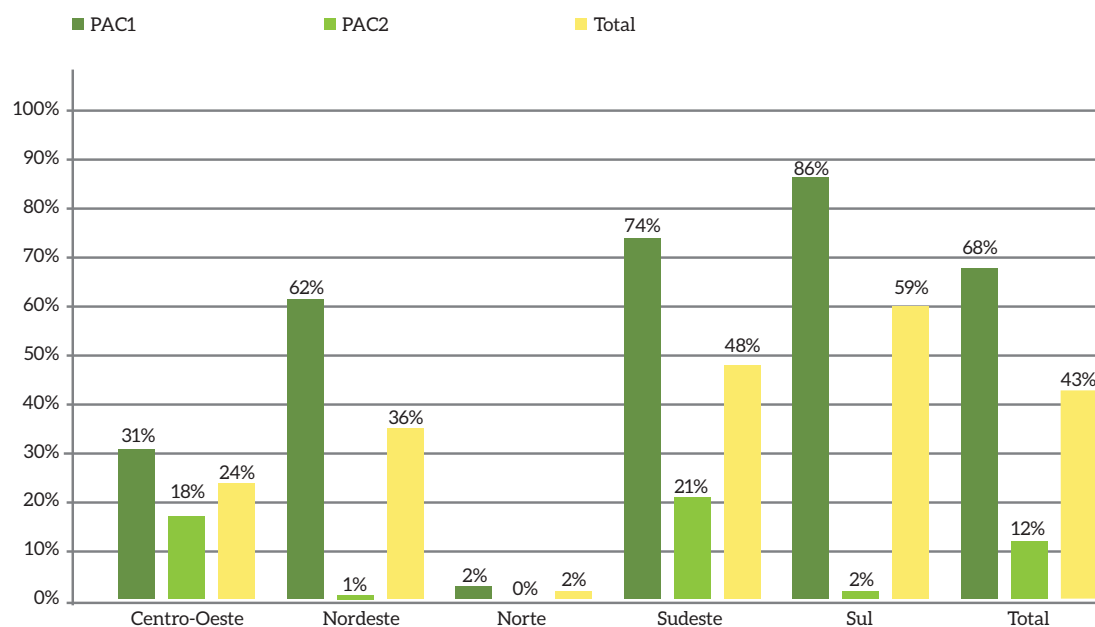


Figura 23 – Andamento Físico das 149 Maiores Obras de Esgoto no Brasil

Fonte: TRATA BRASIL, 2014

¹⁹ Cabe a ressalva de que o trabalho do Instituto Trata Brasil leva em consideração os dados relativos ao fechamento do ano de 2013, ao passo que a Tabela 14 inclui também as informações disponibilizadas no 10º Balanço de Acompanhamento do PAC (BRASIL, 2014), este atualizado até o primeiro quadrimestre de 2014.

De forma similar, a Figura 24 mostra o andamento físico das 70 obras de água no Brasil, sob os mesmos critérios e com o mesmo detalhamento de resultados regionais. Nesse caso, a situação se inverte e a região Norte se torna aquela mais adiantada nos projetos do PAC 1, com 98% de execução física.

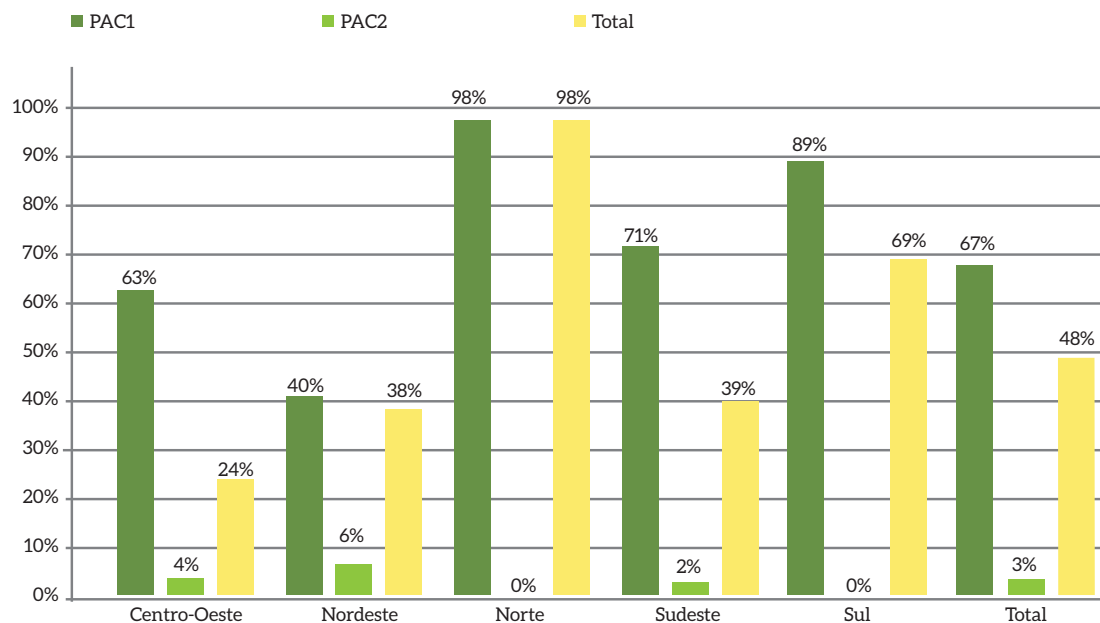


Figura 24 – Andamento Físico das 70 Maiores Obras de Água no Brasil

Fonte: TRATA BRASIL, 2014

Em segundo lugar, aparecem as regiões Sul, com 89% de avanço nas obras, e Sudeste, com 71%. Completam o gráfico o Centro-Oeste, com 63%, e o Nordeste, com 40% de andamento físico.

No que diz respeito ao PAC 2, todas as regiões estão bastante atrasadas. A melhor situação é verificada na região Nordeste, com 6% de avanço nas obras. Na média, houve realização de 3% do previsto. A média total, agregando todos os 70 empreendimentos, é de 48% de execução.

2.3 PROCESSOS DE TRATAMENTO DE ESGOTOS

Os sistemas de tratamento que apresentam ambiente anaeróbio produzem metano, enquanto os sistemas aeróbios geralmente produzem muito pouco ou nenhum metano. De acordo com o *Guia IPCC 1996* (IPCC, 1996), as exceções em países em desenvolvimento ocorrem sob as condições dispostas pela Tabela 15.

Quadro 1 – Exceções na Produção de Metano segundo Métodos de Tratamento

Método de Tratamento	Exceções na Produção de Metano
Sistemas Anaeróbios	
Lagoas	Projetos mal elaborados ou estações de tratamento (ETE) mal operadas podem receber aeração e reduzir a produção de metano
Estações de tratamento	
Sistemas Aeróbios	
Fossas/latrinas a céu aberto	Alta temperatura e tempo de retenção inadequado podem propiciar a produção de metano
Lagoas	Profundidade acima de três metros pode resultar em produção de metano
Lançamentos diretos em rios	Rios com baixo nível de oxigenação e de águas paradas podem resultar em decomposição anaeróbia da matéria orgânica e, portanto, em produção de metano

Fonte: IPCC, 1997

O tratamento dos esgotos domésticos tem como principal objetivo remover a matéria orgânica e os sólidos em suspensão, além de exterminar microrganismos patogênicos e reduzir as substâncias químicas indesejáveis (nutrientes como fósforo e nitrogênio, por exemplo, que podem causar um processo de eutrofização a jusante da ETE).

Autores como Mello (2007) e Silva (2007) afirmam que a escolha dos métodos de tratamento de esgoto mais indicados para cada caso deve levar em consideração três aspectos fundamentais: os limites para poluentes estabelecidos na legislação ambiental, a capacidade de autodepuração do curso de água receptor e as características do esgoto bruto a ser tratado. As estações de tratamento de esgoto no Brasil tipicamente se dividem nos módulos representados na Figura 25.

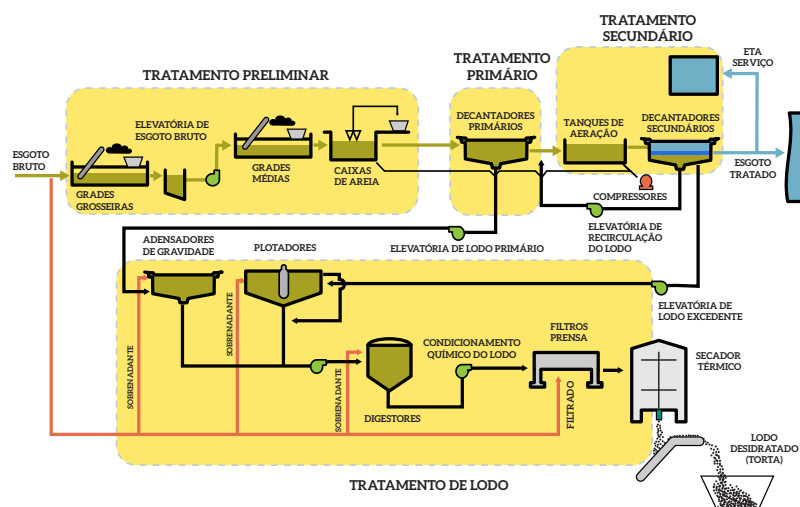


Figura 25 – Esquema Usual de uma Estação de Tratamento de Esgotos – ETE

Fonte: MELLO, 2007

Von Sperling (1996) relata que os métodos nos quais há predominância de atividades de decantação, filtração, incineração, diluição ou homogeneização são classificados como processos físicos. Quando há necessidade de se adicionarem elementos químicos, fica caracterizada uma etapa química. E quando se faz necessária a ação de microrganismos para que uma etapa aconteça, trata-se de um processo biológico.

A primeira etapa, ou tratamento preliminar, visa à remoção de sólidos grosseiros do esgoto doméstico, tais como areia e lixo. Para tal, são utilizados meios físicos, como o gradeamento, o peneiramento e a sedimentação.

O gradeamento deve ser a primeira unidade de uma ETE, sendo constituído de barras de ferro ou aço paralelas, posicionadas transversalmente no canal de chegada dos esgotos na estação de tratamento, perpendiculares ou inclinadas, dependendo do dispositivo de remoção do material retido.

Esse sistema pode conter grades grosseiras (5 cm a 10 cm), médias (2 cm a 4 cm) ou finas (1 cm a 2 cm) que devem permitir o escoamento dos esgotos sem produzir significativas perdas de carga. As grades grosserias são empregadas quando o esgoto doméstico traz grande quantidade de objetos com dimensões elevadas em suspensão, tais como pedras, pedaços de madeira, folhas, brinquedos, etc. (Figura 26).



Figura 26 – Tratamento Preliminar de Esgotos – Gradeamento

Fonte: SIGMA, 2014

As grades médias e finas entram na sequência e são utilizadas para a retirada de partículas menores que não ficaram presas no gradeamento grosseiro. Nesse ponto, é importante esclarecer que o sistema de gradeamento tem uma função benéfica adicional: servir como proteção para as bombas da estação de tratamento de esgotos, uma vez que essas máquinas de fluxo não podem operar com materiais sólidos, apenas líquidos.

O sistema de peneiramento tem o mesmo objetivo do anterior, sendo que remove sólidos com granulometria maior que 0,25 mm que não ficaram retidos no gradeamento, presentes em efluentes industrial e/ou doméstico. As peneiras podem ser classificadas em estáticas ou rotativas e têm maior aplicação em sistemas de tratamento de águas residuárias industriais.

O líquido a ser tratado ingressa pela parte superior da peneira, por bombeamento ou gravidade, saindo por um vertedouro. A fase líquida é coletada na parte inferior da peneira, enquanto a fase sólida é separada na tela, deslocando-se para a borda devido a seu próprio peso e facilitando a autolimpeza do equipamento (Figura 27).



Figura 27 – Tratamento Preliminar de Esgotos – Peneira Estática

Fonte: ENVIRONQUIP, 2014

A peneira estática é muito empregada em indústrias de celulose e papel, tecelagens, frigoríficos, curtumes, fábricas de sucos, fecularias, cervejarias, como também na remoção de sólidos suspensos de esgotos sanitários. A peneira rotativa tem custos de aquisição e manutenção maiores que a similar estática, tendo em vista que se compõe de partes móveis. Como vantagem principal, apresenta maior capacidade de filtração com menor área de tela. A aplicação da peneira rotativa se dá nos mesmos segmentos citados para a peneira estática.

O efluente entra na peneira pela parte traseira, com o líquido passando pelas aberturas da tela enquanto os sólidos são retidos em sua superfície. A rotação contínua do cilindro permite que o efluente permaneça sempre em contato com uma parte limpa da tela, acumulando os sólidos na parte inferior, de onde são removidos. A limpeza é feita por meio de uma bomba alimentada com água limpa e bicos de lavagem na parte interna do equipamento (Figura 28).



Figura 28 – Tratamento Preliminar de Esgotos – Peneira Rotativa

Fonte: ENVIRONQUIP, 2014

A sedimentação em caixas de areia (ou desarenadores) tem como objetivo retirar o material mineral contido nos esgotos, como grãos de areia, pedrisco, silte e cascalho, originados de lançamentos inadequados nas instalações, como ligações clandestinas de águas pluviais, lavagens de piso, infiltrações na rede coletora, entre outras razões.

Uma caixa de areia, como a mostrada na Figura 29, tem por finalidade: i) evitar abrasão em equipamentos da ETE (como rotores de bombas, turbinas de aeradores, válvulas e tubulações); ii) reduzir obstruções (em canalizações, calhas, caixas de manobra, poços de elevatórias); iii) evitar o acúmulo de sólidos em tanques de tratamento (com redução de volume útil e do tempo de reação biológica); e iv) preconditionar o esgoto bruto (favoravelmente aos processos de tratamento subsequentes).



Figura 29 – Tratamento Preliminar de Esgotos – Caixa de Areia

Fonte: SIGMA, 2014

Segundo o fabricante de equipamentos Sigma, em média, são encontrados 30 litros de areia para cada 1.000 metros³ de esgoto sanitário. Nessa etapa, são removidas partículas com diâmetros que variam entre 0,1 mm e 0,4 mm, por diferença de densidade. Os grãos de areia e similares, mais densos, precipitam para o fundo do tanque, enquanto a matéria orgânica contida na mistura segue adiante no processo de tratamento.

Após o tratamento preliminar, o esgoto ainda apresenta as características poluidoras, pois foram retirados apenas os sólidos grosseiros. Por isso, os processos físico-químicos são de extrema importância na fase de tratamento primário.

O principal objetivo da etapa de tratamento primário é a remoção dos sólidos sedimentáveis em suspensão, materiais flutuantes e parte da matéria orgânica em suspensão. O efluente fica em um tanque (Figura 30) no qual são colocados produtos químicos para a equalização e neutralização da carga. Em seguida, o efluente passa por um processo de floculação, ou seja, as partículas poluentes são agrupadas para serem removidas posteriormente.



Figura 30 – Tratamento Primário de Esgotos – Decantador Primário

Fonte: INTERAGUA, 2014

Após a floculação, ocorre a decantação primária, que é a separação entre o sólido (lodo) e o líquido (efluente bruto). Os efluentes fluem devagar pelos decantadores, que podem ser retangulares ou circulares, de modo que os sólidos se depositem no fundo do tanque. Os sólidos sedimentados no fundo da unidade são continuamente raspados e formam o lodo primário bruto, que será tratado ao final.

No tratamento secundário de esgotos, predominam mecanismos biológicos e ocorre a remoção da matéria orgânica e de nutrientes, em processos que podem ser aeróbios ou anaeróbios. Os processos aeróbios simulam o processo natural de decomposição, com eficiência no tratamento de partículas finas em suspensão. O oxigênio é obtido por aeração mecânica (agitação) ou por insuflamento. Já os processos anaeróbios consistem na estabilização de resíduos feita pela ação de microrganismos na ausência de ar ou oxigênio elementar. Nesse caso, o tratamento pode ser referido como fermentação mecânica.

Dentro do leque de processos anaeróbios, o tratamento por lagoas facultativas é muito simples e constitui-se unicamente por processos naturais, que podem ocorrer em três zonas da lagoa: zona anaeróbia, zona aeróbia e zona facultativa.

Após a entrada do efluente na lagoa, a matéria orgânica em suspensão começa a sedimentar, formando o lodo de fundo, que sofre tratamento anaeróbio na zona mais profunda (anaeróbia) da lagoa. Já a matéria orgânica dissolvida e a em suspensão de pequenas dimensões permanecem dispersas na massa líquida. Estas sofrerão tratamento aeróbio nas zonas mais superficiais da lagoa (zona aeróbia).

Nessa zona, há necessidade da presença de oxigênio, que é fornecido por trocas gasosas da superfície líquida com a atmosfera e pela fotossíntese realizada pelas algas presentes, fundamentais ao processo (MENDES et al., 2005).

Portanto, essas lagoas devem ser implantadas em lugares de baixa nebulosidade e grande radiação solar. Na zona aeróbia, há equilíbrio entre o consumo e a produção de oxigênio e gás carbônico. Enquanto as bactérias produzem gás carbônico e consomem oxigênio por meio da respiração, as algas produzem oxigênio e consomem gás carbônico na realização da fotossíntese.

As profundidades das lagoas variam entre 1,5 m e 2,0 m, porém com volumes elevados, de forma a permitir a manutenção de grandes períodos de detenção, em geral de 15 a 20 dias, podendo alcançar entre 70% e 90% de remoção de DBO.

O sistema de tratamento de esgoto constituído por lagoas anaeróbias seguidas por lagoas facultativas é conhecido como “sistema australiano” (Figura 31). As lagoas anaeróbias são normalmente profundas, variando entre 4 m e 5 m. A profundidade tem a finalidade de impedir que o oxigênio produzido pela camada superficial seja transmitido às camadas inferiores.



Figura 31 – Tratamento Secundário de Esgotos – Sistema Australiano

Fonte: PREFEITURA DE MONTE APRAZÍVEL (SP), 2010

Para garantir as condições de anaerobiose, é lançada uma grande quantidade de efluente por unidade de volume da lagoa. Com isso, o consumo de oxigênio será superior ao repostado pelas camadas superficiais. Como a superfície da lagoa é pequena, comparada com sua profundidade, o oxigênio produzido pelas algas e o proveniente da reaeração atmosférica são considerados desprezíveis.

No processo anaeróbico, a decomposição da matéria orgânica gera subprodutos de alto poder energético (biogás) e, dessa forma, a disponibilidade de energia para a reprodução e metabolismo das bactérias é menor que no processo aeróbio.

A eficiência de remoção de DBO por uma lagoa anaeróbia é da ordem de 50% a 60%. Como a DBO efluente é ainda elevada, existe a necessidade de mais outra unidade de tratamento. Nesse caso, essa unidade constitui-se de uma lagoa facultativa, porém esta necessitará de uma área menor devido ao pré-tratamento do esgoto realizado na lagoa anaeróbia.

O sistema australiano (lagoa anaeróbia mais lagoa facultativa) representa economia de cerca de 1/3 da área ocupada por uma lagoa facultativa trabalhando como unidade única para tratar a mesma quantidade de esgoto. Entretanto, em razão da liberação de gás sulfídrico, de odor desagradável, a lagoa anaeróbia deve ser localizada em áreas afastadas da zona urbana.

A principal diferença entre as lagoas aeradas facultativas e uma lagoa facultativa convencional é que o oxigênio, em vez de ser produzido por fotossíntese realizada pelas algas, é fornecido por aeradores mecânicos (Figura 32). Estes são constituídos de equipamentos providos de turbinas rotativas de eixo vertical que causam grande turbilhonamento na água para facilitar a penetração e dissolução do oxigênio.



Figura 32 – Tratamento Secundário de Esgotos – Tanque Aerador

Fonte: <<http://meioambiente-sidi.blogspot.com.br>>, 2014

Tendo em vista a maior introdução de oxigênio na massa líquida do que é possível numa lagoa facultativa convencional, há redução significativa no volume necessário para esse tipo de sistema, sendo suficiente um tempo de detenção variando entre 5 e 10 dias.

O grau de energia introduzido na lagoa pelos aeradores é suficiente apenas para a obtenção de oxigênio, porém não é suficiente para a manutenção dos sólidos em suspensão e bactérias dispersos na massa líquida. Portanto, ocorre sedimentação da matéria orgânica, formando o lodo de fundo que será estabilizado anaerobiamente como em uma lagoa facultativa convencional.

A lagoa aerada pode ser utilizada quando se deseja um sistema predominantemente aeróbio e a disponibilidade de área é insuficiente para a instalação de uma lagoa facultativa convencional. Devido à introdução de equipamentos eletromecânicos, a complexidade e a manutenção operacional do sistema são maiores, além da necessidade de consumo de energia elétrica.

O efluente do tanque de aeração é submetido à decantação secundária (Figura 33), onde o lodo ativado é separado para regressar ao tanque de aeração. O retorno do lodo é necessário para suprir o tanque de aeração com uma quantidade suficiente de microrganismos e manter uma relação alimento/microrganismo capaz de decompor com maior eficiência o material orgânico.

O efluente líquido oriundo do decantador secundário muitas vezes pode ser descartado diretamente para o corpo receptor, mas nem sempre. É preciso verificar a classificação daquele corpo receptor, conforme a Resolução Conama 357/2005, a fim de saber qual é o limite tolerável para poluentes em cada situação (Resolução Conama 430/2011).

Na maioria das ETE brasileiras, a última etapa do processo é a decantação secundária. Portanto, o ciclo iniciado no tratamento preliminar se encerra ao final do tratamento secundário. Contudo, em alguns casos raros no país, existe a opção pelo tratamento terciário, que objetiva a remoção de organismos patogênicos, poluentes específicos (comumente tóxicos ou compostos não biodegradáveis) ou a adequação final aos parâmetros estabelecidos pelo Conama.



Figura 33 – Tratamento Secundário de Esgotos – Decantador Secundário

Fonte: AQUAENG, 2014

O tratamento terciário inclui etapas específicas de acordo com o grau de depuração que se deseja alcançar, com o objetivo de completar o tratamento secundário sempre que as condições locais exigirem um grau de depuração excepcionalmente elevado. Geralmente, essa fase se divide em desinfecção, desnitrificação e remoção de fósforo.

A desinfecção das águas residuais visa à remoção dos organismos patogênicos. O método de cloração contribui significativamente para a redução de odores em estações de tratamento de esgoto, além de ser um processo de baixo custo e elevado grau de eficiência em relação a outros processos similares, como a ozonização (que é bastante dispendiosa) e a radiação ultravioleta (que não é aplicável a qualquer situação).

A remoção de nitrogênio (desnitrificação) requer condições anóxicas (ausência de oxigênio) para que as comunidades biológicas apropriadas se formem. A desnitrificação é facilitada por um grande número de bactérias, e métodos de filtragem em areia, lagoa de polimento, etc. podem reduzir a quantidade de nitrogênio no efluente. O sistema de lodo ativado, quando bem projetado, também pode reduzir significativa parte do nitrogênio.

A remoção de fósforo pode ser feita por precipitação química, geralmente com sais de ferro ou alumínio. O lodo químico resultante é de difícil tratamento, e o uso dos produtos químicos torna-se caro. Apesar disso, a remoção química de fósforo requer equipamentos muito menores que os usados por remoção biológica.

Finalmente, os subprodutos sólidos gerados nas diversas unidades de tratamento de esgoto, tais como material gradeado, areia, espuma e lodo, devem ter tratamento apropriado.

O montante total de lodo a ser tratado em uma ETE é a soma de duas parcelas: o lodo primário (oriundo do decantador primário) e o lodo ativado (proveniente do decantador secundário). Na sequência, serão apresentadas as quatro etapas típicas de tratamento de lodo de uma ETE: adensamento, estabilização, desidratação e transformação/disposição final, conforme mostrado em Carvalho (2010).

- i)** Adensamento: consiste em uma operação unitária para aumentar o teor de sólidos do lodo por meio da remoção parcial de água e, conseqüentemente, sua redução do volume. O adensamento do lodo de esgotos beneficiará as etapas subsequentes do tratamento e pode ser realizada por três métodos: gravidade, flutador e centrífuga;
- ii)** Estabilização: serve para neutralizar total ou parcialmente as substâncias instáveis e a matéria orgânica presentes no lodo fresco. A estabilização pode ser feita por processos biológicos (digestão aeróbica ou digestão anaeróbica), químicos (adição de produtos químicos) e físicos (calor);
- iii)** Desidratação: também denominada “desaguamento”, essa fase objetiva reduzir o volume de lodo a fim de baratear a etapa logística até o local de disposição final. São estas as alternativas para desidratação do lodo: filtro prensa, prensa desaguadora, centrífuga, secagem térmica e oxidação úmida;
- iv)** Transformação/disposição final: no último passo, pode haver secagem térmica, oxidação úmida, incineração, aplicação da torta de lodo em aterros sanitários ou na agricultura (devido à economicidade e adequação ambiental). Godoy (2013) mostra que internacionalmente a destinação do lodo desidratado para reuso agrícola é a parcela majoritária, enquanto, no Brasil,²⁰ apenas 19% do total têm essa finalidade. No caso brasileiro, mais de 60% do lodo desidratado são encaminhados para aterros sanitários.

20 Dados referentes à bacia dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí.

A Tabela 15 traz uma síntese da eficiência de cada etapa existente em uma estação de tratamento de esgotos, no que tange aos diferentes componentes poluentes (matéria orgânica, sólidos em suspensão, nutrientes e bactérias).

Tabela 15 – Eficiência da Remoção no Tratamento de Esgoto Doméstico

Tipo de Tratamento	Matéria Orgânica (redução de DBO)	Sólidos em Suspensão	Nutrientes	Bactérias
Preliminar	5% a 10%	5% a 20%	Não remove	10% a 20%
Primária	25% a 50%	40% a 70%	Não remove	25% a 75%
Secundária	80% a 95%	65% a 95%	Não remove	70% a 99%
Terciária	40% a 99%	80% a 99%	Até 99%	Até 99,999%

Fonte: CETESB, 1988

Conforme já detalhado, o tratamento terciário é a rota tecnológica mais completa e única capaz de remover os nutrientes do esgoto doméstico. Entretanto, o tratamento secundário é o nível máximo na maior parte das ETE brasileiras e costuma ser suficiente para atendimento da legislação ambiental vigente.

2.4 CONSUMO DE ENERGIA NO TRATAMENTO DE ESGOTOS

Existe uma vasta gama de configurações possíveis para uma ETE. Dependendo da tecnologia escolhida para cada sítio, mudam também os equipamentos instalados na planta e, com isso, se altera o consumo de energia no processo. Entretanto, é possível traçar um perfil de consumo energético nas ETE brasileiras em razão de três pontos fundamentais:

- i) Na maioria dos casos, o tratamento de esgotos no Brasil começa no gradeamento e se encerra no decantador secundário. Ou seja, no geral, inexistente no país tratamento terciário de esgotos domésticos;
- ii) As fases de tratamento preliminar, primário e secundário consomem exclusivamente eletricidade. Não há qualquer demanda térmica, seja na forma de calor de processo ou mesmo como aquecimento direto;
- iii) O uso final da energia elétrica é sempre como força motriz, principalmente em equipamentos como bombas de esgoto, aeradores e pequenos motores.

Em ETE dos EUA,²¹ os aeradores demandam 60% da energia total, ao passo que as bombas de esgoto consomem 1/5 desse montante (12%). Portanto, ambos representam quase 3/4 da demanda energética total de uma ETE.

Em âmbito nacional, Lima (2005) apresenta dados reais de quatro estações de tratamento de esgoto: ETE Barueri (localizada na região metropolitana de São Paulo), ETE Arrudas (em Belo Horizonte), ETE Santana (em Varginha) e ETE Ipatinga. Assim sendo, é uma referência melhor do que a anterior, pois revela dados reais de operação na configuração típica brasileira.

²¹ Na configuração da ETE típica americana existe o tratamento terciário de esgotos domésticos.

A maior de todas é a ETE Barueri, que atende uma população de três milhões de habitantes e trata 6,15 m³/s de esgotos.²² Nessa unidade, os aeradores correspondem a 50% do consumo elétrico total (ou 3 MWh/mês), enquanto a estação elevatória demanda outros 30%.

A ETE Arrudas é a principal da região metropolitana de Belo Horizonte e trata 1,2 m³/s de esgotos, equivalente a uma população de cerca de 500 mil habitantes.²³ Nesse caso, não existe estação elevatória e, com isso, economiza-se energia elétrica para bombeamento do esgoto para dentro da unidade. O consumo elétrico final global é de 800 MWh por mês (LIMA, 2005).

A ETE Santana atende 80 mil habitantes ou cerca de 70% da população da cidade de Varginha (MG), recebendo aproximadamente 0,1 m³/s de esgotos para tratamento e demandando 43 MWh/mês de eletricidade.

A ETE Ipatinga, também situada em Minas Gerais, recebe uma vazão afluyente média de aproximadamente 0,2 m³/s de esgotos, atendendo uma população de 140 mil habitantes. O consumo de energia elétrica mensal é da ordem de 25 MWh. Informações adicionais, referentes às quatro unidades de tratamento citadas, são sintetizadas na Tabela 16.

Tabela 16 – Dados Operacionais de Quatro Estações de Tratamento de Esgotos

ETE	BARUERI	ARRUDAS	SANTANA	IPATINGA
Estação elevatória	Sim	Não	Sim	Não
Tratamento	Aeróbio	Aeróbio	Anaeróbio	Anaeróbio
Vazão [m³/s]	6,15	1,16	0,098	0,161
Habitantes	3.000.000	1.000.000	80.000	140.000
Carga orgânica abatida [kg DBO/dia]	115.000	20.328	Não disponível	Não disponível
Carga orgânica abatida [kg DQO/dia]	201.000	43.660	4.050	9.500
Consumo elétrico total ²⁴ [kWh/mês]	6.012.646	800.000	43.400	25.300
kWh/kg DQO removida	1,00	0,61	0,36	0,09
Biogás [m³/dia]	26.000	8.034	1.250	2.845
Lodo [t/dia]	230	52	0,7	1,78

Fonte: Adaptado de LIMA, 2005

Nesse ponto, é preciso ser criterioso para escolher qual indicador de consumo específico será adotado, sabendo-se que não existe na literatura consenso a respeito de qual seria a melhor maneira de se mensurar o consumo específico de uma ETE. Uma primeira possibilidade seria comparar o consumo elétrico por volume de esgoto tratado, sem qualquer ponderação.

²² Essa unidade foi posteriormente ampliada e hoje tem capacidade para tratar 9,5 m³/s e beneficiar 4,5 milhões de paulistanos.

²³ O projeto original previa atendimento a 1 milhão de habitantes ou 2,2 m³/s de esgotos. Todavia, em decorrência de ligações clandestinas, esse montante não havia sido alcançado até a publicação do trabalho de Lima (2005). Para fins de comparação com as demais ETE, será utilizado neste relatório o dado antigo, uma vez que o consumo de energia atual não está disponível.

²⁴ Inclui bombeamento na estação elevatória, aeração, bombeamento de lodo e iluminação.

Nesse caso, a ETE Ipatinga apresenta o menor consumo, com 61 Wh/m³ esgoto, enquanto a ETE Barueri tem o maior valor (377 Wh/m³ esgoto). ETE Arrudas e ETE Santana registraram 266 Wh/m³ esgoto e 171 Wh/m³ esgoto, respectivamente.

Porém, levando-se em consideração as diferentes configurações existentes nas ETE, tal aferição pode não ser a melhor possível. Em outras palavras, é questionável usar esse indicador para comparar eficiência em processos distintos.

Uma segunda possibilidade leva em conta o relevo da região, pois pode haver necessidade de construir uma estação elevatória para que o esgoto chegue à unidade de tratamento. Isso já seria um fator que distorceria a análise, uma vez que configuraria uma fração da demanda total anterior à etapa de pré-tratamento do resíduo líquido urbano em algumas ETE.

No tocante às informações citadas na Tabela 16, as ETE Barueri e Santana têm estação elevatória, enquanto as ETE Arrudas e Ipatinga não têm. Dessa forma, a comparação deveria ser feita em pares, segregando as estações com elevatórias (ETE Barueri e ETE Santana) daquelas sem elevatórias (ETE Arrudas e ETE Ipatinga).

Um terceiro vetor comparativo seria o de tecnologia de tratamento do efluente. Na ETE Barueri e na ETE Arrudas, usa-se o método aeróbio (que necessita empregar aeradores). Assim sendo, é natural esperar que as outras duas ETE, que utilizam sistemas anaeróbios (sem aeradores), apresentem menor consumo de eletricidade.

Nessa ótica, uma análise mais pertinente seria por meio de outro indicador de consumo específico: a eletricidade consumida sobre a carga orgânica removida. Esse montante valorizaria o benefício final, independentemente do processo adotado.

Em ordem decrescente, a ETE Barueri apresenta o maior consumo específico, com 1,00 [kWh/kg _{DQOremovida}], seguido das estações Arrudas, Santana e Ipatinga, respectivamente, com 0,61 [kWh/kg _{DQOremovida}], 0,36 [kWh/kg _{DQOremovida}] e 0,09 [kWh/kg _{DQOremovida}].

Em uma análise mais macro, torna-se interessante verificar a participação do setor de saneamento perante a demanda total de energia elétrica de um país. De acordo com a metodologia preconizada pela Agência Internacional de Energia (IEA), o segmento de saneamento estaria alocado no setor público (IEA, 2005). Estima-se que a movimentação e o tratamento de água e esgotos representem entre 3% e 4% do consumo elétrico dos Estados Unidos (NREL, 2012). No ano de 2010, isso teria significado algo em torno de 143 TWh (EPRI, 2002). Na Inglaterra e no País de Gales, o tratamento de esgotos representa 1% da demanda de eletricidade. Em 2005, representou consumo diário de 6,34 GWh, somando-se os dois países (POST, 2007).

A Tabela 17 explicita o gasto energético do setor de saneamento no Brasil em 2012, ano mais recente disponível. Verifica-se que os serviços de abastecimento de água representam 91% do total, enquanto o tratamento de esgotos perfaz os 9% restantes.

Tabela 17 – Consumo Elétrico em Serviços de Água e Esgoto no Brasil em 2012

Consumo Anual de Eletricidade	Abastecimento de Água	Tratamento de Esgoto	Consumo Total do Segmento Saneamento
Ano 2012	10.877 GWh	1.073 GWh	11.951 GWh

Fonte: SNIS, 2014

Segundo o Balanço Energético Nacional (BEN), elaborado e publicado anualmente pela Empresa de Pesquisa Energética (EPE), a demanda total de energia elétrica no país, em 2012, foi de 498.398 GWh (EPE, 2014). Desse modo, o setor de saneamento como um todo teria sido responsável por 2,4% da demanda elétrica brasileira naquele ano. Se as parcelas forem separadas por atividade, observa-se que o tratamento de esgotos consumiu 0,2% do total, ao passo que o abastecimento de água demandou 2,2% da eletricidade do montante global.

Todavia, é importante lembrar que no Brasil tanto o abastecimento de água quanto o tratamento de esgotos não são universalizados nem ao menos nas regiões urbanas. Assim sendo, a comparação com outros países desenvolvidos (EUA, Inglaterra e Gales) necessita de uma ponderação. Conforme dados apresentados anteriormente, o patamar de atendimento por rede de abastecimento de água nas zonas urbanas brasileiras, em 2012, era de 93,2% e o de coleta de esgotos era de 56,1%.

Considerando ainda as metas estabelecidas no Plansab, pode-se estimar qual seria o consumo elétrico do segmento de saneamento caso o nível de atendimento da rede fosse de 100% para a água e 93% para o serviço de esgotos.

A Tabela 18 projeta qual seria a demanda elétrica para o abastecimento de água em zonas urbanas se as metas do Plansab já tivessem sido atendidas. A Tabela 19 é análoga, porém com a projeção para o consumo do serviço de esgotos.

Tabela 18 – Estimativa de Consumo para a Rede de Água – Meta Plansab

Nível de atendimento da rede de abastecimento de água em áreas urbanas no Brasil	Registrado em 2012	Estimado para meta Plansab
	93,20%	100%
Consumo de eletricidade	10.877 GWh	11.670 GWh

Fontes: MCIDADES, 2013; MCIDADES, 2014

Tabela 19 – Estimativa de Consumo para a Rede de Esgotos – Meta Plansab

Nível de atendimento da rede de coleta de esgoto em áreas urbanas no Brasil	Registrado em 2012	Estimado para meta Plansab
	56,10%	93%
Consumo de eletricidade	1.073 GWh	1.779 GWh

Fontes: MCIDADES, 2013; MCIDADES, 2014

Vale ressaltar que ambas as estimativas consideram as hipóteses de expansão do atendimento urbano com o mesmo patamar de eficiência atual e com o mesmo consumo específico de eletricidade nas duas atividades.

Nesse contexto, o consumo anual do setor de saneamento seria 12,6% superior ao nível verificado em 2012, totalizando 13.450 GWh. Nessa condição, as duas atividades somadas equivaleriam a 2,7% do consumo elétrico brasileiro, sendo 2,3% para o abastecimento de água e 0,4% do total para tratamento de esgotos.

Verifica-se, portanto, que a expansão do nível de atendimento do saneamento brasileiro terá impacto pouco significativo na matriz elétrica nacional. Na verdade, a expectativa é que o acréscimo de consumo seja ainda menor que o apresentado, uma vez que estão em curso ações de modernização de algumas instalações de tratamento de esgotos e água em território nacional.

O Programa Nacional de Conservação de Energia Elétrica (Procel) tem uma linha temática específica para esse tema, o Procel Sanear, criado em 2003. Além de uma série de atividades como capacitação e elaboração de normas técnicas, entre outras, o programa seleciona projetos de saneamento para investimentos em modernização de equipamentos.

Até 2012, foram contemplados 12 projetos pelo Procel Sanear nas cinco regiões geográficas do país. Os resultados alcançados até então foram a redução de 314 kW na demanda de ponta e a economia total de 4,5 GWh por ano em consumo de eletricidade (PROCEL, 2013).

Por fim, o Procel indica que o potencial de eficiência energética no setor de saneamento brasileiro é grande: 20%, apenas considerando os sistemas de bombeamento e de reservação de água.

2.5 EMISSÕES NA CADEIA DE EFLUENTES

O esgoto doméstico e os efluentes, em particular dos segmentos industriais de alimentos e bebidas e papel e celulose, detêm grande potencial de emissões de CH_4 justamente por se configurarem em efluentes de alto grau de conteúdo orgânico. Os esgotos domésticos são fontes também de emissões de N_2O em função do conteúdo de nitrogênio na alimentação humana.

Os esgotos são fonte de emissão de CH_4 quando tratados ou dispostos anaerobicamente. São também fonte de N_2O , que pode ser produzido pela decomposição de compostos nitrogenados²⁵ presentes nos efluentes encaminhados aos corpos d'água, tanto no caso do despejo *in natura* quanto após as etapas de tratamento. As emissões de CO_2 não são consideradas, porquanto são de origem biogênica.

O grau de tratamento varia na maioria dos países em desenvolvimento. Em alguns casos, o efluente industrial é lançado diretamente nos corpos hídricos, enquanto a maioria das plantas

25 Principalmente ureia, nitrato, proteínas.

industriais tem seu próprio sistema de tratamento. No caso de esgotos domésticos, estes podem ser tratados em ETE, fossas, tanques sépticos ou dispostos em lagoas e cursos d'água por meio de coletores abertos ou fechados. Em algumas cidades costeiras, os esgotos são lançados no mar.

Tanto o tratamento de esgotos quanto o de lodos sob condições anaeróbias resultam em produção de metano. A quantidade de metano produzida depende dos seguintes fatores: características do esgoto/efluente, temperatura e tipo de tratamento.

Dentre as várias opções coletivas para o tratamento biológico de esgotos, as mais utilizadas no Brasil são as lagoas de estabilização e as diversas modificações do processo de lodos ativados, particularmente aquelas que empregam o conceito de aeração prolongada e filtros biológicos.

Com relação ao CH_4 , suas emissões geralmente são estimadas a partir da matéria orgânica presente nos efluentes, expressa em termos de demanda bioquímica de oxigênio (DBO), que representa a quantidade de oxigênio consumida por microrganismos na oxidação bioquímica da matéria orgânica. O volume de esgotos gerados por pessoa depende da quantidade de água consumida e corresponde normalmente a 80% desse consumo. Por fim, as emissões de N_2O de dejetos humanos, usualmente, são estimadas a partir do consumo médio anual *per capita* de proteína, por estado ou região e da população do país.

As emissões de CH_4 e N_2O provenientes do tratamento de esgotos domésticos e comerciais são apresentadas na Figura 34 para os anos de 1990, 1995, 2000, 2005 e 2010. Na Tabela 20 encontram-se dispostas as variações percentuais das respectivas emissões, que no período completo 1990-2010 apresentam incremento de 92% para o metano e de 67% para o óxido nitroso.

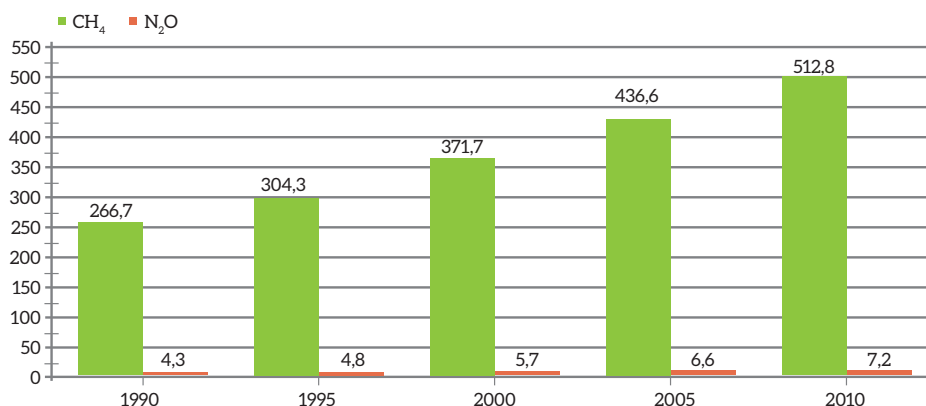


Figura 34 – Emissões (Gg) de CH_4 e N_2O por Tratamento de Esgoto Doméstico e Comercial no Brasil (1990-2010)

Fonte: MCTIC, 2016

Tabela 20 – Variação (%) das Emissões por Tratamento de Esgoto Doméstico e Comercial no Brasil (1990-2010)

Ano	Variação dos intervalos		Variação entre 1990-2010	
	CH ₄	N ₂ O	CH ₄	N ₂ O
1990-1995	14%	12%	92%	67%
1995-2000	22%	17%		
2000-2005	17%	16%		
2005-2010	17%	9%		

Fonte: MCTIC, 2016

Semelhantemente ao procedimento considerado para RSU, descreve-se a metodologia que será considerada para projetar as emissões decorrentes do tratamento de esgotos. Para o metano, conforme o *Guia IPCC 1996* (IPCC, 2006), a estimativa de carga orgânica total gerada pode ser calculada a partir das seguintes equações:

$$\text{Equação 10: } \text{COT} = \text{Pop} * \text{COD} * 365$$

Onde,

COT = Carga Orgânica Total (kgDBO/ano)

Pop = População (habitantes)

COD = Componente Orgânico de Degradação (kgDBO/hab.dia)

365 = dias/ano

$$\text{Equação 11: } \text{FE} = \text{B}_0 * \text{MCF}$$

Onde,

FE = Fator de Emissão (kgCH₄/kgDBO)

B₀ = Capacidade Máxima de Produção de Metano (kgCH₄/kgDBO)

MCF = Fator de Correção de Metano (adimensional)

$$\text{Equação 12: } \text{CH}_{4\text{Em}} = \text{COT} * \text{FE}$$

Onde,

CH_{4Em} = Produção de Metano (kgCH₄)

COT = Carga Orgânica Total (kgDBO/dia)

FE = Fator de Emissão (kgCH₄/kgDBO)

$$\text{Equação 13: } \text{ELM} = \text{CH}_{4\text{Em}} - \text{MR}$$

Onde,

ELM = Emissões Líquidas de Metano

$\text{CH}_{4\text{Em}}$ = Produção de Metano (kgCH_4)

MR = Metano Recuperado²⁶

O componente orgânico de degradação (COD) para o Brasil, segundo o IPCC,²⁷ é de 0,05 $\text{kgDBO}_5/\text{hab.dia}$ ²⁸. Já o valor default do IPCC²⁹ para a capacidade máxima de produção de metano (BO) é de 0,6 $\text{kgCH}_4/\text{kgDBO}$. Cabe ressaltar que a Equação 10 é derivada da equação:

$$\text{Equação 14: } \text{COT} = \text{Pop} * \text{COD} * (1 - \text{FRL})$$

Onde,

FRL representa a Fração Removida como Lodo

Para solucionar a equação, considera-se a premissa de que as emissões referentes ao lodo estão agregadas às emissões dos efluentes líquidos, pois o fator de correção do metano (0,8) para o tratamento anaeróbico do lodo é comumente o mesmo adotado para os processos anaeróbicos dos efluentes líquidos. Caso parte do lodo receba somente tratamento químico ou aeróbio (com baixa ou nenhuma emissão de metano), as emissões estarão reportadas de maneira superestimada. No entanto, como não há informações disponíveis sobre o volume de produção do lodo e sua forma de tratamento, a alternativa é inventariar as emissões de forma conservadora (então, refere-se à emissão máxima possível) e agregadas às emissões totais dos efluentes líquidos. Dessa forma, na ausência de dados sobre a fração de matéria orgânica removida como lodo, utiliza-se o valor zero para essa fração.

Por sua vez, as emissões de óxido nitroso (N_2O) são importantes somente em estações de tratamento com sistemas de nitrificação e de denitrificação ou em esgotos lançados a céu aberto. No caso de ausência de plantas avançadas de tratamento de efluentes, com etapas de nitrificação e desnitrificação, são estimadas as emissões do esgoto lançado sem tratamento nos corpos hídricos, assim como as emissões das fossas, considerando a eficiência de 25% descrita na TCN, que se inferiu como sendo a parcela do esgoto assim destinado que produziria emissões de N_2O .

A equação geral para o cálculo das emissões do esgoto sem tratamento é a Equação 16, que necessita de parâmetros da Equação 15, conforme o *Guia IPCC 2006* (IPCC, 2006):

$$\text{Equação 15: } \text{N}_{\text{efluente}} = (\text{Pop} * \text{Proteína} * \text{F}_{\text{NPtn}} * \text{F}_{\text{não-cons}} * \text{F}_{\text{ind-com}}) - \text{N}_{\text{lodo}}$$

Onde,

$\text{N}_{\text{efluente}}$ = Nitrogênio presente no efluente lançado no corpo hídrico, kgN/ano

²⁶ Na ausência de informações, esse valor é zero.

²⁷ Tabela 6.4 / *Guia IPCC 2006* (IPCC, 2006).

²⁸ DBO = demanda bioquímica de oxigênio.

²⁹ Tabela 6.2 / *Guia IPCC 2006* (IPCC, 2006).

Pop = População

Proteína = Consumo anual *per capita* de proteína, kg/hab.ano

$F_{N_{Ptn}}$ = Fração de nitrogênio na proteína, kgN/kg proteína

$F_{N_{\text{Não-cons}}}$ = Fator de proteína não consumida presente no efluente

$F_{Ind-com}$ = Fator de descarga de proteína no sistema de esgoto industrial e comercial

N_{Lodo} = Nitrogênio removido como lodo, kgN/ano

$$\text{Equação 16: Emissões } N_2O = N_{\text{efluente}} * FE_{\text{efluente}} * 44 / 28$$

Onde,

Emissões de N_2O = Emissões de N_2O , kg/ano

N_{efluente} = Nitrogênio presente no efluente lançado no corpo hídrico, kgN/ano

FE_{efluente} = Fator de emissão, kg N_2O -N/kgN

44/28 = Fator de conversão de N_2O -N/kgN

Os valores default do *Guia IPCC 2006* (IPCC, 2006) são:

- Fração de nitrogênio na proteína ($F_{N_{Ptn}}$): 0,16 kgN/kg proteína;
- Fator de proteína não consumida presente no efluente ($F_{N_{\text{Não-cons}}}$) para países em desenvolvimento: 1,1;
- Fator de descarga de proteína no sistema de esgoto industrial e comercial ($F_{Ind-com}$): 1,25;
- Nitrogênio removido como lodo = zero kgN/ano.

O default do *Guia IPCC 2006* (IPCC, 2006) para o fator de emissão do esgoto doméstico lançado sem tratamento nos corpos hídricos é 0,005 kg N_2O -N/kgN.

No que se refere aos efluentes industriais, destaca-se que são tradicionalmente tratados pelo uso de lagoas ou pelos processos de lodos ativados ou filtros biológicos. No entanto, verifica-se tendência crescente da utilização de reatores anaeróbios devido à baixa necessidade de área dessa tecnologia, além de não consumir energia para aeração.

Segundo a TCN, no que se refere às estimativas de emissões de CH_4 , foram utilizados dados da produção industrial e o fator de emissão para cada um dos setores considerados. Os dados relativos à produção industrial desses setores são apresentados na Figura 35.

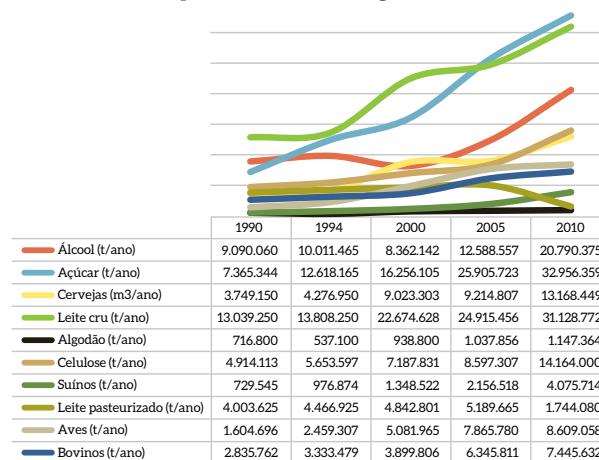


Figura 35 – Produção Industrial Brasileira por Setores Selecionados (1990-2010)

Fontes: MCTIC, 2016

Os efluentes oriundos da indústria de açúcar e álcool, apesar do grande potencial de emissão de metano devido à elevada geração de carga orgânica, não representam fonte de emissão desse gás, dado que seus efluentes são lançados no solo como fertilizante, sem tratamento anaeróbio. Portanto, foram consideradas nulas as emissões desse setor. Os fatores de emissão utilizados, segundo os respectivos setores, encontram-se na Tabela 21 e estão em consonância com valores previstos nos *Guias IPCC 1996 e 2006*.

Tabela 21 – Fatores de Emissão de CH₄ para os Setores Industriais Selecionados

Setor Industrial	Fatores de Emissão
	(kg CH ₄ / kg DBO)
Açúcar e álcool	0
Algodão	0,3
Aves	0,3
Bovinos	0,3
Cerveja	0,395
Leite cru	0,3
Leite pasteurizado	0,3
Papel	0,3
Suínos	0,3

Fonte: IPCC, 1996; IPCC, 2006

As estimativas das emissões de metano do tratamento de efluentes industriais são apresentadas na Tabela 22, tendo sido computado para o ano de 2010 o total aproximado de 623 Gg emitidos por esses efluentes. O período de 1995 a 2010 consistiu no que a indústria mais produziu efluentes e, por conseguinte, emissões provenientes.

Tabela 22 – Emissões de CH₄ pelo Tratamento de Efluentes Industriais

Ano	Emissões de CH ₄ (Gg)	Variação dos intervalos	Variação entre 1990-2010
1990	82,6	-	750%
1995	149,1	79,50%	
2000	233,1	56,40%	
2005	388,3	66,50%	
2010	622,9	60,50%	

Fonte: MCTIC, 2016

No que se refere à metodologia de cálculo das emissões de metano e óxido nitroso dos efluentes industriais, a TCN inicialmente considera a estimativa de carga orgânica total gerada, conforme Equação 17:

$$\text{Equação 17: } COT = W * DQO$$

Onde,

COT = Carga Orgânica Total (kgDQO/ano)

W = Vazão de Efluentes Gerados (m³/ano)

DQO = Demanda Química de Oxigênio (kgDQO/m³)

$$\text{Equação 18: } FE = B_0 * MCF$$

Onde,

FE = Fator de Emissão (kgCH₄/kgDQO)

B_0 = Capacidade Máxima de Produção de Metano (kgCH₄/kgDQO)

MCF = Fator de Correção de Metano (adimensional)

$$\text{Equação 19: } CH_{4Em} = COT * FE$$

Onde,

CH_{4Em} = Produção de Metano (kgCH₄)

COT = Carga Orgânica Total (kgDQO/ano)

FE = Fator de Emissão (kgCH₄/kgDQO)

$$\text{Equação 20: } ELM = CH_{4Em} - MrR$$

Onde,

ELM = Emissões Líquidas de Metano

CH_{4Em} = Produção de Metano (kgCH₄)

MR = Metano Recuperado³⁰

Na ausência de dados específicos de DQO, podem ser considerados os valores default do Guia IPCC 2006 (IPCC, 2006). Entretanto, podem ser assumidos valores mais realistas, que melhor representem as atividades industriais, conforme exemplo do *Inventário de Emissões de Gases de Efeito Estufa do Estado do Rio de Janeiro* (SEA, 2007), cujos valores base utilizados para demanda química de oxigênio apresentam-se na Tabela 23. Trata-se de uma tentativa de melhor caracterização regional das emissões a partir de dados e informações mais específicas, além dos valores default do IPCC.

³⁰ Na ausência de informações, esse valor é zero.

Tabela 23 – Demanda Química de Oxigênio – Efluentes Industriais (kg DQO/m³)

Setores	DQO (kg/m³)
Bebidas	2,9
Pescado	2,5
Alimentícia (matadouro/abatedouro)	3,6
Têxtil (lavanderia/tinturaria)	0,85
Sabão e detergente	0,85
Tintas e resinas	3,7
Farmacêutico/Veterinário	3
Químicos	3
Petroquímica	1

Fonte: CENTRO CLIMA, 2007 a partir de FEEMA-RJ

Conforme a metodologia realizada no *Inventário do Município do Rio de Janeiro* (SMAC, 1999), a indústria de refrigerante apresentou DQO 1,7 a 2,5 kgDQO/m³, e a indústria de cerveja DQO 2,8 a 5,8 kgDQO/m³. Utilizando-se o *Guia IPCC 2006* (IPCC, 2006), tem-se fator DQO para Beer e Malt de 2,9 kgDQO/m³.

Como é factível que o setor de alimentos contenha empresas sem identificação de atividades específicas, uma alternativa é a utilização do fator de DQO, calculado pela média ponderada (volume de efluentes x COD-IPCC) entre os setores específicos identificados e seu respectivo fator.

Com relação à indústria têxtil (lavanderia/tinturaria), não há um valor default do IPCC. Pode-se, como alternativa, utilizar a média do intervalo de valores para sabão e detergente (0,5-1,2). Já para a indústria farmacêutica/veterinária, bem como a de química, podem ser utilizados os valores para a indústria de química orgânica.

O valor default do IPCC para a capacidade máxima de produção de metano – B0 é de 0,25 kgCH₄/kgDQO. A TCN adotou 0,3 como o valor para o fator de correção de metano (MCF),³¹ pois este representa um tratamento aeróbico mal gerenciado, que, por sua vez, é superior ao de uma lagoa rasa anaeróbica (0,2). Os demais valores para processamento anaeróbico são 0,8. No entanto, caso esse fosse o fator escolhido, poderia acarretar uma superestimativa das emissões, uma vez que não se conhecem as condições específicas de tratamento biológico de cada atividade.

A Equação 18 deriva da Equação 21:

$$\text{Equação 21: } \text{COT} = W * \text{DQO} * (1 - \text{FRL})$$

Onde, FRL representa a fração removida como lodo.

³¹ Baseado na Tabela 6.8 – 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories.



Resíduos da agropecuária

Capítulo

3

3 RESÍDUOS DA AGROPECUÁRIA

Os resíduos da atividade agropecuária compreendem a disposição de dejetos animais e a incineração de restos de culturas agrícolas. Cabe destacar que esta breve caracterização servirá para uma nova abordagem na descrição de cenários de baixo carbono (BC e BC+I). Conforme mencionado, a avaliação do aproveitamento energético desses resíduos, enquanto estratégia para reduzir emissões no setor de agricultura, florestas e outros usos do solo (Afolu), será compartilhada entre os grupos de pesquisa, e as emissões de GEE serão reportadas à atividade agropecuária. Isso é consequência do entendimento de que a produção de resíduos da agropecuária é diretamente ligada à atividade agrícola, portanto decorrente de uma dinâmica setorial particular.

3.1 CARACTERIZAÇÃO DOS RESÍDUOS DA AGROPECUÁRIA

A produção de resíduos no setor da agropecuária é consequência da atividade de produção de culturas agrícolas e da criação de diferentes rebanhos da pecuária. Poucos são os levantamentos que tentam quantificar a produção de resíduos do setor em nível nacional. Uma das principais publicações é o *Inventário Energético de Resíduos Rurais*, publicado pela Empresa de Pesquisa Energética (EPE, 2014), que fez um levantamento com os principais indicadores de produção específica de resíduos de acordo com a atividade agrícola e pecuária. Outro levantamento foi o publicado na consulta pública da TCN pela equipe da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA, 2014). Os valores utilizados e definidos nesse relatório da TCN e EPE são apresentados na Tabela 24. Por fim, estudo de Portugal-Pereira et al. (2015) avaliou o potencial brasileiro de aproveitamento energético dos resíduos agrícolas.

Tabela 24 – Fatores de Produção de Resíduos

Resíduo	[tbs1/t]	kg/animal.dia
Palha de arroz	1,55	–
Palha de cana	0,18	–
Palha de milho	1,49	–
Palha de soja	1,98	–
Palha de trigo	2,9	–
Esterco suíno	–	0,60
Esterco avícola	–	0,03
Esterco bovino	–	3,87

1 tbs = Tonelada de biomassa seca

Fonte: EMBRAPA, 2014; EPE, 2014

Utilizando esses fatores e multiplicando-os pela produção agrícola e pelo tamanho de rebanho, consultados na base de dados Sidra do IBGE, é possível obter os seguintes valores para a produção de resíduos da agropecuária no período de 1990 a 2010 (Tabela 25).

Tabela 25 – Resíduos da Agropecuária

Resíduos	1990	1995	2000	2005	2010
Palha de arroz	11.502	17.400	17.259	20.449	17.416
Palha de cana	47.544	54.970	59.028	76.555	129.861
Palha de milho	31.808	54.038	48.158	52.319	82.493
Palha de soja	39.398	50.852	64.985	101.341	136.138
Palha de trigo	8.972	4.448	5.005	13.510	17.897
Esterco avícola	5.981	7.988	9.228	10.940	13.566
Esterco suíno	7.363	7.898	6.912	7.460	8.532
Esterco de bovino	194.973	198.673	214.694	263.484	263.605
Esterco de bovino de leite	12.816	29.069	25.263	29.135	32.383

Fonte: EMBRAPA, 2014; IBGE, 2015

3.2 EMISSÕES DE RESÍDUOS DA AGROPECUÁRIA

A TCN apresenta as emissões de metano e óxido nitroso para o período de 1990 a 2010. As emissões de metano e óxido nitroso, decorrentes do manejo de dejetos, tiveram incremento de 44% e 48% no período. Por sua vez, as emissões dos mesmos gases, em função da queima de resíduos, cresceram 74% e 71%, respectivamente (MCTIC, 2016).

Tabela 26 – Emissões de Metano e Óxido Nitroso Decorrentes de Resíduos da Agropecuária

Anos	Manejo de Dejetos		Queima de Resíduos	
	CH ₄	N ₂ O	CH ₄	N ₂ O
1990	421,6	10	106,5	2,8
1995	471,6	11,5	118,7	3,1
2000	479,7	11,5	105	2,7
2005	543,9	12,8	136,3	3,5
2010	608,1	14,8	185,3	4,8

Fonte: MCTIC, 2016



Síntese do consumo de energia e emissões de GEE dos RSU, efluentes e resíduos da agropecuária

Capítulo

4

4 SÍNTESE DO CONSUMO DE ENERGIA E EMISSÕES DE GEE DOS RSU, EFLUENTES E RESÍDUOS DA AGROPECUÁRIA

Nesta seção, objetiva-se sintetizar o consumo de energia e emissões de GEE provenientes dos RSU, efluentes e resíduos da agropecuária (Tabela 27). Os fatores de emissão utilizados foram $2,93 \text{ tCO}_2/\text{m}^3$ de óleo diesel e $0,50 \text{ tCO}_2/\text{m}^3$ de biodiesel metílico de soja, que detêm 85% do mercado nacional, obtidos em Nota Técnica da Empresa de Pesquisas Energéticas sobre emissões de gases responsáveis pelo efeito estufa dos combustíveis líquidos (EPE, 2007). Para o setor elétrico, utilizou-se como fator $65,3 \text{ tCO}_2/\text{GWh}$ (MCTI, 2012).

Pode-se observar que o setor de gestão de resíduos contabilizou emissões de aproximadamente 71 milhões de toneladas de dióxido de carbono equivalente em 2010. Ao adicionar as emissões provenientes dos resíduos da agropecuária e da movimentação dos RSU, essa emissão é de cerca de $101 \text{ MtCO}_2\text{e}$. Entretanto, cabe destacar que essas emissões, conforme TCN, são atribuídas ao setor agropecuário e de energia (subsetor de transportes), respectivamente.

Tabela 27 – Consumo Energético e as Emissões das Atividades do Setor de Gestão de Resíduos em 2010

Atividades	Consumo e emissões do transporte de resíduos ¹		Emissões do tratamento e disposição final (Gg)			Emissões Totais (GgCO ₂ e)
	Consumo	Emissões (GgCO ₂)	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	
Tratamento e decomposição dos RSU	914.000 (m ³ diesel)	2.567	175	1.327	0,01	39.901
Tratamento dos efluentes domésticos e comerciais	1.073 (GWh)	70	–	512,8	7,2	16.336
Tratamento de efluentes industriais ²	–	–	–	622,9	–	17.441
Resíduos da agropecuária ³	–	–	–	793,4	19,6	27.409
Total		2.637	175	3.256	26,8	101.087

Fonte: Elaboração própria

- 1 Embora reportadas neste relatório, as emissões e opções de mitigação decorrentes do transporte de RSU serão descontadas, para evitar dupla contagem, no setor de transportes, que também será responsável pela avaliação das opções de mitigação de emissões de GEE.
- 2 As emissões serão contabilizadas pelo subprojeto industrial e reportadas pelo setor de gestão de resíduos, conforme TCN. A avaliação das opções de mitigação de efluentes industriais também será objeto de avaliação do setor industrial.
- 3 As emissões serão contabilizadas pelo subprojeto de Afolu, enquanto as opções de mitigação de emissões de GEE serão avaliadas em conjunto com o setor de gestão de resíduos.



Melhores tecnologias disponíveis para o setor de gestão de resíduos

Capítulo

5

5 MELHORES TECNOLOGIAS DISPONÍVEIS PARA O SETOR DE GESTÃO DE RESÍDUOS

O gerenciamento de resíduos, em um contexto que visa à mitigação dos impactos ambientais e à valoração dos resíduos produzidos, torna estratégica a destinação final dos resíduos. De fato, a escolha de qual esquema tecnológico é o ideal para o tratamento, por tipo de resíduo, tem impacto significativo na cadeia de valor do gerenciamento de resíduos.

A opção por esse esquema ideal, no entanto, é dependente das características dos resíduos e consequente adequabilidade e maturidade tecnológica, condições econômicas e de viabilização do determinado esquema, como logística, conteúdo local, cadeia de serviços, comercialização dos energéticos e subprodutos e aspectos jurídico-regulatórios.

Nesse contexto, este capítulo tem como objetivo elucidar as principais questões envolvidas nas decisões por esquemas tecnológicos e sistemas de tratamento e valoração dos resíduos. Trata-se, portanto, de descrever as tecnologias que poderiam ser empregadas e/ou aprimoradas no setor com vistas a mitigar, direta ou indiretamente, emissões de GEE.

Este capítulo foi subdividido por setor, sendo os três primeiros tópicos correspondentes às caracterizações dos conjuntos tecnológicos dos setores de efluentes, resíduos sólidos urbanos e resíduos da agropecuária. O aproveitamento do biogás teve destaque em seção separada, pois a solução da biodigestão aparece para os três setores. Por fim, será realizada a discussão com os principais pontos dos condicionantes e critérios-chave para o desenvolvimento de projetos de aproveitamento energético de resíduos, seguida de uma seção com possibilidades futuras.

5.1 EFLUENTES

A principal alternativa do tratamento de efluentes líquidos urbanos com aproveitamento energético é a biodigestão anaeróbia, uma vez que essa rota já conjuga o tratamento do efluente e a produção de um energético. Assim, o biogás se configura como a forma mais importante de aproveitamento energético e, consequentemente, como vetor de mitigação de GEE no setor.

Existem ainda outras possibilidades, como combustão, pirólise ou gasificação do lodo residual do tratamento. Contudo, devido ao entendimento de que a biodigestão é a escolha natural para o setor, as opções aqui apresentadas serão por meio desse processo, caracterizado em seguida.

5.1.1 BIODIGESTÃO

Perovano e Formigoni (2001) explicam que a digestão anaeróbia pode ser descrita como um processo de três etapas: hidrólise de compostos orgânicos complexos, produção de ácidos (acidogênese e acetogênese) e produção de metano (metanogênese), como apresentado na Figura 36.

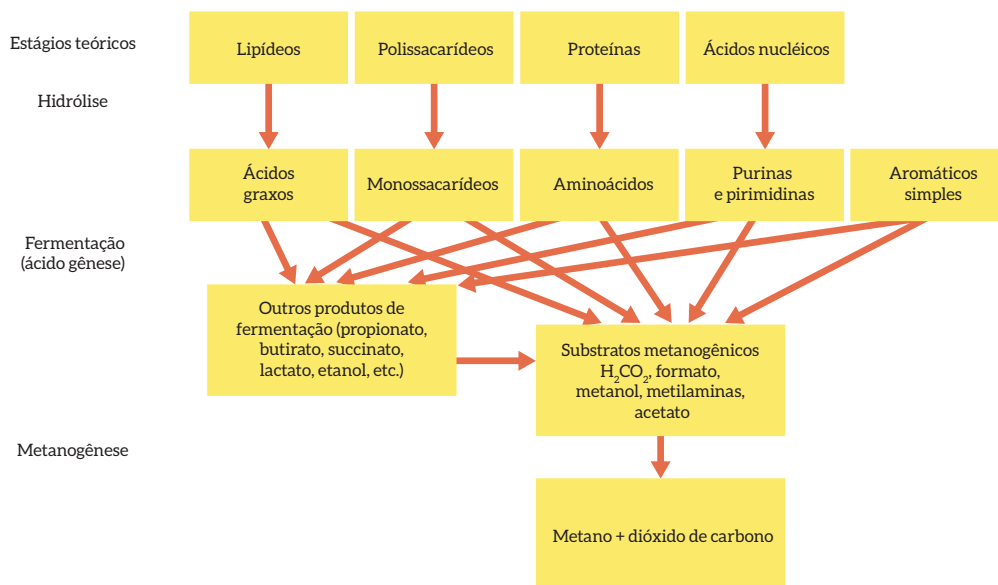


Figura 36 – As Três Etapas da Digestão Anaeróbica

Fonte: ZANETTE, 2009

Zanette (2009) relata que a primeira etapa é chamada de hidrólise. Nessa fase, o material particulado é convertido em compostos solúveis que podem ser hidrolisados em monômeros simples, que são utilizados pelas bactérias que realizam a fermentação.

A segunda etapa é a fermentação ou acidogênese. No processo de fermentação, aminoácidos, açúcares e alguns ácidos graxos são degradados. Os substratos orgânicos servem tanto como doadores quanto como aceptores de elétrons. Os principais produtos da fermentação são acetato, hidrogênio, CO_2 e propionato e butirato. O propionato e o butirato são fermentados posteriormente para também produzir hidrogênio, CO_2 e acetato.

Os produtos finais da fermentação (acetato, hidrogênio e CO_2) são, portanto, os precursores para a formação de metano na metanogênese. A energia livre associada com a conversão de propionato e butirato a acetato e hidrogênio requer que o hidrogênio esteja presente em baixas concentrações no sistema ($pH_2 < 10^{-4}$ atm), ou a reação não ocorrerá (METCALF; EDDY, 2003 apud ZANETTE, 2009).

A terceira etapa, a metanogênese, é realizada por um grupo de microrganismos coletivamente chamados de metanógenos. Dois grupos de organismos metanogênicos estão envolvidos na produção de metano. Um grupo, chamado de metanógenos acetilclásticos, converte o acetato em metano e dióxido de carbono. O segundo grupo, denominado metanógenos utilizadores de hidrogênio, utiliza hidrogênio como doador de elétrons e o CO_2 comoceptor de elétrons para produzir metano.

Bactérias dentro dos processos anaeróbicos, denominadas acetógenos, também são capazes de utilizar o CO_2 para oxidar o hidrogênio e produzir ácido acético. Entretanto, como o ácido acético será convertido em metano, o impacto dessa reação é pequeno.

As condições do meio, como concentrações de oxigênio, amônia relação C/N, pH, temperatura e disponibilidade de micronutrientes, afetam diretamente as reações e devem ser controladas para que não haja interrupções e para que a produção de biogás seja maximizada (FNR, 2010).

Parâmetros operacionais também são importantes e são definidos pelos tipos de reatores. Os reatores de digestão anaeróbia são projetados e classificados a partir de quatro variáveis-chave: o teor de matéria seca, digestão úmida ou seca; tipo de alimentação do substrato, contínua, semicontínua ou descontínua (em batelada); número de fases do processo, uma ou duas fases; e temperatura do processo, psicrofílico, mesofílico ou termofílico (FNR, 2010).

O teor de matéria seca, ou de sólidos totais, influencia basicamente o tipo de alimentação e a maneira como a reação ocorre. Em geral, o limite estabelecido é de 15% de sólidos totais como corte entre a biodigestão seca e úmida. Com baixo teor de sólidos, os biodigestores são, em geral, alimentados por bombeamento, enquanto acima desse limite as biomassas são empilhadas. Com substratos com mais sólidos, há maior opção por processos de biodigestão com mais de uma fase (em geral, hidrólise separada), de modo que a fase corresponde ao passo da reação (hidrólise, acidogênese ou metanogênese) e estágio corresponde a etapas do processo na usina, independentemente da fase bioquímica.

No que se refere ao gerenciamento de uma unidade de produção de biogás, há algumas etapas básicas representadas na Figura 37.

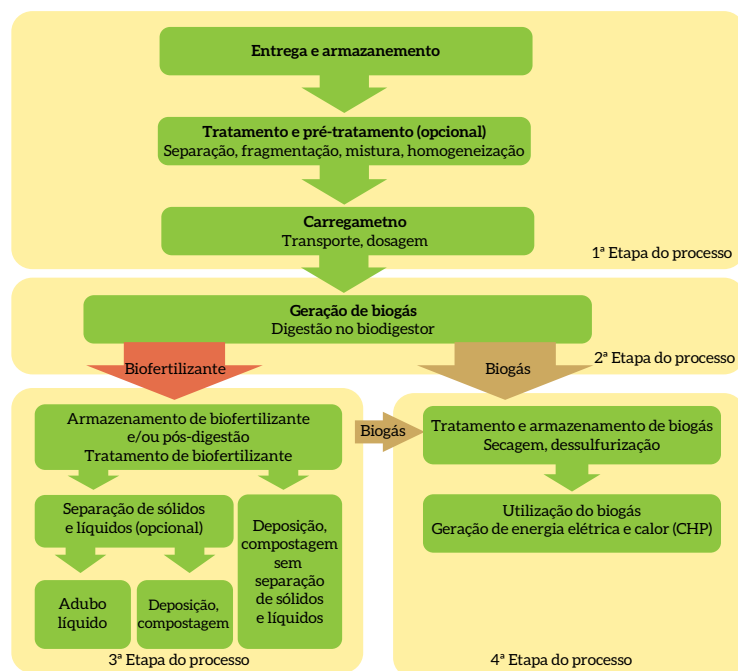


Figura 37 – Etapas de uma Unidade de Biodigestão Anaeróbica

Fonte: FNR, 2010

A primeira etapa corresponde ao gerenciamento do substrato e pode conter diversas operações, dependendo do substrato. A segunda é a produção de biogás propriamente dita, que ocorre nos reatores (biodigestores). A terceira diz respeito a todo o processamento dos resíduos e efluentes da biodigestão. E a quarta, aos sistemas de utilização do biogás.

5.1.1.1 REATOR UASB

A aplicação de tecnologias anaeróbias para tratamento de esgoto remonta há mais de 150 anos. O primeiro biodigestor data do ano de 1857, em Bombaim, na Índia. Foi destinado com o intuito de produzir gás combustível para um hospital de hansenianos (NOGUEIRA, 1986 apud BALMANT, 2009). A primeira aplicação em grande escala de tratamento de esgoto anaeróbio foi na década de 1860, na França, em um reator chamado Mouras Automatic Scavenger (MAHMOUD, 2002).

Posteriormente, surgiu o filtro anaeróbio (1880), do sistema híbrido anaeróbico (1891), e da fossa séptica (1895) e da digestão das lamas em um tanque separado (1899). Em 1905, surgiu o tanque Imhoff, decantador situado ao longo de um tanque de armazenamento para a digestão do lodo sedimentado.

Em 1927, começaram os esforços para a digestão do lodo em separado, quando o Ruhrverband instalou o primeiro digestor aquecido. Na década de 1950, passou a ser reconhecida a importância da retenção de lamas para reduzir o tamanho do reator.

Na segunda metade da década de 1970, o professor Lettinga e sua equipe, da universidade holandesa de Wageningen, criaram um biodigestor de alta taxa revolucionário, que apresenta tempo de retenção hidráulica da ordem de horas (LETTINGA et al., 1980). Surgiu, então, a principal tecnologia empregada atualmente para digestão do lodo das estações de tratamento de esgotos: o reator UASB³² (reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo).

Inicialmente, a tecnologia UASB foi desenvolvida para tratamento de águas residuárias industriais concentradas. A ideia de testar o processo UASB para tratamento de esgotos domésticos nasceu de discussões sobre tecnologias apropriadas para países em desenvolvimento (MEDEIROS FILHO, 2009).

Hoje em dia, são utilizados em muitos países de clima quente, como Brasil, Colômbia, México e Índia, principalmente em razão da simplicidade operativa e por serem econômicos. Von Sperling (2005) afirma que a eficiência do reator é, em média, em torno de 70% e que sua principal limitação é a ineficiência para remover nitrogênio, fósforo e patógenos.

Barboza e Amorim (2010) afirmam que o Brasil seria o país com maior quantidade de reatores tipo UASB no mundo. A Figura 38 traz uma representação gráfica de um reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (tipo UASB).

³² UASB = *upflow anaerobic sludge blanket*.

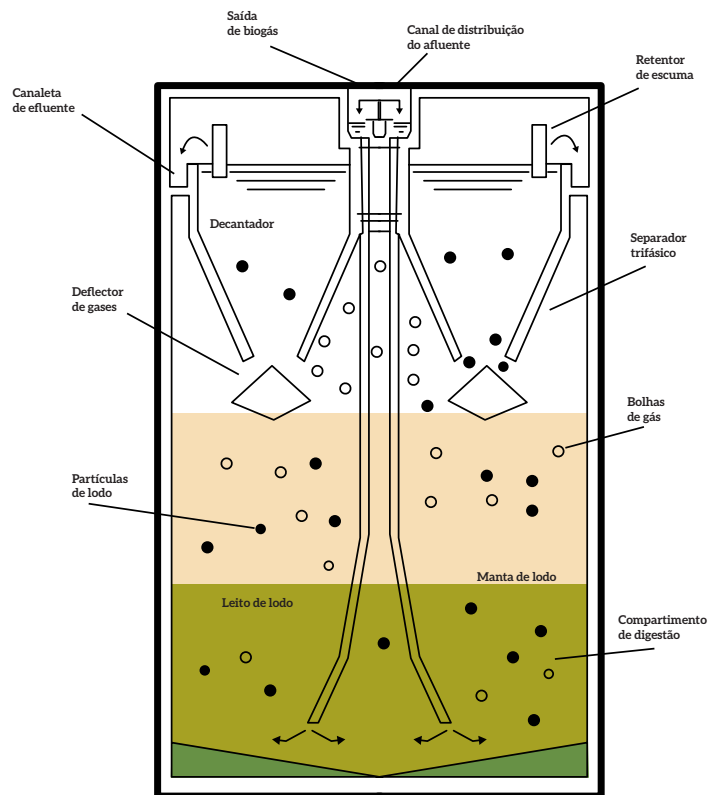


Figura 38 - Representação Esquemática do Reator UASB

Fonte: PEROVANO; FORMIGONI, 2011

Cabe esclarecer, neste ponto, que existem no país outras siglas para denominar o mesmo equipamento, a saber: Dafa (digestor anaeróbio de fluxo ascendente), Rafa (reator anaeróbio de fluxo ascendente), Ralf (reator anaeróbio de leito fluidizado), Rafamal (reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo) e, finalmente, Rafaall (reator anaeróbio de fluxo ascendente através de leito de lodo).

Segundo Medeiros Filho (2009), a água residuária entra e é distribuída pelo fundo do reator UASB. Em seguida, flui pela zona de digestão, onde se encontra o leito de lodo, ocorrendo a mistura do material orgânico nela presente com o lodo. Os sólidos orgânicos suspensos são quebrados, biodegradados e digeridos por meio de uma transformação anaeróbia, resultando na produção de biogás e no crescimento da biomassa bacteriana. O biogás segue em trajetória ascendente com o líquido, após este ultrapassar a camada de lodo em direção à câmara de acumulação de biogás, que é interna ao separador de fases.

O formato do separador de fases deve ser tal que o líquido tenha sua velocidade progressivamente reduzida, de modo a ser inferior à velocidade de sedimentação das partículas, oriundas dos flocos de lodo arrastados pelas condições hidráulicas ou flotados.

O acúmulo sucessivo de sólidos causará decantação do material para a zona de digestão, na parte inferior do reator. Assim, a presença de uma zona de sedimentação acima do separador de fases resulta na retenção do lodo, permitindo a presença de uma grande massa na zona de digestão, enquanto se descarrega um efluente substancialmente livre de sólidos sedimentáveis.

Com o fluxo vertical ascendente, a estabilização da matéria orgânica ocorre na zona da manta de lodo, não havendo necessidade de dispositivos de mistura, pois esta é promovida pelo fluxo ascensional e pelas bolhas de gás.

Chernicharo (1997) lista algumas vantagens dos reatores anaeróbios tipo UASB em comparação com os processos aeróbios convencionais, no que diz respeito à remoção de matéria orgânica:

- Sistema compacto, com baixa demanda de área e satisfatória eficiência de remoção de DBO/DQO;
- Baixo custo de implantação e de operação;
- Baixa produção de lodo;
- Baixo consumo de energia;
- Possibilidade de rápido reinício, mesmo após longas paralisações;
- Elevada concentração de lodo excedente, com boas características de sedimentação;
- Boa desidratabilidade do lodo.

A Figura 39 exibe uma segunda representação do reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo, apresentada em Baréa (2006).

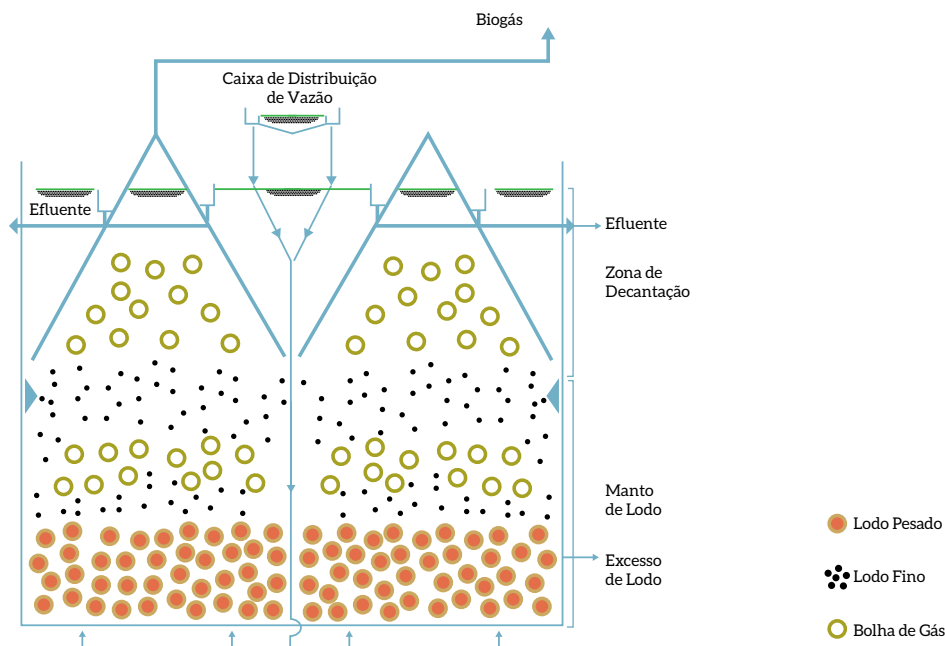


Figura 39 – Vista Esquemática do Reator UASB

Fonte: BARÉA, 2006

A Figura 40 é uma foto em microscópio de grânulos de lodo anaeróbio presentes no manto de lodo (seção inferior do reator UASB) com diâmetro variando entre 0,5 mm e 5 mm.

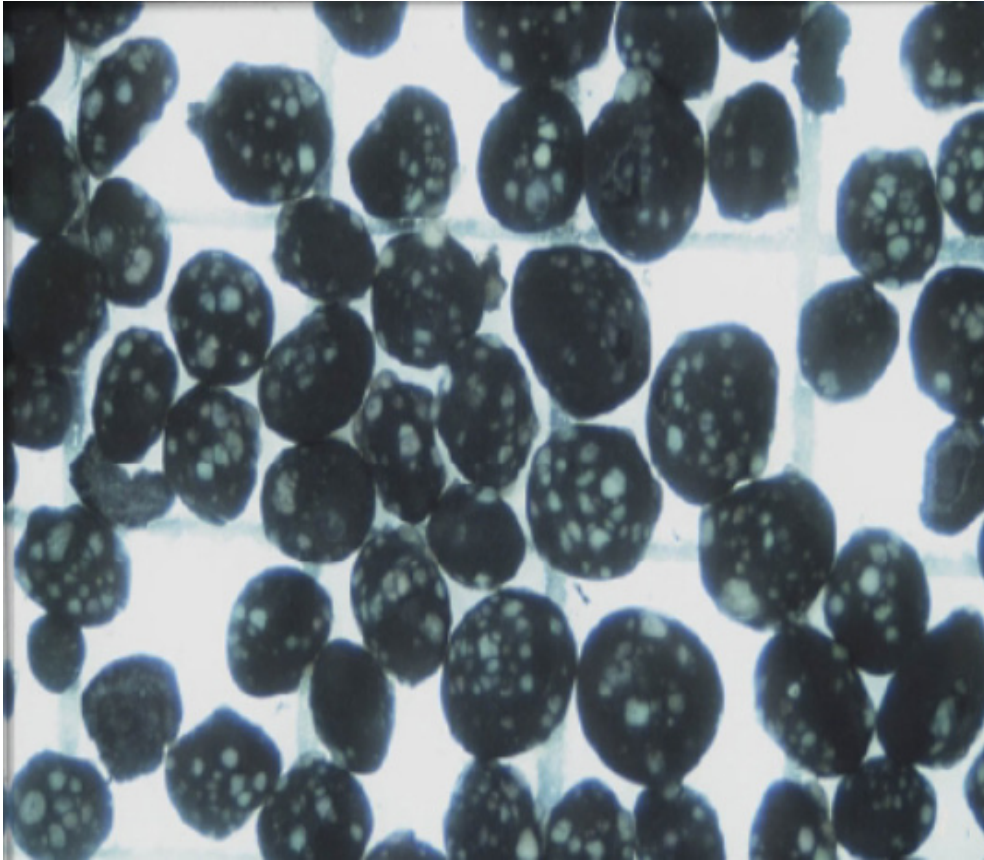


Figura 40 – Grânulos de Lodo Anaeróbio

Fonte: SUNG, 2008

Contudo, nenhum sistema é perfeito. Existem, portanto, algumas limitações para o uso de reatores UASB nas ETE, dentre as quais, citam-se:

- Baixa capacidade de tolerar cargas tóxicas;
- Elevado intervalo de tempo necessário para partida do sistema;
- Possibilidade de emissão de maus odores;
- Necessidade de etapa de pós-tratamento para se alcançar eficiência global média do sistema superior a 80% de remoção de DBO.

Um parâmetro de fundamental importância no projeto de reatores anaeróbios é o tempo de retenção hidráulica (TDH), que seria o período necessário para que um fluxo de água residuária atravessasse o reator UASB.

Uma vez conhecida a vazão de projeto, o volume do reator será igual ao produto dessa vazão pelo tempo médio de permanência dessa vazão no interior do reator. Na Tabela 28 são apresentados tempos de detenção hidráulica em projetos de reatores de manta de lodo tratando esgotos domésticos.

Tabela 28 – Tempo de Detenção Hidráulica em Reatores UASB [horas]

Temperatura do Esgoto (°C)	Média Diária	Mínimo (durante 4 a 6h)
16-19	>10-14	7-9
20-26	>6-9	4-6
>26	>6	4

Fonte: LETTINGA; HULSHOFF POL, 1991 apud MEDEIROS FILHO, 2009

5.1.1.1.1 CUSTOS E POTENCIAL DE REDUÇÃO DE EMISSÕES DE GEE

Dado que a decisão do uso do UASB não se deve somente ao aproveitamento do biogás, mas de critérios de saneamento, os custos caracterizados são relativos ao investimento necessário para o aproveitamento e uso do biogás produzido. O custo médio de uma ETE UASB com mais uso do lodo ativado é da ordem de 200 R\$/hab. Com o sistema de recuperação e aproveitamento de biogás, esses custos aumentam para algo em torno de 250 R\$/hab.

As reduções de emissões são relativas ao uso do biogás como energético substituto, assim, depende do caso base analisado. Portanto, devem ser avaliados os fatores de emissão dos energéticos substituídos.

5.1.1.2 REATOR EGSB

Com o passar dos anos, surgiu a necessidade de aperfeiçoar o UASB devido à ocorrência de problemas como fluxos preferenciais, curtos-circuitos hidráulicos e zonas mortas (KATO et al., 2001). Nesse contexto, foi desenvolvido o reator EGSB,³³ que é a evolução do reator UASB e apresenta praticamente o mesmo esquema interno.

A diferença básica consiste na maior velocidade ascensional, principal responsável pela geração do lodo granular, que é mais robusto em tamanho e maior quantidade. Sua concepção é similar à dos reatores UASB, porém com relação altura/diâmetro elevada, da ordem de 20, onde são aplicadas velocidades ascensionais acima de 2,5 m/h, podendo chegar a 10 m/h em certos casos específicos.

Para melhor visualização das dimensões típicas, a Figura 41 mostra o transporte de um reator anaeróbio tipo EGSB em um caminhão de seis eixos. Tomando como parâmetros o homem que aparece na foto e a própria carreta reboque do caminhão, é natural depreender que o equipamento mede mais de dez metros de altura.

33 EGSB = Expanded Granular Sludge Bed.



Figura 41 – Transporte de um Reator EGSB

Fonte: Site do fabricante ALIBABA, 2014

Nos reatores UASB, o leito de lodo permanece de certa forma estático, já que as velocidades ascensionais do líquido são usualmente bem inferiores, da ordem de 0,5 m/h a 1,5 m/h. A alta velocidade ascensional aplicada aos reatores EGSB permite melhor agitação hidráulica do leito de lodo (granular ou floculento denso), resultando em maior expansão e, conseqüentemente, melhorando o contato biomassa-esgoto.

5.1.1.3 DIGESTÃO ANAERÓBIA DE LODO

Como mostrado anteriormente neste relatório, os efluentes líquidos residenciais podem ser tratados nas ETE por métodos aeróbios ou anaeróbios. Como subproduto do tratamento de esgoto urbano, surge o lodo, que também exige beneficiamento. A Figura 42 resume a comparação entre os dois métodos de digestão orgânica de lodo de esgoto.

Chernicharo et al. (2001) apud Perovano e Formigoni (2001) descrevem que, nos sistemas anaeróbios, cerca de 70% a 90% do material orgânico biodegradável presente no afluente são convertidos em biogás, que é removido da fase líquida.

Apenas cerca de 5% a 15% do material orgânico são convertidos em biomassa microbiana, constituindo-se o lodo excedente, o qual se apresenta mais concentrado e com melhores características de desidratação. A parcela restante deixa o reator como material não degradado (10% a 30%).



Figura 42 – Conversão Biológica nos Processos Aeróbio e Anaeróbio

Fonte: PEROVANO; FORMIGONI, 2001

Nos processos aeróbios, mais da metade da demanda química de oxigênio (DQO) afluyente torna-se lodo (50% a 60%), ao passo que aproximadamente outra fração expressiva (40% a 50%) se transforma em gás carbônico. O material não degradado constitui a menor parcela, igual ou menor que 10%.

O emprego de um tratamento anaeróbio propicia um excelente balanço energético, pois, além de não demandar energia com agitação ou aeração, os processos anaeróbios têm como subproduto o biogás, que pode ser utilizado para a oferta de energia.

Sung (2008) relata que outras vantagens dos processos anaeróbios seriam as maiores taxas de carregamento orgânico, o menor volume dos reatores e a capacidade de transformar perigosos solventes, tais como clorofórmio e tricloroetano.

Em contraponto, o sistema anaeróbio tem algumas desvantagens:

- Elevado tempo de partida do sistema;
- Longo tempo de recuperação, caso o sistema seja perturbado;
- Maior suscetibilidade a mudanças nas condições de operação, como temperatura e pH;
- Limitação ao tratamento de efluentes ricos em sulfatos;
- Limitação ao tratamento de efluentes ricos em nutrientes (nitrogênio e fósforo);
- Qualidade final do efluente na saída insuficiente para atendimento da legislação ambiental.

Por todas essas razões, Andrade Neto e Campos (1999) asseguram que a combinação de processos anaeróbios com processos aeróbios é extremamente vantajosa em termos de eficiência e custos. A eficiência de tratamento conjunto é elevada (similar à eficiência de processos aeróbios), mas com custos reduzidos, pois uma vez que grande parte da carga orgânica é retirada na etapa anaeróbia, a geração de lodo e a demanda de energia passam a ser significativamente menores que as de processos aeróbios convencionais (VON SPERLING, 2005).

O tipo de biodigestor mais utilizado para o tratamento do lodo é o biodigestor de mistura completa, fluxo contínuo e agitado ou CSTR (*continuous stirred-tank reactor*) (Figura 43). Esses reatores são verticais, podendo ser de concreto ou aço, enterrados ou não, com cobertura impermeável como cobertura construída de acordo com a necessidade e, para o caso do lodo de esgotos, trabalha entre 4% e 8% de sólidos totais.

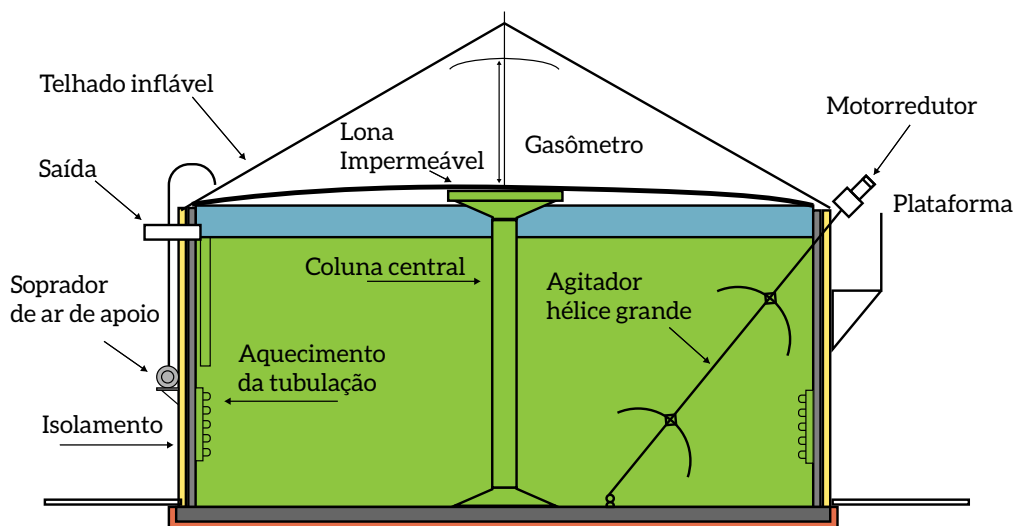


Figura 43 – Esquema de um Biodigestor CSTR

Fonte: FNR, 2010

As lagoas anaeróbias também são utilizadas para o tratamento do lodo, contudo, para o aproveitamento do biogás, estas apresentam uma série de desvantagens: pouco controle do processo, perdas mais elevadas e maior tempo de retenção, porém são muito mais baratas de serem construídas.

5.1.1.3.1 CUSTOS E POTENCIAL DE REDUÇÃO DE EMISSÕES DE GEE

O custo típico de uma planta de biodigestão com um biodigestor FNR (2010) varia entre 3.400 US\$/kW e 5.600 US\$/kW para aproveitamento elétrico. Essa variação é consequência da escala e do tipo do substrato utilizado. Os custos de manutenção são da ordem de 5% a 12% por ano.

Dado que a composição e destinação final do lodo influenciam suas emissões de GEE, o potencial de redução de emissão deve ser analisado caso a caso.

5.2 RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

A Figura 44 mostra as diferentes fases da hierarquia dos RSU em que opções de valoração energética se colocam em etapas diferentes do aterramento e ou da disposição final sem controle.

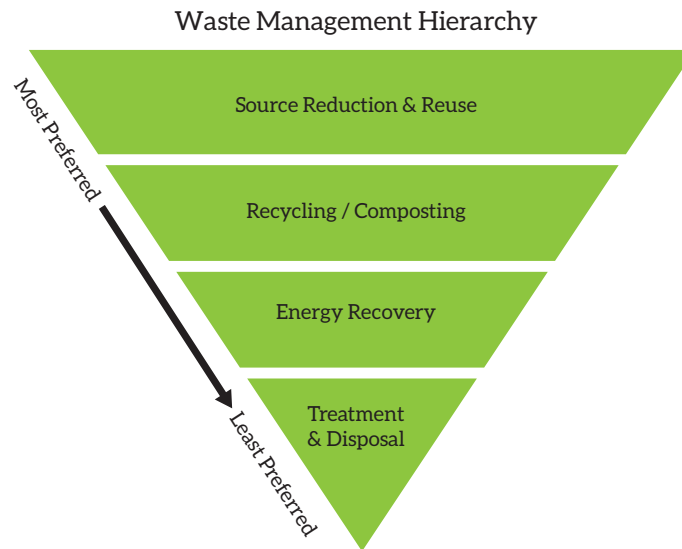


Figura 44 – Hierarquia dos Resíduos Sólidos Urbanos

Fonte: EPA, 2004

Dentro das possibilidades de conjuntos tecnológicos e destinações finais possíveis para os RSU, serão caracterizadas as mais relevantes e que tenham maior participação no tratamento final dos RSU. As tecnologias de tratamento e valoração energética dos RSU podem ser agrupadas da seguinte maneira: de tratamento térmico, de tratamento químico-biológico e de tratamento físico-mecânico.

As tecnologias de tratamento térmico operam a altas temperaturas e em diferentes condições de concentração de oxigênio, podendo ser classificadas em esquemas de combustão, gasificação e pirólise, como na Figura 45.³⁴

³⁴ Alguns estudos classificam as tecnologias de tratamento térmico em dois grupos – conversão térmica e tratamento térmico avançado (advanced thermal treatment) –, sendo o primeiro a combustão e o segundo esquema de gasificação, pirólise e tecnologias avançadas como plasma (LA e UK).

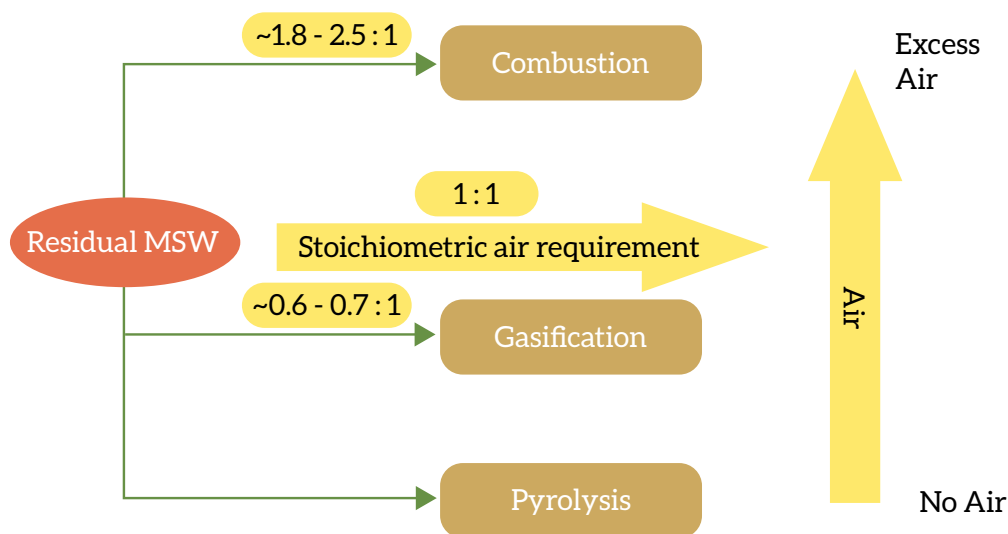


Figura 45 – Rotas Termoquímicas de Conversão Energética dos RSU

Fonte: WHITING, 2013

Os tratamentos químico-biológicos correspondem àqueles que se dão por meio das conversões de reações químicas e processos biológicos controlados em reatores operando, em geral, a baixa temperatura e requerendo materiais biodegradáveis. Podem também se dar em diferentes estágios. São classificados como processos aeróbicos (compostagem) ou anaeróbicos (digestão anaeróbica). Também podem ser utilizados após a conversão térmica (RODRIGUEZ et al., 2005).

Os tratamentos físico-mecânicos, em geral, são utilizados nas etapas de pré-tratamento e correspondem aos processos de separação, adequação da granulometria, adequação da umidade e densificação. As unidades de aproveitamento energético de resíduos apresentam essencialmente os mesmos estágios, representados na Figura 46.

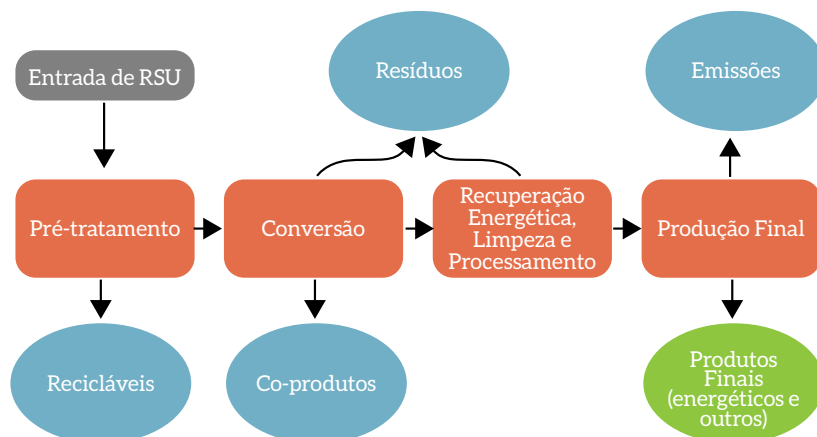


Figura 46 – Etapas Básicas de um Empreendimento de Valoração Energética dos RSU

Fonte: Adaptado de RODRIGUEZ; PREDPALL; HAMID, 2005

A disposição final internacional ainda é majoritariamente realizada por aterros e lixões (WORLD BANK, 2012), enquanto o aproveitamento energético é realizado basicamente por meio da recuperação de gases de aterros, unidades de incineração e plantas de biodigestão, mais recentemente.

Outras tecnologias mais avançadas, apesar de poderem compor o **mix** de recuperação energética do lixo brasileiro, ainda encontram dificuldades de viabilização em diferentes partes do mundo, seja por questões econômicas, seja por questões tecnológicas. Assim, as tecnologias caracterizadas a seguir serão a combustão dos RSU (ou incineração), a digestão anaeróbica (ou biodigestão) e a recuperação de gases de aterros.

Importa destacar que a reciclagem, mesmo podendo ser entendida como aproveitamento energético, por meio da conservação de energia, não será analisada neste trabalho como opção de valoração energética de resíduos (MORRIS, 1996).

5.2.1 INCINERAÇÃO

A incineração, anteriormente conhecida como **mass burn**, é um ciclo termoquímico de combustão em que a fonte de energia são os RSU. A unidade de incineração pode variar consideravelmente dependendo do fabricante, contudo algumas etapas são essenciais: recepção e pré-tratamento, câmara de combustão, sistemas de descarga de cinzas, sistemas de produção de vapor e geração de energia elétrica e sistemas de tratamento de gases de exaustão.

As experiências com incineração indicam a opção por plantas e que a prática foi reconhecida na década de 1970, nos EUA e na Europa. Em 2012, segundo ISWA (2012), havia 455 plantas na Europa e 86 plantas nos EUA com capacidades médias variando de 10 t/h até 80 t/h, sendo França, EUA e Alemanha os países que lideram em número de plantas de incineração (WHITING, 2013; DEFRA, 2013a).

Usinas de incineração apresentam elevados custos de investimento, operação e manutenção (WORLD BANK, 2005). As principais tecnologias disponíveis com plantas em funcionamento sugerem a escala de 150 t/d. Cabe destacar que ainda não existem usinas de incineração dos RSU com recuperação de energia em escala comercial em funcionamento no Brasil.

Usinas de incineração dos RSU utilizam calor para produzir vapor que abastece um gerador de energia elétrica ou que é usado diretamente em processos industriais (ou para aquecimento). O processo de geração de energia elétrica é semelhante ao de usinas térmicas convencionais, cuja capacidade de geração depende diretamente do poder calorífico do material incinerado, ofertando algo em torno de 350 kWh/t de RSU e 600 kWh/t de RSU.

● RECEPÇÃO E PRÉ-TRATAMENTO

Plantas de incineração operam diretamente com RSU ou com o combustível derivado de resíduos (CDR). Assim, a etapa de recepção e pré-tratamento é essencial para adequação do resíduo, principalmente em relação ao poder calorífico mínimo requerido da ordem de 8 MJ/kg. Características como umidade e granulometria também são importantes, dependendo do tipo de queimador.

● TIPOS DE INCINERADORES

A especificidade principal de plantas de incineração em comparação com outros esquemas de combustão de biomassa está na câmara de combustão, uma vez que o combustível é bastante heterogêneo e apresenta grande umidade. A reação em geral ocorre a 850°C com excesso de ar. Quatro são os principais tipos de incineradores:

- 1) Grelha móvel – tipo de incinerador mais difundido em todo o mundo, está representado na Figura 47. As grelhas móveis são responsáveis pela introdução dos RSU e retirada dos resíduos na câmara de combustão até que a queima seja completa, podendo ser rotatórias (em rolos), inclinadas e rotativas inclinadas em degraus. A injeção primária de ar é realizada na parte inferior das grelhas fluindo até o topo do incinerador. Injeções secundárias e terciárias são realizadas de modo a otimizar a queima.
- 2) Grelha fixa – o sistema da grelha fixa é similar ao da grelha móvel, no entanto a introdução e a retirada dos RSU e resíduos se realizam por uma estrutura mecânica independente.
- 3) Leito fluidizado – reatores de leito fluidizado têm como princípio a transformação de sólidos finos em fluidos a partir do contato com o gás, em geral ar, de que é injetado em fluxo ascendente (Figura 48 e Figura 49). Estes podem realizar a combustão ou gasificação, apresentando as mesmas características básicas. Há dois tipos:
 - » Leito fluidizado borbulhante (LFB) e leito fluidizado circulante (LFC) – por conta das características dos reatores de leito fluidizado (Figura 49), os RSU devem passar por rigorosos processos de pré-tratamento para adequação, principalmente, da umidade e granulometria. Os reatores LFB requerem combustível com granulometria entre 750 micrometros e 1.000 micrometros, enquanto os reatores LFC são mais restritos, da ordem de 250 micrometros. A seguir, apresenta-se o fluxograma básico de uma usina e dos esquemas de incineradores de leito fluidizado.

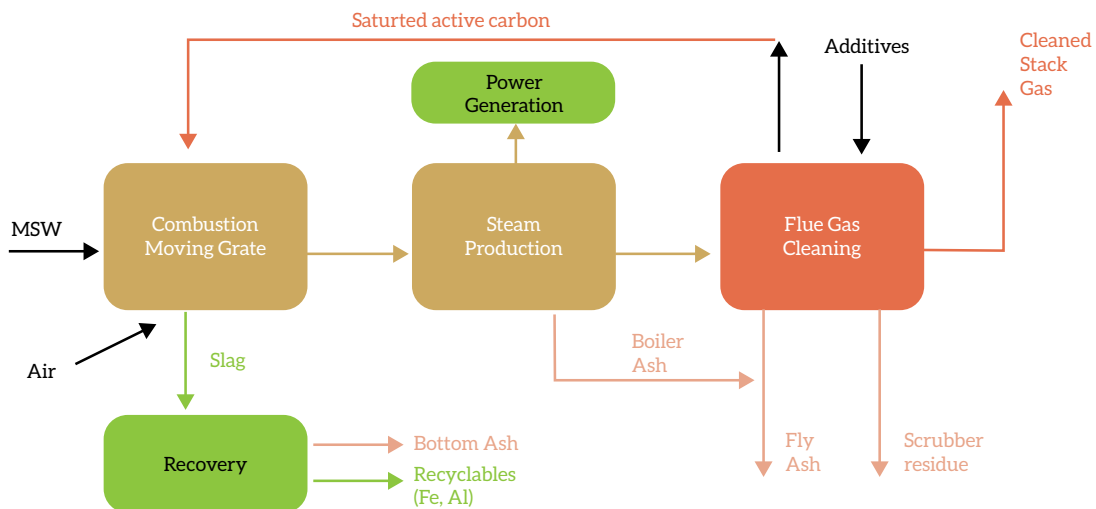


Figura 47 – Esquema Típico de uma Unidade de Incineração com Grelha Móvel

Fonte: WHITING, 2013

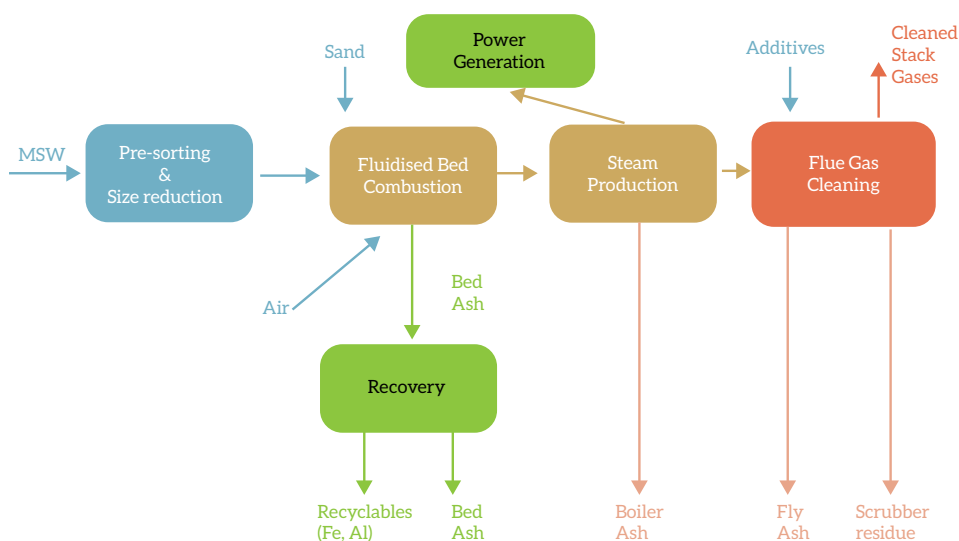


Figura 48 – Esquema Típico de uma Unidade de Incineração de Leito Fluidizado

Fonte: WHITING, 2013

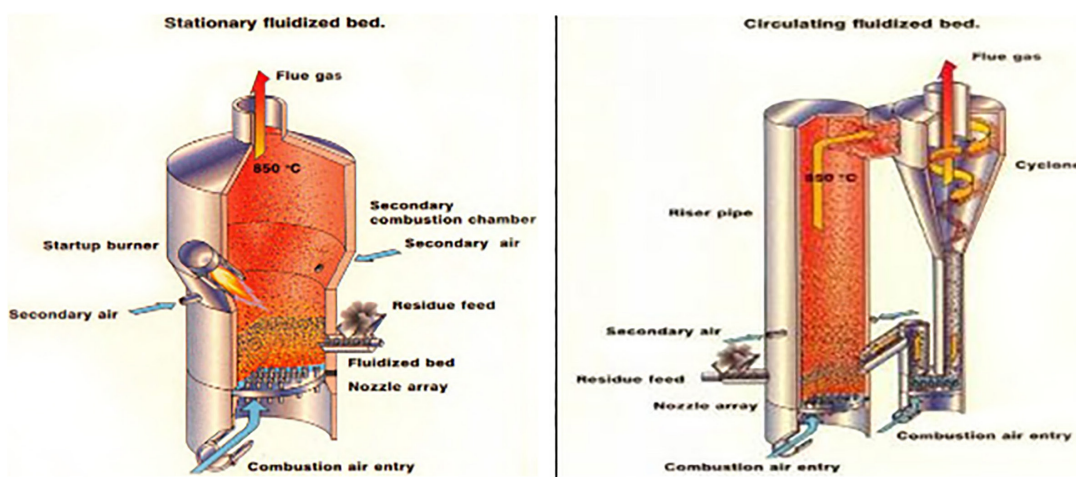


Figura 49 – Esquema de Reatores de Leito Fluidizado para Combustão de RSU

Fonte: WHITING, 2013

- 4) Forno rotativo – a incineração nesse tipo de queimador, em geral, ocorre em dois estágios (forno e câmara de combustão), podendo este forno ser de rotação parcial ou completa. Do mesmo modo que a grelha móvel, a rotação do forno é que move os RSU pelo forno e câmara de combustão, expondo-os ao calor e oxigênio.

Plantas de incineração apresentam eficiências térmicas da ordem de 80%-90% quando produzem exclusivamente calor e da ordem de 17%-30% quando geram eletricidade. Contudo, essas eficiências são superiores às eficiências de esquemas tecnológicos de tratamento térmicos avançados (gasificação e pirólise), pois parte da energia é utilizada para manutenção a reação.

A característica de operação de plantas de incineração para geração elétrica é tipicamente de base, com a geração de energia elétrica de forma permanente ao longo do dia. Isso decorre de a tecnologia produzir calor, utilizado para gerar vapor, e da necessidade de partida dos queimadores. Esse é um dos principais motivos para as usinas contarem com sistemas de armazenamento de RSU para até uma semana.

A redução entre 85% e 90% do volume original de resíduos depositados em aterro sanitário é uma das principais vantagens da incineração, além de não impedir a recuperação dos metais recicláveis e suas cinzas poderem servir como matéria-prima para a produção de cimento do tipo Portland.

● **SISTEMAS DE LIMPEZA DOS GASES**

Por conta das características dos RSU, a incineração é um processo emissor de diferentes tipos de vetores de poluição, entre eles, as dioxinas, que exigem cuidados específicos no tratamento dos gases de exaustão. Contudo, devido ao aumento da eficiência das plantas ao longo dos anos e das legislações ambientais restritas quanto à emissão desses poluentes, as plantas atuais devem dispor de sistemas para eliminação desses poluentes. Os principais poluentes, com os respectivos tratamentos típicos, estão expostos no Quadro 2.

Quadro 2 – Poluentes e Tratamentos Típicos de Unidades de Incineração

POLUENTES	TRATAMENTOS TÍPICOS
Particulados	Filtros, precipitadores eletrostáticos, ciclones
Óxidos de nitrogênio (NOx)	FGR (flue gas recirculation) SNCR (selective non-catalytic reduction) and SCR (selective catalytic reduction)
Gases ácidos (SOx, Cl, F)	Wet, semi-dry, dry scrubbers, filtros
Metais pesados (Hg, Pb, Cd, Cu)	Filtros, injeção de carbono ativado
Dioxinas e furanos	FGR, filtros, injeção de carbono ativado

Fonte: WHITING, 2013

A grande preocupação de emissões de poluentes em plantas de incineração está nos metais pesados e dioxinas e furanos, que são altamente contaminantes e patogênicos. No entanto, as tecnologias de limpeza dos gases são dominadas e amplamente utilizadas. Destaque para o FGR, que, além de reduzir a emissão de óxidos de nitrogênio e dioxinas e furanos, aumenta a eficiência térmica da planta.

● **DISPOSIÇÃO DE CINZAS**

O principal resíduo da incineração são as cinzas resultantes da combustão, que representam, em geral, de 20% a 30% do RSU incinerado, compostas basicamente de materiais inertes. As cinzas saem na forma de um clipe a alta temperatura e são direcionadas para o resfriamento tanto para a recuperação de calor quanto para sua remoção. A principal destinação final é o aterro, contudo opções de valoração das cinzas, como na forma de cimento, podem ser encontradas (WHITING, 2013).

Por último, com o desenvolvimento dos combustíveis derivados de resíduos (CDR), há a opção do *cofiring* em unidades que utilizam combustíveis fósseis, tanto para a produção de calor quanto para a geração de eletricidade.

5.2.1.1 CUSTOS E POTENCIAL DE REDUÇÃO DE EMISSÕES DE GEE

As plantas de incineração operam de maneira similar a termelétricas convencionais. As principais diferenças estão nos queimadores e câmara de combustão específicos e nos sistemas de tratamento de gases. Os custos variam de acordo com o tipo de resíduo e do local de instalação da planta. A estrutura dos custos de investimento (Capex) e operação (Opex) é apresentada na Tabela 29.

Tabela 29 – Estrutura de Custos Planta Incineração

Rubricas de custo	% CAPEX
Equipamentos térmicos (caldeira/queimador)	40%
Geração de energia elétrica (turbina/gerador)	10%
Sistema de limpeza dos gases	15%
Obras civis	25%
Outros	10%
Rubricas de custo	% OPEX
Mão de obra e administração	25% – 30%
Manutenção	35% – 40%
Utilidades	20%
Gerenciamento de resíduos	20%

Fonte: WHITING, 2013

O Capex e o Opex variam de acordo com a fonte. Whiting (2013) utiliza os valores de investimento de US\$ 65 milhões a US\$ 100 milhões para capacidade de 125 mil toneladas a 250 mil toneladas processadas no ano. Os custos de investimento, segundo o mesmo autor, são de US\$ 15 a US\$ 75 toneladas processadas de acordo com a escala. Já EPE (2014) trabalha com investimentos na ordem de US\$ 170 milhões e custo operacional de 10% por ano.

As reduções de emissões são relativas à alternativa de referência, que é a disposição em solo, e consequente emissão de metano. Contudo, há a emissão devido à combustão de carbono fóssil, principalmente de plásticos. Assim, a redução específica é extremamente dependente da referência e da composição específica do caso analisado.

5.2.2 BIODIGESTÃO ANAERÓBIA

A biodigestão anaeróbia se apresenta como alternativa para a valoração energética da fração orgânica dos RSU, importante no gerenciamento dos RSU em diversos países da Europa e Ásia, com maior atenção a partir da década de 1990 (KARAGIANNIDIS; PERKOULIDIS, 2009; LI; PARK; ZHU, 2011).

O processo de degradação da fração orgânica dos RSU (Forsu) é o mesmo exposto para os efluentes líquidos. As principais diferenças residem nas condições operacionais em que ocorrem reações bioquímicas, carga orgânica, tempo de retenção, agitação, influenciando, assim, o tipo do reator.

Os biodigestores da Forsu são classificados como biodigestores secos³⁵ por operarem com taxa de sólidos acima de 15%, sendo de alimentação contínua ou por batelada.

Os principais tipos de biodigestores utilizados para a fração orgânica do RSU são encontrados em quatro empresas: Valorga (França); Kompogas (Suíça) e OWS (Bélgica) (processo Dranco), como sistemas contínuos; e Bekon (Alemanha), como processo de batelada (LI; PARK; ZHU, 2011).

O biodigestor Valorga é um *plug-flow* com tanques de aço verticais que têm um defletor central com aproximadamente 2/3 do diâmetro, forçando que o substrato flua da entrada à saída em torno. Esses biodigestores operam com 25% a 35% de sólidos e têm um sistema de mistura de biogás que possibilita maior interação entre substrato fresco e substrato já residente, diminuindo a necessidade do inoculante, antes do biodigestor. A principal vantagem é a necessidade de pouca área, e a desvantagem é que a operação do sistema de mistura de biogás pode ficar encrustada frequentemente.

O processo da Kompogas foi desenvolvido na década de 1980 e é composto por um tanque de aço horizontal com misturadores axiais rotatórios para a movimentação do substrato da entrada para a saída. Também é do tipo *plug-flow*. Trabalha na faixa de 25% de sólidos totais e recicla o composto para diminuir o uso de inoculante.

O biodigestor comercializado pela OWS utiliza o processo Dranco (*dry anaerobic composting*), que emprega um silo vertical com base cônica e não tem sistemas de mistura, fazendo a mistura externa com o composto e o substrato fresco. Trabalha com até 40% de sólidos totais. A Figura 50 apresenta os esquemas dos três biodigestores citados.

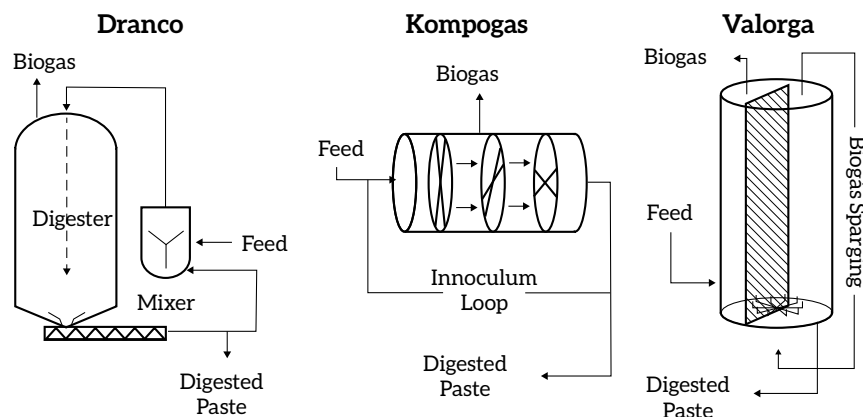


Figura 50 – Esquemas de Biodigestores de RSU

Fonte: IEA, 2013

³⁵ Na literatura e no mercado, são encontrados sinônimos para biodigestão seca, como: fermentação seca e digestão anaeróbia de estado sólido (LI; PARK; ZHU, 2011).

O sistema da Bekon é um processo por batelada, também conhecido como biodigestão de garagem, Figura 51, que utiliza reatores na forma de prédios de concreto com, no mínimo, três baias, para que a produção de gás seja constante, que são preenchidas por caminhões ou tratores com o substrato que permanece lá todo o tempo de residência. A operação desses tipos de biodigestores deve ser criteriosa, pois a mistura metano com ar na proporção de 15% forma uma atmosfera explosiva, sendo necessária a retirada do ar da baia após o carregamento. O processo apresenta baixo controle da reação, menor produtividade de biogás, porém requer RSU menos segregados que os anteriores.



Figura 51 – Biodigestor de Garagem

Fonte: IEA, 2013

5.2.2.1 CUSTOS E POTENCIAL DE REDUÇÃO DE EMISSÕES DE GEE

As unidades de biodigestão de RSU utilizam o sistema de biodigestão seca. Segundo FNR (2010), uma unidade de biodigestão seca, com capacidade de geração de 500 kW do tipo garagem, tem custo de investimento aproximado de 5.200 US\$/kW, com cerca de 8% de custos operacionais por ano. Já segundo EPE (2014), uma unidade de biodigestão do tipo Dranco tem investimento da ordem de R\$ 45 milhões, ou US\$ 20 milhões, para produção de 190 m³/h de biometano ou para geração de 1 MW, o que equivaleria a um custo de 20.000 US\$/kW. EPE (2014) trabalha com um custo de manutenção anual de 10% do investimento.

Essa diferença de investimento, em parte, pode ser entendida como custo Brasil e, em parte, como o custo das primeiras plantas. FNR (2010) utiliza referências alemãs.

Novamente, a redução de emissões para projetos de aproveitamento energético de resíduos sempre depende da referência e da composição dos resíduos. Entretanto, IPCC (2014) apresenta como potencial de redução para digestão anaeróbica de RSU valores entre 0,58 e 0,98 t de CO₂e/t de RSU.

5.2.3 RECUPERAÇÃO ENERGÉTICA EM ATERROS SANITÁRIOS

Os aterros sanitários, como principal destinação final dos RSU, apresentam grande potencial de aproveitamento energético. A Figura 52 mostra o processo de formação do gás de aterro (biogás), que também é um processo de biodigestão anaeróbia e compreendido pelas quatro fases de produção do biogás em biodigestores. As principais diferenças residem nos fatos de que o processo não é controlado, a matéria-prima não é selecionada e há grandes índices de vazamentos se comparado à produção de biogás em biodigestores. A geração do gás ocorre em quatro fases características da vida útil de um aterro:

- Fase aeróbia: é produzido o gás CO₂, porém é alto o conteúdo de N₂, que sofre declínio nas passagens para as 2ª e 3ª fases;
- Esgotamento de O₂: resulta em um ambiente anaeróbio com grandes quantidades de CO₂ e um pouco de H₂ produzido;
- Fase anaeróbia: começa a produção de CH₄, com redução na quantidade de CO₂ produzido;
- Fase final: produção quase estável de CH₄, CO₂ e N₂.

As condições do aterro, tais como a composição do resíduo, o material de cobertura, o projeto e o estado anaeróbio, determinam a duração das fases e o tempo de geração do gás, que podem ainda variar com as condições climáticas locais.

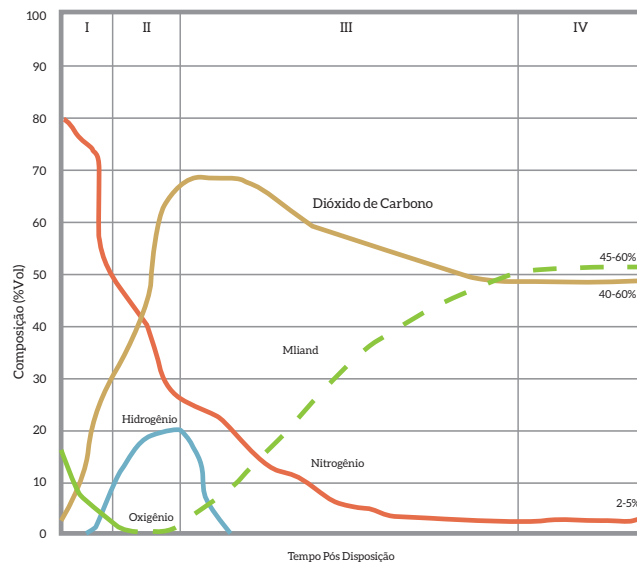


Figura 52 – Formação e Composição Típica do Biogás de Aterro

Fonte: EPA, 2010

Os aterros são empreendimentos para disposição final dos resíduos sólidos sem que ocorra contaminação dos solos e dos sistemas de águas subterrâneas. Os aterros sanitários³⁶ são obras de engenharia que devem compreender diversos sistemas e especificações básicas: impermeabilização do solo, realizada com argila ou geomembranas sintéticas; sistemas de drenagem e tratamento do chorume, sistemas de captação de água da chuva e sistemas de drenagem de gás.

Variáveis como riscos operacionais, questões paisagísticas, quantidade e composição dos resíduos, estabilidade do aterro e utilização pós-vida útil também devem ser levadas em consideração na hora do projeto de um aterro.

A composição do biogás de aterro é basicamente a mesma do biogás de RSU, porém a estimativa de produção, e principalmente recuperação, é diferente de um processo em biodigestores justamente por conta do controle da reação, do ambiente em que ocorre e da qualidade da biomassa.

Existem diversos modelos de estimativa de produção de metano e biogás em aterros que consideram variáveis como composição dos RSU, tempo de residência, taxa de vazamento e percentual recuperável de gás.

A recuperação do biogás de aterro, mostrada na Figura 53, é realizada por meio da instalação de sistemas de extração de biogás de aterro que correspondem a tubos, em geral, instalados em perfurações verticais, conectados a compressores. Um sistema padrão de coleta tem três componentes centrais: poços de coleta e tubos condutores, um sistema de tratamento e um compressor. O biogás excedente é queimado em *flare* de forma controlada, para coibir explosões e evitar a emissão de metano para a atmosfera, mitigando-se um maior impacto ambiental sobre o aquecimento global.

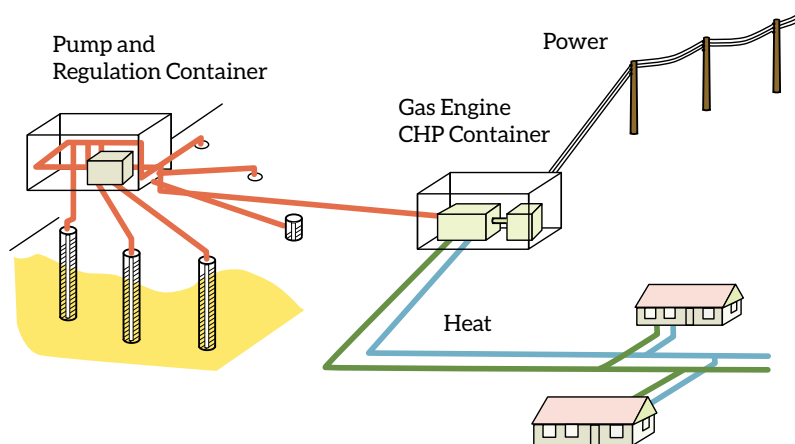


Figura 53 – Esquemas de Aterro com Recuperação de Biogás

Fonte: TERRAZA; WILLMUSEM, 2009

36 Aterros controlados são sítios que eram lixões e que sofreram intervenções com o objetivo de minimizar impactos ambientais. Também é possível realizar o aproveitamento energético nesse tipo de aterro, contudo apresentam menor taxa de recuperação de biogás por conta de maiores taxas de vazamentos.

Após os sistemas de drenagem e captura do biogás, são instalados os sistemas de tratamento do biogás, de acordo com o uso do biogás. Os sistemas de limpeza e tratamento do biogás são abordados no item de aproveitamento do biogás.

5.2.3.1 CUSTOS E POTENCIAL DE REDUÇÃO DE EMISSÕES DE GEE

Os investimentos para degradação do metano de aterros são extremamente dependentes das condições dos aterros analisados. Isso porque, caso o aterro sanitário já tenha todo o sistema de captura, somente será necessário contabilizar o sistema de limpeza do biogás, o *flare* ou a unidade de geração de energia elétrica. Porém, se o aterro for do tipo controlado, sem a tubulação de captura do gás instalada, será necessário o investimento nesse sistema. Considerando que há necessidade do controle de emissões de metano em aterros controlados e aterros sanitários, os investimentos (Capex e Opex) típicos para aproveitamento energético, segundo EPA (2010), são:

Tabela 30 – Custos para Aproveitamento do Gás de Aterro

TIPO DE PROJETO	CAPEX (US\$/kW)	OPEX (US\$/kW)
Microturbina até 1 MW	2.300,00	210,00
MCI até 1 MW	1.700,00	180,00
MCI de 3 MW ou maior	1.400,00	130,00
Turbina a gás de 3 MW ou maior	5.500,00	380,00
–	Capex (US\$/m ³ h-1)*	Opex (US\$/m ³ h-1)*
Sistema de tratamento e compressão de gás	567,38	53,19
Tubulação e sistema de gestão do condensado	195,04	0,00

*Considerando horas anuais

Fonte: EPA, 2010

Assim como todos os casos analisados, as reduções de emissões são consequência da referência estabelecida de disposição final e da composição dos resíduos aterrados. Todavia, o quinto *Assessment Report* do IPCC apresenta os seguintes valores para redução de emissões com melhoria nos aterros: para captura e geração de eletricidade ou aproveitamento térmico, há redução de 0,522 e 1,15 t de CO₂e/t de RSU.

5.3 RESÍDUOS AGROPECUÁRIOS

Dentre os resíduos abordados da agropecuária, resíduos agrícolas no campo e resíduos da pecuária intensiva (esterco animal), somente os resíduos da pecuária apresentam atual necessidade de tratamento por suas características de vetores de poluição local e global.

No que tange à emissão de GEE, os resíduos da pecuária, devido ao acondicionamento, apresentam elevadas taxas de emissão de metano. Ambos os resíduos podem ser convertidos energeticamente por processos bioquímicos ou termoquímicos, dependendo da adequabilidade da biomassa ao processo.

Em geral, para a biomassa residual pecuária, por apresentar altos índices de umidade, as tecnologias de conversão bioquímica são preferidas, principalmente a digestão anaeróbica. Para os resíduos agrícolas, por apresentarem menor umidade e serem biomassas palhosas, os processos termoquímicos são mais utilizados, como esquemas de combustão e gasificação. Contudo, a conversão via rotas bioquímicas também é interessante quando há pré-tratamento.

As rotas de densificação, tratamento físico, também são bastante interessantes para os resíduos agrícolas, pois possibilitam a produção de biomassas densificadas que facilitam a logística ou que podem ser utilizadas como combustíveis, *pellets* e briquetes. A seguir, serão caracterizadas as principais tecnologias de conversão energética dos resíduos da agropecuária, a combustão e a gasificação como rotas termoquímicas, e a biodigestão anaeróbica como rota bioquímica.

5.3.1 BIODIGESTÃO ANAERÓBIA

A alternativa da biodigestão anaeróbica para o tratamento e valoração energética dos resíduos da agropecuária segue os mesmos parâmetros utilizados para os efluentes líquidos urbanos e para os RSU.

Os resíduos da pecuária (esterco e lodo animal) apresentam maior similaridade com os efluentes líquidos, baixo teor de sólidos, enquanto os resíduos da agricultura (palhas) são mais similares aos RSU, alto teor de sólidos e baixa umidade. No entanto, os resíduos agrícolas são mais homogêneos que os RSU.

Dois são os tipos de biodigestores mais utilizados para o tratamento anaeróbico dos resíduos agropecuários. O CSTR, assim como para o lodo de esgoto, é utilizado para efluentes da pecuária, para resíduos agrícolas pré-tratados e para esquemas de codigestão de resíduos agrícolas e da pecuária. Trabalha com teor de sólidos totais de até 20%.

As lagoas cobertas, especialmente para resíduos da pecuária em pequenas propriedades, também são utilizadas, porém com menor produtividade, o que dificulta o aproveitamento comercial do biogás. No entanto, há uma variação das lagoas anaeróbicas – que são as lagoas anaeróbicas com misturadores – que aperfeiçoa a produção de biogás e mantém a principal vantagem das lagoas anaeróbicas, que é o baixo custo (Figura 54). Essa opção pode ser muito interessante em diversas localidades do Brasil.



Figura 54 – Lagoa Anaeróbica com Misturador em Construção

Fonte: FNR, 2010

Obviamente, dependendo da especificação ou do pré-tratamento do substrato, outros biodigestores, caracterizados anteriormente, também podem ser utilizados para o tratamento de resíduos da agropecuária. Os reatores UASB podem ser utilizados para o tratamento dos resíduos da pecuária, e os reatores de batelada podem ser utilizados para a produção de biogás a partir de resíduos agrícolas.

5.3.1.1 CUSTOS E POTENCIAL DE REDUÇÃO DE EMISSÕES DE GEE

Segundo FNR (2010), os biodigestores para resíduos da agropecuária têm custos de investimento da ordem de 2.800 a 5.500 US\$/kW, variando de acordo com escala e tipo de substrato, e os custos de manutenção são da ordem de 8% do investimento ao ano. EPE (2014) apresenta custos para geração de eletricidade por uso de biodigestão de 11.950 R\$/kW e para produção de biometano 6.500 R\$/kW, com 3% e 5% de custos de operação anuais.

Para os resíduos agrícolas, a redução de emissões de GEE encontra-se somente na substituição de outro energético. Já para os resíduos da pecuária, a lógica segue a do RSU, em que a redução é dependente da destinação final e da composição dos resíduos. Conforme mencionado anteriormente, a contabilização das emissões dos resíduos da agropecuária dar-se-á no setor de Afolu.

5.3.2 COMBUSTÃO DE RESÍDUOS AGRÍCOLAS

A combustão é um processo termoquímico em que todo o combustível é oxidado. A combustão de biomassas para o aproveitamento energético, em geral, é realizada em ciclos a vapor para o aproveitamento do calor, energia mecânica, após turbina, ou geração de eletricidade, após gerador.

Deve-se destacar que, em função da composição dos resíduos agrícolas e da pecuária,³⁷ a caracterização dos sistemas de combustão será direcionada à combustão de resíduos agrícolas.

A combustão da biomassa em ciclos a vapor é realizada em caldeiras. De acordo com Lora e Nascimento (2004), é possível classificar as caldeiras quanto a aplicações, disposição dos gases, fluidos de trabalho, pressão do tipo de combustível, tecnologia de combustão, disposição da fornalha e superfície de aquecimento e forma de dispersão do ar e dos gases de combustão. Contudo, a principal forma de classificação das caldeiras é quanto à disposição dos gases e fluido de trabalho, sendo flamatubulares e aquatubulares, representadas na Figura 55.

³⁷ Os resíduos da pecuária, em geral (a cama avícola é um exemplo de exceção), apresentam elevado teor de umidade, o que inviabiliza a combustão sem pré-tratamento, ou eleva significativamente o gasto energético na fase de pré-tratamento.

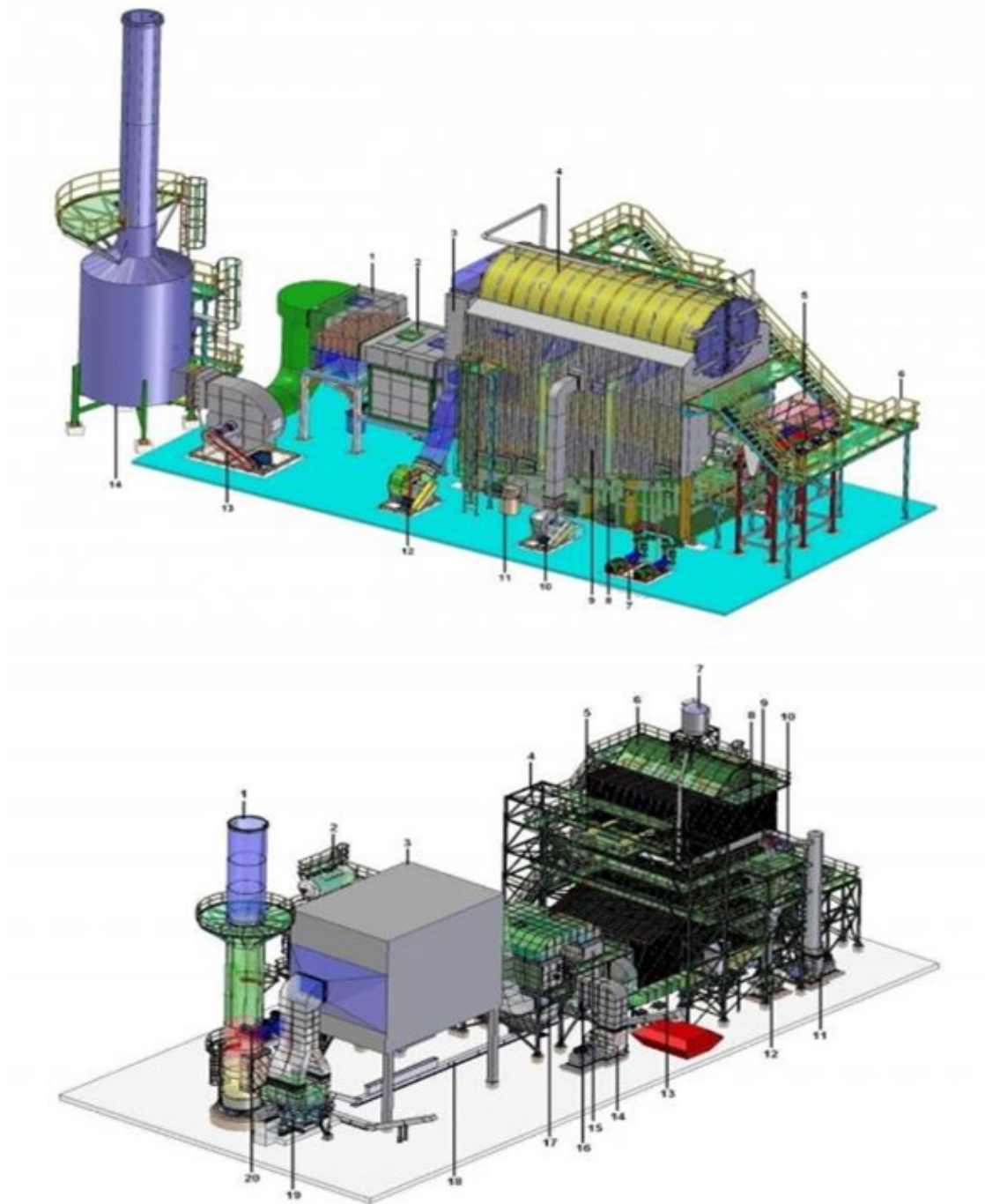


Figura 55 – Esquemas de Caldeiras de Biomassa Flamotubular e Aquatubular

Fonte: <<http://www.biochamm.com.br/>>

Nas flamotubulares, os tubos são imersos na água e gases percorrem esses tubos fazendo a troca de calor. Essas caldeiras têm aplicações de pequeno porte, em geral, até 20 toneladas de vapor por hora. Nas caldeiras aquatubulares, é o exato oposto: o fluido – no caso, a água – percorre tubos que trocam calor com os gases da combustão. Essas caldeiras são indicadas para maiores escalas, como a de termelétricas (LORA; NASCIMENTO, 2004).

Outra importante classificação é relativa ao tipo de fornalha da caldeira, tecnologia de combustão: grelha fixa (ou leito fixo) utilizada, em geral, em pequenas escalas; queima em suspensão (ou leito de arrasto), a partir de combustíveis pulverizados; ou em leito fluidizado, borbulhante ou circulante, para combustíveis sólidos especificados com baixa granulometria (LORA; NASCIMENTO, 2004), como mostra o Quadro 3.

Quadro 3 – Classificação das Caldeiras

Combustíveis sólidos	Caldeiras de pequena capacidade	Grelha fixa Grelha rotativa Queima em suspensão Leito fluidizado borbulhante
	Caldeiras de alta capacidade	Leito fluidizado circulante Queima tangencial Queima em suspensão Pressurizada Ciclônica
Combustíveis líquidos e gasosos	Queimadores dispostos frontalmente Queimadores dispostos lateralmente Queimadores dispostos na base da fornalha	

Fonte: DE OLIVEIRA, 2011, adaptado de LORA; NASCIMENTO, 2004

Apesar de a tecnologia de caldeiras e fornalhas ser a mesma para combustíveis fósseis e para biomassas, a composição das biomassas, principalmente as residuais, acrescenta especificidades no projeto e operação das caldeiras (WERTHER et al., 2000).

Os resíduos agrícolas apresentam maior umidade e quantidade de material volátil e menor densidade, fatores que afetam a qualidade da combustão, que pode acarretar emissões maior de poluentes. Além disso, o conteúdo maior de cinzas e menor temperatura de fusão dificulta a operação por conta de problemas de incrustação e aglomeração. Ainda há problemas de corrosão também por conta da composição, necessitando de materiais anticorrosivos na construção (WERTHER et al., 2000).

5.3.2.1 CUSTOS E POTENCIAL DE REDUÇÃO DE EMISSÕES DE GEE

O investimento em combustão de resíduos agrícolas, segundo EPE (2014), é da ordem de 3.950 R\$/kW com custo operacional anual de 3% do investimento. A escala apresentada pelos autores é de 12 MW. Para IPCC (2014), os custos de investimento de plantas de combustão dedicadas a biomassa variam de 1.900 US\$/kW a 6.500 US\$/kW com mediana em 3.600 US\$/kW. Os custos operacionais anuais também apresentam variação de 3% a 10% do custo de investimento.

O potencial de redução de emissões de GEE na combustão da biomassa não se encontra, geralmente, por conta do manejo da biomassa, mas na substituição de combustíveis fósseis ou de eletricidade. Isso também dá um caráter específico para esta análise.

5.3.3 GASIFICAÇÃO DE RESÍDUOS AGRÍCOLAS

A gasificação, assim como a combustão, é processo termoquímico em que ocorre oxidação parcial, concentração de oxigênio em torno de 35% da concentração estequiométrica para combustão, de compostos orgânicos (biomassa ou combustíveis fósseis) para a produção do gás de síntese (syngas) (HOFFMAN, 2010; ZHANG et al., 2010). O gás de síntese é composto principalmente de monóxido de carbono (CO), hidrogênio (H_2), metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2). As respectivas proporções dos compostos são altamente dependentes da composição do combustível, da tecnologia utilizada de gasificador e das condições operacionais (MCKENDRY, 2002; ZHANG et al., 2010).

Para a biomassa, alguns principais fatores podem ser elencados: granulometria (produtividade da reação), forma (qualidade da reação), composição da biomassa (uniformidade da reação), ambiente onde ocorre a reação (proporção de oxigênio), tipo do fluxo, taxas de transferência de calor e temperatura da reação (KIRUBAKARAN et al., 2009 apud DE OLIVEIRA, 2011).

O entendimento das características dos gasificadores é importante critério para a decisão pela tecnologia de gasificação e por qual tipo de gasificador escolher. Os gasificadores são comumente classificados pela forma de condução do combustível no reator, leito fixo, leito fluidizado ou leito de arrasto, porém podem ser classificados também pela fonte de calor utilizada, própria ou externa, e pelo agente gasificador, vapor ou oxigênio (ZHANG et al., 2010; BACOVSKI et al., 2010 apud DE OLIVEIRA, 2011).

De Oliveira (2011) faz uma revisão dos principais tipos de gasificadores e das principais características da gasificação de biomassa, com foco nos resíduos agrícolas, e seleciona os gasificadores de leito fixo e leito fluidizado circulante como os mais utilizados para gasificação desse tipo de biomassa. Os gasificadores de leito de arrasto foram excluídos por conta da necessidade de uma biomassa com granulometria extremamente baixa para pulverização, o que acarretaria alto nível de pré-tratamento da biomassa.

Os gasificadores de leito fixo são mais tradicionais para escalas pequenas e médias e operam com temperaturas em torno de $1.000^{\circ}C$, podendo ser de contracorrente (*updraft*), com alta flexibilidade para biomassas de diferentes umidades e tecnologia simples, mas com grandes proporções de produtos de pirólise; concorrente (*downdraft*), que já apresentam menor flexibilidade para biomassas de diferentes biomassas, mas têm maior produtividade em gás de síntese; de fluxo cruzado (*crossflow*), com tecnologia menos utilizada (DE OLIVEIRA, 2011). As opções são mostradas na Figura 56.

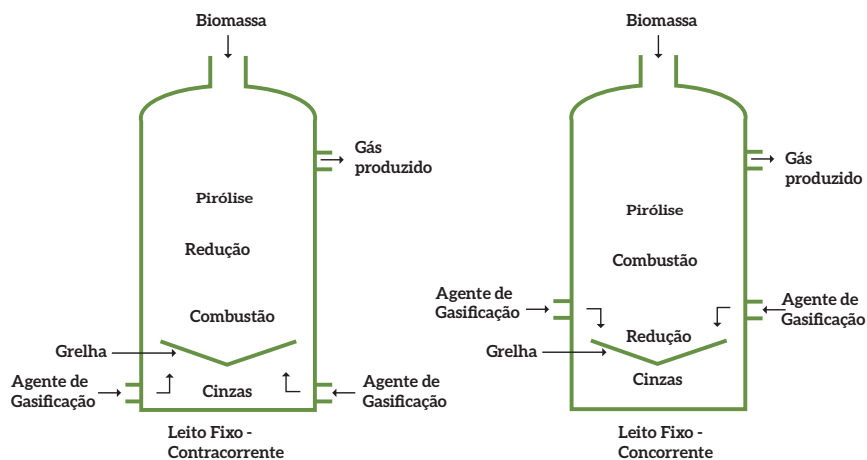


Figura 56 – Esquemas de Gasificadores de Leito Fixo

Fonte: DE OLIVEIRA, 2011

A principal diferença dos gasificadores de leito fluidizado em relação aos de leito fixo é a adição do material inerte fluidizado pelo agente gasificador para uniformização da matéria-prima, vantagem que acarreta menor temperatura de operação de 700°C a 950°C e menor tempo de retenção. Como principal desvantagem, há elevado teor de alcatrão e particulados e é limitado também à temperatura de fusão das cinzas, que impedem a fluidização e interrompem a reação. Os principais tipos de reatores, como já apresentado para o caso da incineração de RSU, são os borbulhantes e circulantes (DE OLIVEIRA, 2011), apresentados na Figura 57.

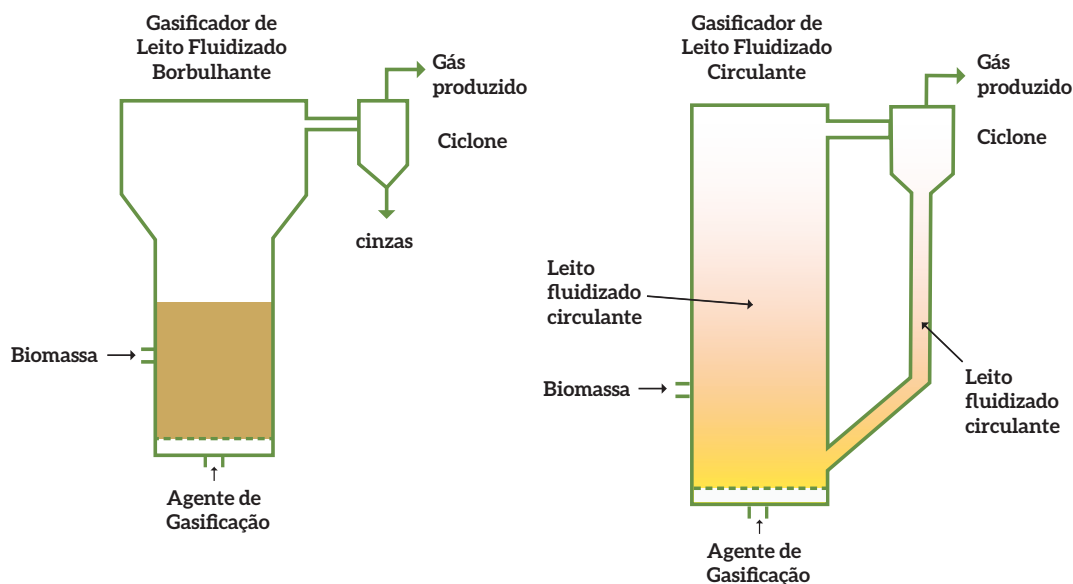


Figura 57 – Esquemas de Gasificadores de Leito Fluidizado

Fonte: DE OLIVEIRA, 2011

Após a definição do gasificador, a escolha da utilização do gás de síntese é fundamental, uma vez que esse produto é extremamente flexível. Os principais usos são para a geração de energia elétrica em ciclo combinado, conhecido como IGCC (*integrated gasification and combined cycle*), e para a produção de biocombustíveis avançados por meio da reação de Fischer-Tropsch ou da fermentação do gás de síntese. Essa escolha depende essencialmente da especificidade do projeto. Todavia, os esquemas de geração de eletricidade são preferidos devido, ainda, aos altos custos dos catalizadores para a produção de biocombustíveis e por conta de a operação de unidades de ciclo combinado ser amplamente dominada.

5.3.3.1 CUSTOS E POTENCIAL DE REDUÇÃO DE EMISSÕES DE GEE

De Oliveira (2011) apresenta custos para unidade de gasificação de biomassa com gasificadores de leito fixo e de leito fluidizado da ordem de 5.200 R\$/kW e 6.150 R\$/kW, respectivamente. O mesmo autor também apresenta custos para unidades de gasificação de *pellets* para produção de syngas e ciclo combinado com valores da ordem de 7.250 R\$/kW e 10.300 R\$/kW. Em todas as opções, o autor considera custos anuais de operação da ordem de 5% do investimento.

Assim como na combustão, a redução de GEE se dá no setor de energia pela substituição de combustíveis fósseis ou de eletricidade.

5.4 APROVEITAMENTO DO BIOGÁS

A opção pela biodigestão anaeróbia, em qualquer dos subsetores analisados, indica a necessidade da especificação das tecnologias de tratamento e uso do biogás.

O biogás é uma mistura gasosa produzida a partir da decomposição anaeróbica de materiais orgânicos, composta primariamente de metano e dióxido de carbono, com pequenas quantidades de ácido sulfídrico e amônia. Traços de hidrogênio, nitrogênio, monóxido de carbono, carboidratos saturados ou halogenados e oxigênio estão ocasionalmente presentes no biogás. Geralmente, a mistura gasosa é saturada com vapor d'água e pode conter material particulado e compostos orgânicos com silício (ZANETTE, 2009).

A composição e o conteúdo energético do biogás podem variar em decorrência do material orgânico e do processo pelo qual é produzido. Em função do material orgânico que origina o biogás, este pode ser denominado de gás de aterro, gás de lixo, gás de esgoto, gás de lodo, gás de dejetos, dentre outros, conforme a Tabela 31.

Tabela 31 – Composição Média do Biogás por Componente

Componente	Concentração
Metano (CH ₄)	50% a 75% em volume
Dióxido de carbono (CO ₂)	25% a 45% em volume
Teor de umidade (@ 20°C até 40°C)	2% a 7% em volume
Sulfeto de hidrogênio (H ₂ S)	20 – 20.000 ppm
Nitrogênio (N ₂)	<2% em volume
Oxigênio (O ₂)	<2% em volume
Hidrogênio (H ₂)	<1% em volume

Fonte: FNR, 2010

A biomassa de origem afeta diretamente a qualidade e a composição do biogás. Biogás de aterro, RSU ou esgotos podem conter siloxanos, enquanto o biogás de vinhaça contém elevado teor de enxofre.

A possibilidade de aproveitamento final do biogás é uma das mais relevantes vantagens do método anaeróbio de tratamento de lodos de esgoto em reatores. Em instalações de pequena escala, o biogás é utilizado principalmente para aquecimento e cocção. Em unidades maiores, predomina o aproveitamento de sistemas de cogeração (PERSSON et al., 2006 apud ZANETTE, 2009).

O biogás, por ser um combustível gasoso e renovável, apresenta como uma das suas principais características a flexibilidade em seu uso final. No entanto, essa flexibilidade é maior quanto mais especificado é o biogás. Ou seja, se o biogás for purificado para atingir as especificações do biometano, a flexibilidade será idêntica à do gás natural, enquanto, com a especificação do biogás sem a purificação, essa flexibilidade é mais limitada.

A queima do biogás em caldeiras é uma tecnologia bem estabelecida e confiável, assim como a geração de eletricidade em sistemas de combustão interna, existindo poucas restrições à sua qualidade.

Os motogeradores a gás têm requisitos de qualidade do combustível similares às caldeiras, com exceção de que a concentração de H_2S deve ser menor para garantir um tempo de operação razoável para o sistema (LANTZ, 2004 apud ZANETTE, 2009).

O biogás também pode ser purificado para atingir as especificações necessárias e ser utilizado nos veículos a gás natural veicular (GNV). Entretanto, nesse caso, as especificações químicas para a qualidade do gás natural são estritas.

Finalmente, o biogás pode ser injetado e distribuído na rede de gás natural, uma vez que ambos são compostos majoritariamente por metano. Nesse caso, também é preciso que o biogás seja pré-tratado para atingir os requisitos técnicos de injeção na malha de distribuição urbana de gás natural.

Como relatado até aqui, existem três motivos principais para a realização de um tratamento preliminar do biogás: atender as especificações necessárias para cada aplicação (geradores, caldeiras, veículos); aumentar o poder calorífico do biogás; padronizar o biogás produzido. O Quadro 4 apresenta os principais requisitos para remoção de compostos gasosos de acordo com a utilização do biogás.

Quadro 4 – Requisitos de Pré-tratamento de Biogás em Função do Uso Final

Aplicação	H_2S	CO_2	H_2O
Caldeiras	< 1.000 ppm	Não	Não
Fogões	Sim	Não	Não
Cogeração	< 1.000 ppm	Não	Condensação do vapor
Combustível automotivo	Sim	Recomendável	Sim
Rede de distribuição de gás natural	Sim	Sim	Sim

Fonte: IEA, 2005

Na Figura 58, são expostos os principais usos do biogás com seus energéticos.

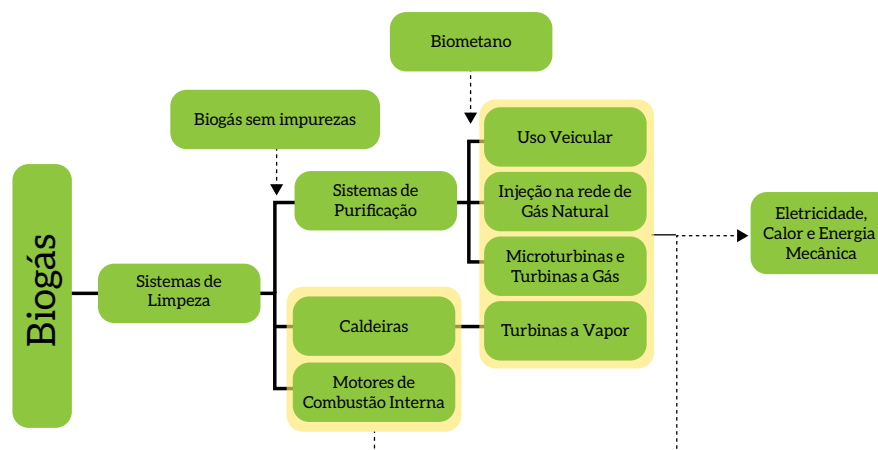


Figura 58 – Fluxograma de Utilização de Biogás

Fonte: Elaboração própria

A opção de qual será o uso do biogás no momento de decisão da alternativa tecnológica passa necessariamente pela definição de qual sistema de limpeza e tratamento será utilizado.

A limpeza tem como principal objetivo a remoção dos principais contaminantes: o enxofre, em geral na forma de H_2S e mercaptanas, a água, halogenados, oxigênio, siloxanos e amônia (RYCKEBOSCH; DROUILLOM; VERVAEREN, 2011; MESCA et al., 2011). O CO_2 é removido no upgrade do biogás com o objetivo de elevar o poder calorífico e atingir as especificações do gás natural, purificando-o até o nível de biometano. O biogás purificado utilizado como biometano, em geral, apresenta a composição típica de 95%-97% de CH_4 e 1%-3% de CO_2 (RYCKEBOSCH; DROUILLOM; VERVAEREN, 2011). O Quadro 5 mostra os principais contaminantes e tratamentos.

Quadro 5 – Contaminantes, Impactos e Tratamentos de Compostos no Biogás

COMPOSTOS	IMPACTO	TRATAMENTO
Água	Corrosão em equipamentos, rede e tanques Acumulação e condensação	Resfriamento
		Absorção
		Adsorção
CO_2	Diminuição do poder calorífico	Water scrubbing
		Absorção físico-química
		PSA
		Membrana
Enxofre	Corrosão em equipamentos, rede e tanques Emissão de óxidos na combustão	Toxicidade
		Dosagem de cloreto de ferro
		Water scrubbing
		Carvão ativado
		Óxido ou hidróxido de ferro
		Hidróxido de sódio
Siloxanos	Formação de SiO_2 e microcristais	Resfriamento
		Absorção
		Carvão ativado
Amônia	Corrosão	Water scrubbing
O_2	Aumento da explosividade	PSA
		Membrana

Fonte: ELECTRIGAZ, 2008; RYCKEBOSCH; DROUILLOM; VERVAEREN, 2011

Os principais processos de eliminação do enxofre são a biodessulfurização no biodigestor com a injeção de oxigênio no biodigestor. Dessa maneira, as bactérias convertem o sulfeto de hidrogênio em enxofre elementar, contudo esse processo é bastante impreciso e pode levar a uma menor produtividade de metano. A lavagem bioquímica é indicada para tratamento do biogás com altas cargas de enxofre. Para a umidade, o principal processo é a condensação, porém processos de absorção com glicol também podem ser utilizados.

Como pode ser percebido no Quadro 5, as principais tecnologias para a limpeza e *upgrade* do biogás são o PSA (*pressure swing adsorption*), absorção e membranas. O PSA remove o CO₂ do biogás por meio da adsorção em um material, em geral carvão ativado ou zeólitos, sob pressões elevadas. O PSA necessita que o enxofre e a umidade sejam removidos antes para não danificar o sistema. Apresenta ainda as desvantagens de elevado gasto energético e perda alta de metano quando comparado aos outros processos. No processo de absorção, a técnica utilizada é o contrafluxo do biogás e da solução absorvente, que pode ser água, aminas ou polietilenoglicol para a remoção do dióxido de carbono uma vez que este é mais solúvel que o metano. O mais comum é absorção com água (*water scrubbing*) devido aos menores custos de operação.

A remoção do dióxido de carbono por meio de membranas se dá pela passagem do biogás, em alta ou baixa pressão, por tubos de materiais com a propriedade de seletividade, ou seja, permeáveis ao dióxido de carbono e não ao metano. A perda de metano ainda é consideravelmente alta com as membranas. O Quadro 6 expõe a comparação dos tratamentos do biogás.

Quadro 6 – Características dos Principais Tratamentos

PROCESSO	PRINCÍPIO DE AÇÃO/ CARACTERÍSTICAS	TEOR DE CH ₄ POSSÍVEL	DADOS
Absorção com modulação de pressão	Adsorção e dessorção físicas e alternadas por modulação de pressão	> 97%	Grande número de projetos realizados, exige a dessulfurização e secagem prévias, elevado consumo de eletricidade, não exige calor, escape de metano elevado, não utiliza produtos químicos
Lavagem com água sob pressão	Absorção física com água como solvente; regeneração por redução da pressão	> 98%	Grande número de projetos realizados, exige dessulfurização e secagem a montante, adapta-se ao fluxo volumétrico de gás, elevado consumo de eletricidade, não exige calor, escape de metano elevado, não utiliza produtos químicos
Tratamento com aminas	Absorção química por meio de soluções aquosas de aminas; regeneração por vapor d'água	> 99%	Alguns projetos realizados, indicado para pequenos fluxos de gás, baixo consumo de eletricidade (processo despressurizado), exige muito calor, escape de metano mínimo, utiliza grande quantidade de solução de lavagem
Lavagem Genosorb	Análoga à lavagem com água sob pressão, com Genosorb (ou Selexol) como solvente	> 96%	Poucos projetos realizados, proporciona economia em grandes usinas, não exige dessulfurização e secagem a montante, adaptação flexível ao fluxo volumétrico de gás, elevado consumo de eletricidade, exige pouco calor, escape de metano elevado
Processo de separação por membranas	Gradiente de pressão em membranas porosas para separação de gás; ou velocidade de difusão de gases	> 96%	Poucos projetos realizados, exige dessulfurização e secagem prévias, elevado consumo elétrico, não exige calor, escape de metano elevado, não utiliza produtos químicos
Processo criogênico	Liquefação de gases por retificação, separação em temperaturas criogênicas	> 98%	Projeto-piloto, exige dessulfurização e secagem prévias, grande consumo de energia elétrica, escape de metano muito reduzido, não utiliza produtos químicos

Fonte: FNR, 2010

Outros tratamentos também são utilizados, como odorização, adequação do poder calorífico e pressão, e remoção de gases traços, com destaque para os siloxanos e BTX, principalmente se o biometano for utilizado como substituto do gás natural. Por fim, outras técnicas avançadas estão sendo desenvolvidas, mas ainda não são viáveis comercialmente, com destaque para a purificação criogênica do biogás.

A escolha do tipo de tratamento e do sistema de purificação do biogás é dependente, além da especificação do biogás, da especificação final desejada, esta consequência do uso definido.

Os usos do biogás são definidos de acordo com o projeto, e cada projeto apresenta especificidades que devem ser observadas. No entanto, a definição dos mercados em que será comercializado o produto energético do biogás (o próprio biogás, eletricidade ou biometano) define a consequente especificação.

Cada setor discutido apresenta nichos específicos e mais viáveis que devem ser exploradoras pelos primeiros projetos. Especificamente falando de estações de tratamento de esgotos, a principal utilização do biogás em ETE é a geração de eletricidade para autoatendimento. De acordo com Moreira (2013), no Brasil, existem quatro exemplos de estações de tratamento de esgotos que fazem aproveitamento energético de biogás. Eis a listagem das plantas de saneamento:

- ETE Vieiras (Montes Claros/MG): utiliza a energia térmica para secagem do lodo;
- ETE Arrudas (Belo Horizonte/MG): utiliza o biogás produzido nos biodigestores de lodo de esgoto para gerar eletricidade;
- ETE Ribeirão Preto (Ribeirão Preto/SP): potência instalada de 1,5 MW, gerando 60% do consumo próprio desde 2011;
- ETE Ouro Verde (Foz do Iguaçu/PR): tem menor escala, usando o biogás para gerar eletricidade sob a potência instalada de 30 kW.

Além dessas quatro, a ETE Franca (Franca/SP) indica que utilizará o biogás como combustível veicular em curto prazo.

No setor de RSU, os principais exemplos são de utilização de biogás de aterro para geração de eletricidade, com a instalação do sistema de recuperação do biogás e queima em grupos motogeradores. Há também a experiência do Aterro de Gramacho, que purifica o biogás em biometano e fornece para uma refinaria por um duto. Contudo, outros esquemas podem ser rentáveis no curto prazo, como a utilização do biometano na própria frota de coleta, conforme indicam alguns projetos de P&D estabelecidos sobre o Programa Estratégico 14 da Aneel.

Para o setor agropecuário, os usos são diversos, pois as escalas podem variar significativamente, assim como as fontes de biomassa e respectivos produtores. Porém, o uso para secagem e geração de eletricidade é o que predomina hoje. Novamente, outros nichos específicos podem apresentar mais vantagens.

5.4.1 CUSTOS E POTENCIAL DE REDUÇÃO DE EMISSÕES DE GEE

Os principais usos do biogás são: a combustão do biogás para geração de eletricidade e a purificação para produção de biometano e injeção na rede de gás natural ou como substituto de derivados de petróleo. Assim, os investimentos podem ser tomados como os mesmos já apresentados para o caso do aterro, uma vez que o GDL também é biogás. Ou seja, variando de 1.400 US\$/kW a 5.500 US\$/kW, dependendo da tecnologia, e 550 US\$/m³h⁻¹. A base de dados da Agência Internacional para as Energias Renováveis (Irena) apresenta custos para o sistema de *upgrade* de biogás em biometano variando de 1.800 US\$/m³h⁻¹ a 6.000 US\$/m³h⁻¹. A diferença provavelmente está em uma especificação muito mais restrita de biometano.

Como nos casos anteriores, as reduções de emissões de GEE são dependentes da característica do projeto, pois o biogás será o energético substituto.

POSSIBILIDADES FUTURAS

A despeito da caracterização dos principais conjuntos tecnológicos para aproveitamento energético de resíduos, deve-se destacar que não foram esgotadas todas as possibilidades de abatimento de emissões de GEE pelo setor. Sobretudo em um horizonte de longo prazo, alternativas não consideradas podem apresentar papel importante para a mitigação, a depender do desenvolvimento do setor de resíduos.

Nas rotas termoquímicas, esquemas de cogeração e aproveitamento da energia térmica, que são dependentes de demanda térmica local, podem ser desenvolvidos, caso sejam elaborados em um contexto estratégico, de maneira a otimizar o uso energético dos resíduos e aumentar seu potencial de mitigação. Como exemplo, plantas de incineração de RSU ou combustão de resíduos agrícolas podem estar situadas em polos industriais ou agroindustriais.

Outro ponto de evolução tecnológica que pode ser consequência do desenvolvimento do mercado energético de resíduos é a utilização das biomassas residuais agrícolas em esquemas de coqueima (*cofiring*) com combustíveis fósseis. Essa opção tende a ser um importante fator de mitigação, pois reduz o custo de investimento do aproveitamento energético. Contudo, há necessidade de garantia da oferta, fato que deve acontecer somente com o desenvolvimento do mercado.

Uma opção mais distante é a produção de biocombustíveis avançados a partir de esquemas de gasificação, isso porque esquemas mais viáveis tendem a ocupar esse portfólio de escolhas. Impende destacar que essa opção será avaliada no setor energético.

As rotas bioquímicas também apresentam possibilidades. A principal é o desenvolvimento da co-digestão de diferentes resíduos. Essa possibilidade tende a facilitar a viabilidade de plantas de escalas inviáveis (plantas de escalas muito reduzidas ou muito elevadas), aumentando o fator de utilização da planta, conseqüentemente, levando à produção de biometano e de biofertilizante de melhor qualidade. A integração de plantas de biodigestão em polos produtores de biodiesel também pode ser atrativa, uma vez que a adição do glicerol ao substrato dos biodigestores aumenta a produção de metano.

Um conceito brasileiro que melhora o exemplo europeu de ciclo otimizado combinado, em que há a integração do exausto da turbina a gás com o calor produzido por um incinerador, é o Ecopolo. Plantas de ciclo combinado otimizado já operam na Espanha e na Holanda. No caso do Ecopolo, o gás queimado não é o gás natural, mas biogás purificado de aterro ou de uma unidade de biodigestão, o que torna o projeto nulo em termos de emissões de GEE (IVIG, 2005)



Cenários de emissões de gases de efeito estufa para o setor de gestão de resíduos

Parte

2

Na primeira parte deste relatório, buscou-se um completo entendimento das principais características do setor para que seja possível analisar as emissões futuras de GEE em três trajetórias diferentes: cenários de referência (REF), baixo carbono (BC) e baixo carbono com inovação (BC+I). Foram levantadas as principais características de cada subsetor e apresentadas as principais tecnologias para a gestão dos resíduos.

Nesta parte do relatório, será contrastado ao cenário REF, que tem caráter tendencial e por isso considera o cumprimento das políticas em curso junto no setor, o impacto da adoção de ações adicionais de mitigação de emissões de GEE. No cenário BC, serão consideradas tecnologias disponíveis comercialmente com os atuais patamares de custos e de potenciais de mitigação. No cenário BC+I, por sua vez, serão avaliadas as mesmas tecnologias, porém com efeitos de curvas de aprendizagem sobre os referidos parâmetros.

Primeiramente, será apresentada toda a discussão relativa ao cenário REF (Capítulo 6), que será seguida pela discussão do cenário BC (Capítulo 7) e, finalizando, com a discussão do cenário BC+I (Capítulo 8). Os três capítulos apresentam a seguinte estrutura: premissas gerais, premissas específicas por segmento e projeção das emissões.



Cenário de
referência

Capítulo

6

6 CENÁRIO DE REFERÊNCIA

As emissões do setor de gestão de resíduos têm interdependência com outros setores. Os setores produtivos e as famílias são produtores de resíduos, e o setor de transporte e de energia fornecem insumos ou serviços essenciais para gestão dos resíduos. Essas relações podem ser entendidas como relações diretas.

Além dessas relações, o fornecimento energético e/ou serviços de energia do setor de resíduos para outros setores podem ser entendidos como relações indiretas. Por esses motivos, a caracterização da referência deve considerar todas essas relações.

Inicialmente, serão discutidas as premissas gerais consideradas no cenário REF e que abarcam os segmentos de RSU, efluentes e resíduos da agropecuária. Em seguida, serão discutidas as premissas específicas consideradas para esses segmentos e os procedimentos metodológicos considerados para projetar as emissões de GEE. Por fim, essas projeções serão apresentadas por atividade e consolidadas para o setor.

6.1 PREMISSAS GERAIS E CONDICIONANTES DO CENÁRIO DE REFERÊNCIA

Algumas variáveis básicas influenciam a produção de todos os resíduos. As principais são: ano-base considerado para as projeções; população, cuja produção de resíduos está diretamente ligada ao consumo; PIB/habitante, que qualifica o nível do consumo da população influenciando a taxa de geração individual³⁸ e principalmente a composição dos resíduos; arcabouço jurídico-regulatório, que define as regras de atuação dos mercados e seus agentes.

Considera-se o ano-base de 2010, transversalmente, para realizar todas as projeções do projeto. A escolha é justificada pela existência do maior número de informações disponíveis, relevantes para a construção dos cenários de mitigação de emissões, para esse ano.

As projeções de população utilizadas são as definidas pelo IBGE e utilizadas pelos demais setores do projeto. As projeções de RSU e de efluentes domésticos são diretamente proporcionais ao tamanho da população.

³⁸ A geração de resíduos é o produto da taxa de geração individual pela população. Apesar de a geração individual variar de acordo com o poder aquisitivo, sendo mais acentuada a diferença entre as classes de baixo e médio que entre as de médio e alto, considerou-se uma taxa de geração média para toda a população.

O PIB/habitante foi calculado a partir da evolução do PIB projetada pelo subprojeto econômico, liderado pela Fipe/USP (Tabela 32), com relação às projeções de população do IBGE. Esse indicador está diretamente correlacionado à “qualidade dos resíduos”, influenciando a composição de materiais recicláveis e fração orgânica nos RSU, assim como a carga orgânica e de nitrogênio nos efluentes domésticos.

No âmbito da modelagem integrada dos cenários de emissões de GEE do projeto, que integram todos os setores da economia brasileira, é considerada uma análise de sensibilidade dos resultados às projeções do PIB. Nesse caso, foram projetados novos cenários de crescimento do PIB que apresentam projeções mais conservadoras dessa variável do que as consideradas nessa análise setorial. Logo, é provável que os resultados expostos a seguir apresentem patamares superiores de emissões de GEE se comparados aos considerados na análise integrada dos cenários setoriais.

Deve-se enfatizar que a análise setorial das opções de mitigação de emissões do setor de gestão de resíduos é relevante, sobretudo, para elencar as opções de baixo carbono e os instrumentos de política pública que deveriam ser considerados para a sua implementação. Mais do que isso, a avaliação setorial é relevante para a obtenção dos parâmetros técnico-econômicos que viabilizam a construção dos cenários integrados de emissões de GEE. Por outro lado, os potenciais e custos de abatimento devem ser avaliados à luz dos resultados da modelagem integrada, na medida em que esse procedimento metodológico considera um intervalo de projeção de crescimento econômico. E, finalmente, permite avaliar, integradamente, efeitos de não aditividade das medidas de baixo carbono. Esse é o caso, por exemplo, do aproveitamento energético do biogás. Na avaliação setorial, essa opção apresenta potencial significativo de redução das emissões pelo setor, sem, contudo, indicar, adequadamente, a sua competitividade perante fontes convencionais de geração de energia e outras opções mais custo-efetivas. Por esses motivos, é comum que a avaliação setorial apresente potenciais e custos de mitigação de emissões de GEE, super e subestimados, respectivamente. Todos os aspectos anteriormente mencionados, portanto, indicam os objetivos da análise setorial e integrada de oportunidades de transição do país para uma economia de baixo carbono.

Tabela 32 – Taxa de Crescimento Média do PIB por Quinquênio

Anos	Taxa média de crescimento
2010-2015	1,92%
2015-2020	3,15%
2020-2025	3,33%
2025-2030	3,17%
2030-2035	2,97%
2035-2040	2,75%
2040-2045	2,54%
2045-2050	2,34%
2045-2050	2,34%

Fonte: FIPE/USP

Por último, deve-se enfatizar que interações com outros setores, assim como políticas, planos, legislações e regulamentações da gestão dos resíduos, fazem parte do cenário REF das emissões de GEE. Conforme citado anteriormente, esse cenário parte da premissa do cumprimento das políticas e dos planos governamentais que tenham influência direta ou indireta sobre o setor. Em virtude disso, esses aspectos serão detalhados nas próximas subseções deste estudo.

6.1.1 INTERAÇÃO COM OUTROS SETORES

Nesta subseção, são detalhados os procedimentos metodológicos interativos que foram considerados na construção dos cenários intersetoriais. Inicialmente, serão descritas apenas as interações que influenciam a definição do cenário REF. Convém destacar que, com a integração dos cenários junto ao Componente 2 do projeto, naturalmente, evitar-se-á a dupla contagem de emissões de GEE. Portanto, a definição de interação do setor de gestão de resíduos com outros setores objetiva, fundamentalmente, a atribuição de atividades entre os diferentes subprojetos.

- **Setor de transportes**

O consumo de combustível da frota de coleta de resíduos é parcela relevante nas emissões de GEE da gestão de resíduos. Para mensurá-las, projetam-se, em conjunto com o setor de transporte, o consumo de diesel da frota e as consequentes emissões de GEE, que serão abatidas naquele setor, conforme estabelecido pela coordenação técnica do projeto.

- **Setor de energia**

A interação com o setor de energia na construção do cenário REF se dá de maneira similar à do setor de transportes. Ou seja, a contabilização do consumo de energia para o tratamento de resíduos é endógena, sendo posteriormente abatido no setor de energia. Novamente, essas emissões serão destacadas nesse grupo pelo entendimento da importância delas para o estabelecimento de estratégias de baixo carbono para a gestão de resíduos.

- **Setor agropecuário**

As emissões de GEE dos resíduos agropecuários serão contabilizadas pelo subprojeto de Afolu. Por outro lado, possibilidades de abatimento de emissões, custos e curvas de aprendizado serão consideradas junto ao setor de gestão de resíduos.

- **Setor industrial**

As emissões de GEE provenientes dos efluentes industriais serão projetadas pelo setor industrial e reportadas para fins de contabilização, conforme metodologia da TCN, ao setor de gestão de resíduos. Mais do que isso, as possibilidades de abatimento de emissões, com seus respectivos custos, serão objeto de análise do setor industrial.

6.2.2 POLÍTICAS, PLANOS NACIONAIS E PROGRAMAS EXISTENTES

Algumas políticas e planos setoriais estabelecidos recentemente têm como função moldar as atividades de resíduos nos próximos anos. Assim, é importante entender quais são os planos e políticas e como influenciam as emissões de GEE de referência na gestão de resíduos.

6.1.2.1 POLÍTICA NACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS (PNRS)

Sancionada em 2 de agosto de 2010, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) é vista como um marco regulatório para o setor de resíduos no Brasil, já que contribui para a solução de problemas ambientais, sociais e econômicos.

Em seu art. 3º, incisos XV e XVI, a PNRS define e diferencia rejeitos como uma parcela dos resíduos. Sua definição é de que rejeitos são “resíduos sólidos que, depois de esgotadas todas as possibilidades de tratamento e recuperação por processos tecnológicos disponíveis e economicamente viáveis, não apresentem outra possibilidade que não a disposição final ambientalmente adequada”.

A PNRS contempla a recuperação de energia quando diferencia a disposição final (de rejeitos) da destinação final (de resíduos) que inclui os 3R, da compostagem, da recuperação e do aproveitamento energéticos. Além disso, no art. 7º, que trata dos objetivos da PNRS, o documento dispõe que é um desses objetivos o “XIV – incentivo [...] ao reaproveitamento dos resíduos sólidos, incluídos a recuperação e o aproveitamento energético;”.

Conforme faz questão de salientar EPE (2014a), as definições e os objetivos constantes da PNRS tiveram como “consequência a realização de necessárias análises de viabilidade técnica e econômica do aproveitamento energético de resíduos”, o que é benéfico.

A recuperação energética está prevista também no conteúdo dos planos nacional e estaduais de resíduos sólidos. No horizonte de 20 anos, ou pelo menos a cada quatro, a PNRS apenas estabelece que o plano nacional (art.15, inciso IV) e os planos estaduais (art.17, inciso IV) devem conter no mínimo “metas para o aproveitamento energético dos gases gerados nas unidades de disposição final de resíduos sólidos”. Por mínimo entenda-se obrigatório, o que induz os planejadores a pensar e priorizar a solução de recuperar gás de aterro no horizonte de 20 anos. Quanto às metas, não são estabelecidos valores mínimos, variáveis ou indicadores.

Então, contraditoriamente aos seus próprios objetivos, segundo a PNRS, não é obrigatório estabelecer metas para redução do volume de resíduos enviados para a disposição final em aterros sanitários assim que ingressam efetivamente no sistema de gestão pós-reciclagem. Sejam metas no total, sejam metas nas frações em que haja tratamento específico viável técnica e ambientalmente: fração orgânica, contaminados e inertes. Esta é uma tendência tanto nos Estados-membros da União Europeia quanto nos Estados Unidos da América.

Fica assim caracterizada a necessidade de ampliar as metas constantes dos planos para que se estabeleçam ações, projetos e programas coordenados, efetivos e planejados no curto e no longo prazo, favorecendo a redução dos custos de transação. Cabe ressaltar que não é necessária qualquer alteração da lei para que isso ocorra, uma vez que a regulamentação, descrita abaixo, já abrangeu o tema.

Por fim, a PNRS tem um capítulo destinado aos instrumentos econômicos. Segundo o Capítulo V, o poder público poderá instituir medidas indutoras e linhas de financiamento para atender diversas iniciativas relacionadas aos objetivos da lei. O que efetivamente resultou dessas medidas será tratado, como é de se esperar pela importância do assunto, na próxima parte deste relatório.

Não há, nessas iniciativas, nenhuma referência textual à recuperação de energia, muito embora se possa deduzi-la em algumas, tais como (art. 42) VII – as pesquisas voltadas para tecnologias limpas aplicáveis aos resíduos sólidos; VIII – desenvolvimento de sistemas de gestão ambiental e empresarial voltados para a melhoria dos processos produtivos e ao reaproveitamento dos resíduos.

O Decreto nº 7.404/2010, que regulamenta a Lei nº 12.305, estabelece a responsabilidade de disciplinar a recuperação energética como sendo dos ministérios do Meio Ambiente, de Minas e Energia e das Cidades. Afirma, ainda, como regra aplicável aos planos de gerenciamento de resíduos sólidos, que “será assegurado o aproveitamento de biomassa na produção de energia [...] nos termos da legislação vigente” (art. 57), estabelecendo sanção de multa de até R\$ 50 milhões a quem destinar resíduos em desconformidade com a Lei nº 12.305.

6.1.2.1.1 PLANO NACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS

Conforme está dito na introdução do documento, a Lei nº 12.305/2010, que instituiu a PNRS, prevê a elaboração do Plano Nacional de Resíduos Sólidos, sendo o seu processo de construção descrito no Decreto nº 7.404/2010, que regulamentou a PNRS. O documento está em sua versão preliminar, que, após o processo de consulta e audiência públicas, foi enviado aos Conselhos Nacionais de Meio Ambiente, das Cidades, de Recursos Hídricos, de Saúde e de Política Agrícola. Há dois anos esse plano encontra-se no Conselho Nacional de Política Agrícola.

No documento, na parte que faz o diagnóstico dos RSU, pouco foi transferido das considerações econômicas do relatório de pesquisa que lhe deu origem, de autoria do Ipea (2012). Nesse documento, são tratados vários aspectos econômicos, como MDL, tarifas e taxas de coleta, biodigestão, incineração, biogás de aterro. Apesar disso, o relatório não faz recomendações quanto à inclusão no plano nacional de medidas de recuperação de energia, sequer de biogás de aterro, fato que se repete nas (não) recomendações constantes do Plano Nacional de Resíduos Sólidos.

6.1.2.2 POLÍTICA NACIONAL DE SANEAMENTO BÁSICO E PLANO NACIONAL DE SANEAMENTO BÁSICO

A Política Nacional de Saneamento Básico foi instituída em 2007, de maneira a estabelecer as principais diretrizes e regras para o setor de serviços de saneamento. Já o Plano Nacional de Saneamento Básico, de 2013, trouxe a análise do déficit de serviços de saneamento, obras e ações em andamento, quantidade de investimentos necessários, além de cenários e metas de curto, médio e longo prazo. Para essa referência, o cenário que mais se aproxima do que será estimado é o cenário 3, exposto no Quadro 7.

Quadro 7 – Cenário 3 – Plansab

Condicionante	Hipótese
Quadro macroeconômico	Menor crescimento mundial, menor expansão da taxa de investimento e maior pressão inflacionária.
Papel do Estado/Marco regulatório/Relação interfederativa	Redução do papel do Estado com a participação do setor privado na prestação de serviços de funções essenciais e manutenção das condições de desigualdade social. Marcos regulatórios existentes, mas pouco aplicados e cooperação de baixa efetividade e fraca coordenação.
Gestão, gerenciamento, estailidade e continuidade/Participação e controle social	Políticas de estado contínuas e estáveis, com modelo inadequado de crescimento urbano, e manutenção da capacidade de gestão das políticas públicas e do nível atual de participação social (heterogêneo nas diversas unidades federativas e sem influência decisiva).
Investimentos no setor	Manutenção do atual patamar de investimentos públicos federais em relação ao PIB e recursos do OGU (como emendas parlamentares, programas de governo, PAC) em conformidade com os critérios de planejamento.
Matriz tecnológica/ Disponibilidade de recursos hídricos	Ampliação da doação de tecnologias sustentáveis, porém de forma dispersa, com manutenção do cenário de desigualdade no acesso aos recursos hídricos.

Fonte: PLANSAB, 2013

Dentre as diversas metas que o plano apresenta, vale o destaque para a universalização dos serviços de água e esgoto em 2033, que serão utilizadas nas projeções até 2050.

6.1.2.3 OUTROS PLANEJAMENTOS RELEVANTES

O Ministério de Minas e Energia (MME), com suporte da Empresa de Pesquisa Energética (EPE), elabora planejamentos de longo e médio prazos para o setor de energia, entre eles o Plano Nacional de Energia (PNE) e o Plano Decenal de Expansão de Energia (PDE). Os primeiros trabalhos do PNE 2050, já publicados em 2014, apesar de não serem determinativos, podem ser entendidos como indicativos estratégicos para o setor de energia. Nesse plano, são apresentadas projeções do aproveitamento energético de resíduos que resultariam em uma oferta da ordem de 50 milhões de metros³ por dia de biometano a partir de diferentes biomassas residuais orgânicas. Contudo, o plano, de cenário único, não é entendido como um *business as usual*, mas como uma trajetória progressista da economia brasileira.

O Plano Nacional Sobre Mudança do Clima, criado em 2008, é coordenado pelo Ministério do Meio Ambiente e foi desenvolvido para orientar, estruturar e coordenar as ações de governo e dos diversos setores da sociedade (indústria, resíduos, financeiro, agricultura e florestal, entre outros) na redução das emissões de GEE. De acordo com o estudo Cepea/Esalq, encomendado pelo

Ministério do Meio Ambiente em 2005 (CEPEA, 2005), dentre as fontes nacionais emissoras de metano, os resíduos sólidos urbanos representam 12% do total, sendo que 84% das emissões são oriundas dos aterros (PNMC, 2008). Dessa maneira, o plano contemplou medidas de mitigação para o setor de resíduos por meio da recuperação de metano em aterros sanitários, incineração com recuperação energética e reciclagem, além de metas de incentivo ao aproveitamento energético do biogás de aterro sanitário.

O Probiogás tem como foco o aproveitamento energético de biogás no Brasil. Essa iniciativa, denominada Projeto Brasil-Alemanha de Fomento ao Aproveitamento Energético de Biogás no Brasil (Probiogás), com previsão de vigência de cinco anos, busca contribuir para a ampliação do uso energético eficiente do biogás e, por conseguinte, para a redução de emissões de metano e, indiretamente, em face da substituição de combustíveis fósseis, de dióxido de carbono na atmosfera. Conforme divulga a Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (SNSA/MCidades), a ampliação do aproveitamento energético do biogás no Brasil, objetivo central do Probiogás, abrange o estudo, o desenvolvimento e a divulgação de ações diretamente relacionadas ao saneamento básico e às iniciativas na área agropecuária. O projeto pretende trabalhar em duas áreas temáticas – sistemas de tratamento de efluentes e de resíduos sólidos – e tem como principais linhas de atuação: i) informações de base e condições-quadro; ii) capacitação; iii) parcerias acadêmicas e empresariais; e iv) boas práticas e projetos de referência. O ministério não divulga valores para esse projeto. O principal produto desse projeto ainda é o *Guia prático do biogás: geração e utilização* (FNR, 2010).

6.1.2.4 PROGRAMAS E INCENTIVOS EXISTENTES

Segundo o PNMC, o setor público federal financia o sistema de destinação final e de infraestrutura para o setor de resíduos. Esse financiamento vem por meio de transferências voluntárias provenientes dos ministérios das Cidades, Saúde (Funasa) e Integração (Codevasf) e programas de financiamento de atividades sustentáveis, principalmente por meio do BNDES e da Caixa (Quadro 8).

- **Fundo Clima – resíduos sólidos**

Segundo o Ministério do Meio Ambiente (MMA), o Fundo Nacional sobre Mudança do Clima (Fundo Clima) foi criado pela Lei nº 12.114/2009 e regulamentado pelo Decreto nº 7.343/2010. O Fundo Clima é um instrumento da Política Nacional sobre Mudança do Clima (PNMC), instituída pela Lei nº 12.187/2009.

Esse fundo tem por finalidade financiar projetos, estudos e empreendimentos que visem à mitigação (ou seja, à redução dos impactos) da mudança do clima e à adaptação a seus efeitos em duas modalidades: reembolsáveis, administrados pelo BNDES, e não reembolsáveis, administrados pelo próprio MMA.

Em 2013, foram aplicados R\$ 14.576.937,13 em projetos não reembolsáveis, equivalendo a 98,76% da execução do limite orçamentário definido e 71,83% da LOA 2013. Em 2014, a previsão orçamentária para esse tipo de recursos foi de R\$ 500 mil para custeio e R\$ 1,6 milhão para investimento em “Projetos e Estudos para aproveitamento energético do biogás (aterros sanitários, dejetos da pecuária), e da energia solar”.

Quadro 8 – Linhas, Fundos e Programas

Instituição	Programa	Objetivo	Beneficiários	Modalidade
BNDES	Pronaf Eco	Tecnologias ambientais	Agricultores familiares	Indireta reembolsável até R\$ 36 mil
BNDES	Funtec	Desenvolvimento tecnológico	Instituto, centros e empresas	Direta não reembolsável
BNDES	Finem	Infraestrutura	Empresas	Direta reembolsável de R\$ 10 M
BNDES	M. A.	Áreas degradadas	Empresas	Direta reembolsável
BNDES	Automático	Empreendimentos energético e ambiental	Empresas	Indireta reembolsável até R\$ 10 milhões
BNDES	Finame	Equipamentos com maior eficiência energética e ambiental	Empresas	Indireta reembolsável
BNDES	Cartão BNDES	Equipamentos e insumos com maior eficiência energética e ambiental	Empresas	Crédito rotativo até R\$ 750 mil
BNDES	Fundos de Investimentos em Participações	Negócios ambientais	Empresas	Participação societária
CAIXA	Energias renováveis	Financiamento de projetos de energia por fontes alternativas, como a eólica e a biomassa	Empresas privadas	N.D.
CAIXA	Crédito de Carbono	Financiamento de projetos de MDL em aterros sanitários	Empresas públicas e privadas	N.D
CAIXA	FDNE	Infraestrutura	Empresas	Reembolsável 20 anos

Fonte: PNMC, 2008; BNDES, 2014; CAIXA, 2014

Quanto aos recursos reembolsáveis, o BNDES financia projetos a partir de R\$ 10 milhões, que, caso sejam contratados diretamente com o banco, têm uma taxa de juros de 4,9% a.a para estados e municípios e 7,5% a.a para demais clientes. Podem ser financiados até 90% do valor.³⁹

6.2 PREMISSAS ESPECÍFICAS PARA O SEGMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

A referência, neste relatório, foi construída considerando que a geração de RSU no Brasil seguirá trajetória ascendente e convergirá, em 2050, ao patamar medido para países da União Europeia em 2010. Tendo em vista que já foram definidas as projeções de população e PIB/habitante no âmbito deste projeto, é preciso evidenciar as projeções de produção *per capita* de RSU e de sua respectiva composição.

A Figura 59 apresenta a correlação entre o PIB *per capita* e a produção *per capita* de RSU para o Brasil e os cinco maiores países da Europa, entre 2004 e 2012. Considerando que a relação PIB/

³⁹ Essas condições podem ser alteradas, o que requer confirmação do próprio banco a cada simulação.

habitante do Brasil passará de aproximadamente US\$ 10.500/habitante em 2010 para cerca de US\$ 27.500/habitante em 2050, é natural assumir que a produção individual de RSU convergirá para o patamar de países que apresentam a mesma faixa de renda *per capita*.

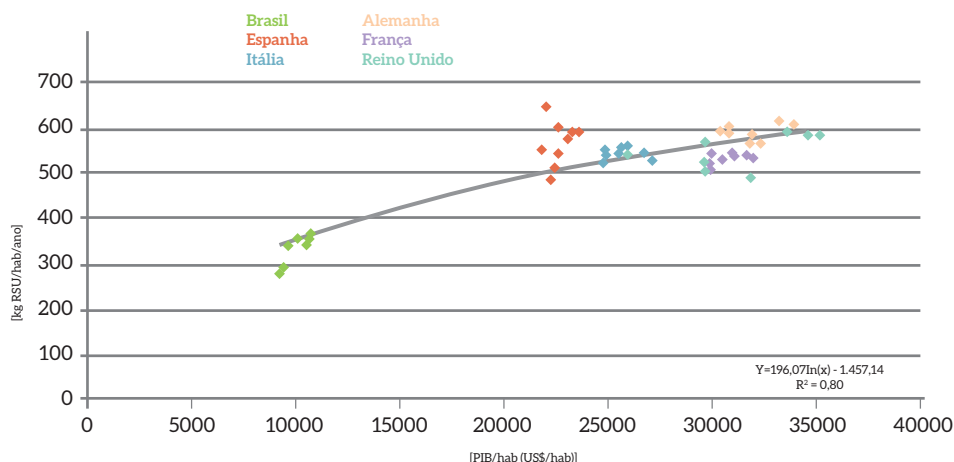


Figura 59 – Correlação entre PIB Per Capita e Produção Per Capita de RSU para o Brasil e os Cinco Maiores Países da Europa, entre 2004 e 2012

Fonte: Elaboração própria

Assim, utilizando dados da Eurostat,⁴⁰ foram levantadas informações a respeito dos cinco maiores países da Europa em termos econômicos⁴¹ (Alemanha, França, Reino Unido, Espanha e Itália), no período entre 2004 e 2012. Nesse grupo de nações, observa-se atualmente faixa de PIB/habitante similar ao projetado para o Brasil em 2050. Em seguida, foi calculada uma regressão não linear logarítmica, cujo resultado foi um coeficiente de determinação (R^2) igual a 0,80 (satisfatório para esse tipo de estimativa). Com isso, no cenário REF, a produção nacional de RSU salta de 0,930 kg/hab/dia em 2010 para 1,494/kg/hab/dia em 2050 (variação de 1,2% ao ano). Apenas a título de comparação, caso fosse adotado o patamar estadunidense (de 2,136 kg/hab/dia), a taxa média anual de incremento seria de 2,1%, ou seja, praticamente o dobro da taxa para atingir a média dos países europeus.

Vale ressaltar que a escolha da premissa de que a geração de RSU *per capita* no Brasil atingirá, em 2050, o padrão europeu de 2010, em detrimento do patamar estadunidense daquele ano, é mais factível, uma vez que, no ano de 2010, foi registrada no Brasil a produção diária de 0,930 kg de RSU *per capita*. No mesmo ano, foram observados os seguintes montantes médios diários de RSU, por habitante, nos países europeus selecionados (EUROSTAT, 2015):

- Alemanha: 1,622 kg;
- Itália: 1,488 kg;
- Espanha: 1,485 kg;
- França: 1,466 kg;
- Reino Unido: 1,430 kg.

Com esses dados, é possível concluir que o padrão perdulário da sociedade estadunidense resulta,

⁴⁰ Disponível em: <http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Municipal_waste_statistics>. Acesso em: 21 abril 2016.

⁴¹ Foram utilizados países europeus e não os Estados Unidos por conta do entendimento de que, nos EUA, há um consumo perdulário que não se reproduzirá no resto do mundo no longo prazo.

naturalmente, em uma maior produção de RSU *per capita*, mesmo em comparação com os países europeus supracitados. Adicionalmente, cabe notar que a diferença na produção de RSU por habitante é significativa. Por exemplo, um cidadão norte-americano produz, em média, 31,9% mais lixo doméstico diariamente que um cidadão alemão (que, dentre os cinco países europeus listados, seria aquele com maior padrão de consumo). Se, por outro lado, a comparação for com o Reino Unido (que, dentre os cinco países europeus citados, seria aquele com menor padrão de consumo), cada norte-americano gera 49,7% mais RSU por dia.

Quando confrontado com o padrão brasileiro, a situação se torna ainda mais discrepante: +130,1% lixo urbano produzido por dia, em média, por habitante. Portanto, essas projeções seguem o entendimento de que a possibilidade de o padrão de consumo brasileiro aumentar aos níveis dos padrões estadunidenses é bastante remota. Outra consideração importante é que, mesmo em um cenário tendencial, há maior conscientização e informação da população quanto a trajetórias passadas. Assim, países em desenvolvimento muitas vezes adotam padrões ambientalmente mais corretos em fases anteriores às adotadas pelos países hoje desenvolvidos (STERN, 2004).

O mesmo procedimento foi realizado para a composição de materiais recicláveis, matéria orgânica e inertes nos RSU. Foi assumido que, em 2050, o Brasil terá exatamente o mesmo patamar relativo de recicláveis no RSU que esses cinco países da Europa, qual seja: 60% de recicláveis; 30% de matéria orgânica; 10% de inertes. A partir desses valores, foi calculado um aumento no percentual relativo de materiais recicláveis, mantendo a proporção atual entre os recicláveis (plásticos, papéis, vidros e metais).

A projeção de resíduos de serviços de saúde foi realizada por meio da manutenção do percentual atual de 0,6% dos RSU. Isso é consequência de que as projeções de RSU já levam em consideração as projeções populacionais e o aumento da renda do brasileiro, variáveis que afetam diretamente o acesso e a atividade dos serviços de saúde.

Em seguida, foi necessário identificar a destinação final dos RSU. A primeira variável estimada foi a taxa de atendimento da coleta, estabelecida em 98,5% em 2010 e 98,4% nos anos de 2011 e 2012, segundo dados do SNIS. Foi assumido, desde então, um acréscimo anual de 0,05 ponto percentual até atingir 100% em 2044.

Apesar de a Política Nacional de Resíduos Sólidos obrigar o encerramento dos lixões em 2014, o prazo não foi cumprido. Contudo, considera-se, no cenário REF, a extinção dos lixões até 2018. Deve-se destacar que, com o encerramento dos lixões e sem uma política que incentive o aproveitamento energético ou a valoração de materiais, a principal destinação dos RSU ainda será o aterro sanitário.

A reciclagem é o retorno da matéria-prima ao ciclo produtivo. Contudo, recentemente, esse conceito foi ampliado e, hoje, reciclagem compreende um conjunto de operações que se destina ao reaproveitamento de materiais no ciclo produtivo (EPE, 2014a). Os esquemas tecnológicos da reciclagem são variados, uma vez que os materiais são diversos, assim como são muitas as cadeias produtivas que podem utilizá-los. Dessa maneira, o que deve ser bem especificado nos arranjos de reciclagem são suas respectivas cadeias logísticas e os agentes que as compõem.

Os principais agentes dessa cadeia da reciclagem são: fabricantes dos produtos, consumidores (finais ou não), revendedores, catadores e cooperativas de catadores. A PNRS já estabelece a obrigatoriedade de que os fabricantes desses materiais sejam responsáveis pela sua logística reversa nos pontos de

entregas e revendedores. Todavia, o estabelecimento dessa cadeia, que hoje conta com diversos pontos de não atendimento, precisa de um redesenho das operações logísticas e das interações entre os agentes.

Assim, considera-se que a reciclagem seguirá a tendência observada nos últimos cinco anos, ou seja, utilizar-se-á essa taxa média de crescimento até 2030, a partir de quando haverá uma acomodação devido ao atendimento da PNRS. Em tese, como no cenário REF não é sinalizado um mercado de grande porte para materiais reciclados, considera-se que a taxa de reciclagem aumentará até 5% e se manterá constante até 2050. Assim, o restante da destinação final será composto pelos aterros sanitários e controlados, sendo que os aterros sanitários ocupam maior percentual. Por fim, deve-se destacar que foi assumido que o lixo brasileiro, em sua maior parte, será tratado por meio da disposição final em aterros.

A compostagem é um processo bioquímico em que há degradação da matéria orgânica na presença de oxigênio. Assim como na biodigestão, há necessidade de separação da matéria orgânica dos materiais recicláveis e inertes. A compostagem de RSU, em geral, se dá em leiras ou dutos aerados mecanicamente (EPA, 1994; EPE, 2014a). A compostagem tem como produto final um material estabilizado, podendo ser destinado a aterros ou para utilização como adubo. As fases da compostagem são a estabilização (cerca de 45 a 60 dias) e a maturação (30 dias) (EPE, 2014a).

A compostagem pode ser realizada seguindo diferentes métodos, com diferentes tipos de resíduos e em diferentes escalas. No entanto, certas condições de operação do processo de compostagem favorecem a aerobiose e podem levar à emissão relativamente mais alta de metano do que o esperado (THOMPSON et al., 2004). Isso porque essas condições interferem nos fatores ecológicos (temperatura, concentração de O₂, umidade, pH, potencial de oxirredução, disponibilidade de carbono e nitrogênio, entre outros, que podem vir a influenciar a atividade microbiana) que governam o processo biológico da compostagem, principalmente a disponibilidade de oxigênio para a atividade biológica. Com isso, as emissões de metano podem variar fortemente de um processo para outro, dependendo do manejo (INÁCIO et al., 2010).

Para compostagem, foi considerado que, no cenário REF, não há incentivo para esse tipo de destinação final. Portanto, foi atribuída a mesma participação percentual entre 2015 e 2050.

A incineração, no cenário REF, será considerada somente como tratamento de resíduos. Ou seja, desconsidera-se o aproveitamento energético nos esquemas de incineração. Os sistemas de incineração serão responsáveis pelo tratamento de resíduos de serviços de saúde. Apesar da tendência em países desenvolvidos de diminuir os incineradores de resíduos de serviços de saúde, não haverá grandes alterações nesses sistemas, somente em controles específicos de contaminantes e poluentes locais, principalmente as dioxinas.

6.2.1 DEMANDA DE ENERGIA DA COLETA DE RSU

Para mensurar o consumo de energia proveniente da coleta de RSU, inicialmente, foi considerado o levantamento do SNIS acerca da frota nacional de veículos para recolhimento de RSU, por unidade da Federação, dividindo-a em seis categorias: caminhão compactador, caminhão basculante, caminhão poliguindaste, trator agrícola, tração animal e embarcações. Partindo dessa base de informações, foram tabuladas as informações constantes da Tabela 33 para, partindo disso, obter-se a demanda total de óleo diesel da frota em 2012.

Tabela 33 – Estimativa do Consumo de Óleo Diesel para Coleta de RSU – 2012

Tipo de veículo para coleta de RSU	Quantidade por tipo de veículo	Consumo específico [l/h]	Jornada anual [h]	Consumo total de óleo diesel [l/ano]
Caminhões	18.691	6,2	5.840	677.855.282
Tratores	2.443	1	2.920	7.133.560
Embarcações	212	1	2.920	619.040
Total				685.607.882

Fonte: Adaptado de SNIS, 2014.

Tabela 34 – Estimativa do Consumo de Óleo Diesel para Coleta de RSU – 2010

Tipo de veículo para coleta de RSU	Quantidade por tipo de veículo	Consumo específico [l/h]	Jornada anual [h]	Consumo total de óleo diesel [l/ano]
Caminhões	13.658	6,34	7.280	630.031.732
Tratores	1.966	1,02	3.305	6.630.278
Embarcações	159	1,02	3.547	575.366
Total	637.237.376			

Fonte: Adaptado de SNIS, 2014.

Todavia, como o projeto considera o ano-base de 2010 para a realização das projeções, fez-se necessário estimar o consumo de diesel em 2010, considerando a frota mostrada na Tabela 34.

Quanto ao consumo específico, foi considerada premissa oriunda do subprojeto de transportes para o qual são esperados ganhos de eficiência da frota da ordem de 1,0% ao ano em todo o horizonte temporal abrangido pelo projeto, qual seja, de 2010 a 2050.

Adicionalmente, para projetar o consumo de energia da coleta de RSU até 2050, foram consideradas as seguintes variáveis:

- Projeção da população, disponibilizada no sítio do IBGE;⁴²
- Quantidade de lixo *per capita* de 0,930kg/hab/dia em 2010, com crescimento para 1,494/kg/hab/dia em 2050;
- Número de dias do ano;⁴³
- Ganhos de eficiência da frota, conforme mencionado anteriormente;
- Taxa de atendimento do recolhimento urbano de resíduos sólidos, para a qual considera-se a universalização da coleta urbana até 2050, partindo do patamar de 98,5% observado em 2010.

⁴² Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/projecao_da_populacao/2013/default_tab.shtm>. Acesso em: 6 nov. 2014.

⁴³ No horizonte deste estudo, são bissextos os anos 2012, 2016, 2020, 2024, 2028, 2032, 2036, 2040, 2044 e 2048.

Com as três primeiras informações, é possível estimar, a partir da Equação 22, a quantidade anual de RSU, em massa, produzida em um ano “i” qualquer entre 2010 e 2050:

$$\text{Equação 22 : RSU Produzido}_{(i)} = \text{População}_{(i)} \times \text{RSU gerado per capita por dia}_{(i)} \times \text{Número de dias}_{(i)}$$

Por sua vez, para projetar o consumo de óleo diesel (OD) em metros³ na frota de coleta de RSU, em volume, para um ano “i” compreendido entre 2011 e 2050⁴⁴, deve-se resolver a:

$$\text{Equação 23 : OD}_{(i)} = \text{OD}_{(i-1)} \times \% \text{ RSU Produzido}_{\left[\frac{i}{i-1}\right]} \times \% \text{ Eficiência}_{\left[\frac{i}{i-1}\right]} \times \% \text{ RSU Recolhido}_{\left[\frac{i}{i-1}\right]}$$

A partir da demanda anual de óleo diesel para serviço de recolhimento de RSU, detalhada no subitem anterior, foi feita a conversão para unidades de energia, considerando-se o poder calorífico inferior dessa fonte secundária de energia, qual seja, de 1 metro cúbico de óleo diesel igual a 0,848 toneladas equivalentes de petróleo (tep), e 1 tep equivalendo a 41,868 gigajoules (GJ) de energia.

6.3 PREMISSAS ESPECÍFICAS PARA O SEGMENTO DE EFLUENTES

As principais premissas relativas à produção de efluentes referem-se à produção de carga orgânica e do conteúdo de nitrogênio. Para a carga orgânica atual, será utilizado um valor de 50 gramas por pessoa por dia, conforme IPCC (2006). Contudo, assim como no caso da produção de RSU, dado que o cenário econômico produzido pela Fipe/USP indica que o PIB/*per capita* brasileiro atingirá valores próximos aos dos países europeus anteriormente mencionados em 2050, assume-se que a produção de carga orgânica nos efluentes brasileiros atingirá, naquele ano, 60 gramas/pessoa/dia.

Já para o consumo de proteína, e consequente conteúdo de nitrogênio nos efluentes, foi analisado o histórico de consumo de proteína médio do brasileiro,⁴⁵ que foi de 47 gramas/pessoa/dia em 2010. E, seguindo a metodologia adotada para RSU e para a carga orgânica, foi adotada a mesma evolução percentual da carga orgânica para o consumo de proteína. Assim, em 2050, considera-se que o consumo médio de proteína será de 56,4 gramas/pessoa/dia.

6.3.1 DEMANDA DE ELETRICIDADE NO SANEAMENTO

No tocante à demanda por eletricidade para o abastecimento de água e para o tratamento de esgotos, também se fez necessário ajustar os valores de 2012 para o ano-base de 2010 (Tabela 35).

Tabela 35 – Consumo de Eletricidade no Saneamento – 2012

Demanda anual de eletricidade	[GWh]
Abastecimento de água	10.877,30
Tratamento de esgotos	1.073,70
Demanda total em saneamento	11.951,00

Fonte: SNIS, 2014

⁴⁴ A demanda de óleo diesel na frota para o ano 2010 foi apresentada na Tabela 34 e é um parâmetro de entrada para o consumo referente a 2011, não podendo ser recalculada pela equação acima.

⁴⁵ Disponível em: <<http://faostat.fao.org/site/731/DesktopDefault.aspx?PageID=731#ancor>>. Acesso em: 08 nov. 2014.

Entretanto, a edição do SNIS referente a 2010 não dispunha de informações a respeito do consumo de eletricidade no saneamento. Ou seja, trata-se de um dado não disponível na base pública de dados do SNIS. Assim, para estimar o consumo em ambos os segmentos, foram utilizadas quatro variáveis, descritas a seguir:

- População: disponível no sítio do IBGE na internet;
- Taxa de atendimento do saneamento: foram adotados os marcos previstos no Plansab;
- Ganhos de eficiência da rede de saneamento: premissa elaborada pela equipe, de redução de perdas (técnicas e comerciais) em 0,5% ao ano, durante todo o período;
- Demanda bioquímica de oxigênio (DBO) no esgoto brasileiro: considera-se que, em 2050, o brasileiro terá um perfil alimentar (quantidade calórica diária e nível de qualidade) similar ao atual dos cidadãos europeus.⁴⁶

As equações para estimar o consumo de eletricidade no abastecimento de água (EAG) e no tratamento de esgotos (ETE), no ano 2010, foram estas, respectivamente:

$$\text{Equação 24: } EAG_{(i-2)} = EAG_{(i)} \times \% \text{ População}_{\left[\frac{i-2}{i}\right]} \times \% \text{ Eficiência}_{\left[\frac{i-2}{i}\right]} \times \% \text{ Atendimento}_{\left[\frac{i-2}{i}\right]}$$

$$\text{Equação 25: } ETE_{(i-2)} = ETE_{(i)} \times \% \text{ População}_{\left[\frac{i-2}{i}\right]} \times \% \text{ Eficiência}_{\left[\frac{i-2}{i}\right]} \times \% \text{ Tratamento}_{\left[\frac{i-2}{i}\right]} \times \% \text{ DBO}_{\left[\frac{i-2}{i}\right]}$$

Com isso, são obtidos os valores para 2010, conforme apresentado na Tabela 36.

Tabela 36 – Estimativa do Consumo de Eletricidade no Saneamento – 2010

Demanda anual de eletricidade	[GWh]
Abastecimento de água	10.685,40
Tratamento de esgotos	979,7
Demanda total em saneamento	11.665,10

Fonte: Elaboração própria

No que se refere à projeção de demanda elétrica para atividades de saneamento, inicialmente, deve-se destacar que o consumo de energia elétrica em uma ETE é, basicamente, para a atividade de bombeamento. Isso significa que é possível assumir que a curva de carga em uma ETE independe de sua configuração tecnológica (módulos de tratamento), mas depende diretamente da quantidade de bombas empregadas para seu funcionamento pleno.

Logo, um parâmetro relevante para realizar essa estimativa seria a topografia da cidade. Isso indicaria se existirão estações elevatórias (uso de bombas hidráulicas) no trajeto da rede de coleta de esgotos. Desse modo, é razoável prever que a ETE de um município com relevo acentuado e menor população consumiria mais eletricidade que a ETE de uma cidade plana com maior população.

Todavia, não é possível obter informações topográficas do entorno de todas as estações de tratamento de esgotos existentes no Brasil, nem das ETE projetadas ou em construção. Tampouco está disponível a quantidade de bombas utilizadas em cada ETE nacional.

46 Dados do IPCC (2006) apresentados no primeiro relatório. Em 2010, o indicador era 50 g/pessoa/dia e, em 2050, será de 60 g/pessoa/dia (aumento médio de 0,25% ao ano).

Por tudo isso, no âmbito deste projeto, consideram-se, para o cenário REF, apenas o volume e o tipo de dejetos tratados em cada período. Assim sendo, as equações para projeção da referência para um ano “i” entre 2011 e 2050 são semelhantes às Equações 24 e 25. A primeira equação se refere ao consumo de eletricidade para abastecimento de água (EAG), ao passo que a segunda corresponde ao consumo para tratamento de esgotos (ETE):

$$\text{Equação 26: } EAG_{(i)} = EAG_{(i-1)} \times \% \text{ População}_{\left[\frac{i}{i-1}\right]} \times \% \text{ Eficiência}_{\left[\frac{i}{i-1}\right]} \times \% \text{ Atendimento}_{\left[\frac{i}{i-1}\right]}$$

$$\text{Equação 27: } ETE_{(i)} = ETE_{(i-1)} \times \% \text{ População}_{\left[\frac{i}{i-1}\right]} \times \% \text{ Eficiência}_{\left[\frac{i}{i-1}\right]} \times \% \text{ Tratamento}_{\left[\frac{i}{i-1}\right]} \times \% \text{ DBO}_{\left[\frac{i}{i-1}\right]}$$

Finalmente, a demanda elétrica total (ET) no saneamento brasileiro em um ano “i” no horizonte da projeção será dada pela soma das Equações 26 e 27:

$$\text{Equação 28: } ET_{(i)} = EAG_{(i)} + ETE_{(i)}$$

6.3.2 TRATAMENTO DE EFLUENTES

6.3.2.1 EFLUENTES DOMÉSTICOS

Assim como no caso do RSU, em que a disposição final é extremamente relevante para as emissões de GEE, para o tratamento de efluentes, as emissões também estão condicionadas ao tipo de tratamento dado a eles. Considerando que no cenário REF não há nenhuma mudança estrutural no tratamento de resíduos, foi assumida a mesma matriz de tratamentos durante todo o período. Entretanto, foi considerada uma evolução na taxa de tratamento.

Portanto, parte-se da matriz de tratamento levantada na Pesquisa Nacional de Saneamento Básico em 2008, a partir da qual se considera uma evolução na captação dos efluentes até a universalização em 2033, com taxa de tratamento de até 80%. A Tabela 37 apresenta a cesta tecnológica utilizada.

Tabela 37 – Matriz de Tratamento de Efluentes

Tipo de tratamento	%
Lodo ativado	8,21%
Reator anaeróbio	24,64%
Lagoa anaeróbia	18,77%
Lagoa facultativa	29,34%
Lagoa mista	2,87%
Lagoa de maturação	10,43%
Wetland/aplicação no solo	0,91%
Fossa séptica de sistema condominial	4,82%

Fonte: PNSB, 2008

Por fim, para o abastecimento de água, os marcos estabelecidos são de 90% de atendimento urbano em 2010; 93% em 2018; 95% em 2023; e 99% em 2033. Com isso, entre 2010 e 2033, o incremento anual é de 0,4%, enquanto, de 2034 a 2050, o aumento anual seria de 0,06% ao ano, totalizando 100% em 2050. Já para o tratamento de esgotos da rede urbana, o patamar de atendimento, em 2010, foi

de 53%. Como o Plansab prevê 69% em 2018, será necessário aumento médio de 2,0% ao ano. Entre 2019 e 2023, o incremento passa a ser de 1,6% anual, atingindo 77% em 2023. Entre 2024 e 2033, o ritmo é mantido, alcançando-se 93% em 2033. Entre 2034 e 2048, o incremento médio anual é de +0,4%. Finalmente, nos últimos dois anos, é previsto crescimento de 0,5% ao ano, com vistas a universalizar o tratamento do esgoto urbano em 2050.

6.4 PREMISSAS ESPECÍFICAS PARA RESÍDUOS DA AGROPECUÁRIA

Como já mencionado anteriormente, apesar de terem sido caracterizados os resíduos e as melhores tecnologias aplicáveis para o aproveitamento energético e/ou mitigação de emissões de GEE provenientes de resíduos da agropecuária, as premissas e projeções relativas ao cenário REF serão modelados pelo setor de Afolu. Em particular, porque os resíduos agropecuários – tipicamente casca de arroz, palha de cana e milho e dejetos de animais – são mensurados a partir das projeções da agropecuária, que são originadas neste projeto pelo setor de Afolu. Por esses motivos, e semelhantemente à TCN, as emissões provenientes de resíduos da agropecuária serão reportadas por aquele setor.

Contudo, deve-se destacar que, nas próximas trajetórias, quais sejam, cenários BC e BC+I, as opções de mitigação serão avaliadas, em termos dos potenciais e custos de abatimento de emissões, pelo setor de gestão de resíduos.

6.5 PROCEDIMENTOS ADICIONAIS CONSIDERADOS PARA AJUSTE DO ANO-BASE E PROJEÇÃO DAS EMISSÕES DE GEE

Considerando as premissas e os condicionantes previamente mencionados, deve-se destacar que serão contabilizadas as seguintes emissões de GEE por subatividade do setor de gestão de resíduos:

- Emissões de resíduos sólidos urbanos
 - » Emissões de metano decorrentes da disposição final (lixões, aterros controlados e aterros sanitários) dos resíduos;
 - » Emissões de dióxido de carbono decorrentes da incineração de resíduos;
 - » Emissões de óxido nitroso decorrentes da incineração de resíduos;
 - » Emissões de metano decorrentes da compostagem de resíduos;
 - » Emissões de óxido nitroso decorrentes da compostagem de resíduos;
 - » Emissões de dióxido de carbono decorrentes do consumo de óleo diesel na frota de coleta de RSU (a serem abatidas no setor de transportes).
- Emissões de efluentes
 - » Emissões de metano decorrentes do tratamento de efluentes domésticos;
 - » Emissões de óxido nitroso decorrentes do tratamento de efluentes domésticos;
 - » Emissões de metano decorrentes do tratamento de efluentes industriais;
 - » Emissões de óxido nitroso decorrentes do tratamento de efluentes industriais;
 - » Emissões de dióxido de carbono decorrentes do consumo de energia para o tratamento de efluentes domésticos e abastecimento de água (a serem abatidas do setor de energia).

As emissões serão reportadas em dióxido de carbono equivalente (CO₂e), semelhantemente aos demais setores abrangidos pelo projeto, segundo a métrica GWP 100 anos do *Assessment Report 5* do IPCC.

A seguir, serão descritos os procedimentos metodológicos específicos que foram considerados para a projeção das emissões de GEE dos RSU e dos efluentes.

6.5.1 EMISSÕES DOS RSU

As emissões decorrentes de aterros controlados, sanitários e “lixões” serão calculadas utilizando o modelo Waste Model (IPCC, 2006). Esse modelo é um conjunto de planilhas que traz consigo todos os parâmetros necessários para o cálculo das emissões de metano de aterro, caracterizados no primeiro produto, e estabelecidas nos *guidelines* do IPCC. Suas principais variáveis de entrada são: atividade, quantidade de RSU depositado; composição dos RSU depositados; tipo de gerenciamento da disposição no solo, se é aterro controlado, sanitário ou “lixão”;⁴⁷ e percentual de metano recuperado. Dados específicos de carbono degradável por tipo de material também podem ser atribuídos, caso sejam mais especificados que os definidos de default.

Assim, foram utilizados três conjuntos de planilhas (aterros sanitários, aterros controlados e vazadouros) em que as principais variáveis de entradas são: o ano-base e a quantidade de resíduos dispostos em aterros sanitários, controlados e lixões; composição desses resíduos, tipo de clima do Brasil e fator de oxidação de metano.

As quantidades e a composição são dados de saída do modelo, sendo que foi necessário ajuste das características brasileira de clima. No caso, foi utilizado o clima úmido tropical, e o fator de oxidação foi utilizado somente para o caso de aterros sanitários, qual seja, de 0,1 como queima em *flare* para degradação do metano. Impende destacar que, no cenário REF, não foi considerada a recuperação energética do metano.

Dado que há um efeito cumulativo nas emissões de metano, considerou-se 2002 como o ano-base utilizado no modelo, o qual coincide com os primeiros dados disponibilizados pelo SNIS. Contudo, como a disposição de RSU no solo gera emissões de metano por até 50 anos (conforme Figura 60), em 2010, haveria emissões de matéria orgânica depositada em 1960. Por esse motivo, é preciso corrigir o volume de resíduos no ano-base para compensar as emissões de resíduos.

⁴⁷ Como consequência, o modelo utiliza fatores de correção de emissão de metano diferentes. Além disso, lixões serão considerados extintos a partir de 2018.

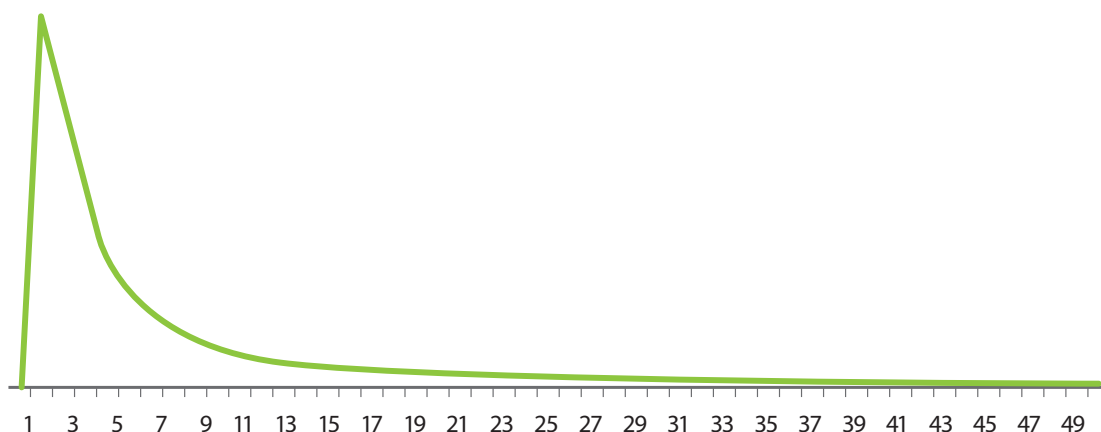


Figura 60 – Emissões de Metano Decorrentes da Disposição de Matéria Orgânica no Solo

Fonte: Elaboração própria a partir do IPCC WASTE MODEL

Portanto, como o ano-base do projeto é 2010 e o do modelo é 2002, tem-se a emissão dos 41 anos anteriores a 2002 que devem ser contabilizadas, o que totaliza aproximadamente 23% das emissões totais nos 50 anos. Assim, como a emissão de metano em 2010 do resíduo disposto em 2002 foi de 2,84% do total, o fator utilizado será de 8,1.

O fator de correção de metano varia de acordo com o tipo de destinação, segundo orientação do IPCC. Dessa forma, para aterros sanitários, é 1; para aterro controlado, é de 0,5; e para lixões, de 0,6. O fator de oxidação será somente utilizado para os aterros sanitários no valor de 0,1, também conforme estabelecido nos *guidelines* do IPCC. Nessa referência, não serão considerados os projetos de MDL como opção para as projeções.

No que concerne às emissões de GEE na compostagem, foi utilizada a metodologia do Tier 1 apresentada nos *guidelines* do IPCC de 2006 para tratamento biológico de resíduos. Assim, foram utilizados os seguintes fatores de emissão de metano e óxido nitroso para a compostagem de: 4g de CH₄/kg de RSU tratado e 0,3g de N₂O/kg de RSU tratado.

A incineração tem emissões de dióxido de carbono, metano e óxido nitroso. As emissões de dióxido de carbono podem ser estimadas a partir das equações descritas em IPCC (2006), em que se consideram o montante de lixo incinerado (SW), teor de matéria seca (dm), teor de carbono (CF), conteúdo de carbono fóssil (FCF) e fator de oxidação (OX), conforme a Equação 29:

$$\text{Equação 29: } CO_{2\text{emissions}} = (SW \cdot dm \cdot CF \cdot FCF \cdot OX) \cdot 44 / 12$$

Os fatores de emissão considerados foram descritos anteriormente (*guidelines* de 2006 do IPCC). Por fim, para as emissões de metano, foi utilizado o fator de 6 gramas de metano por tonelada de resíduo incinerado e, para emissões de óxido nitroso, foi utilizado o fator de 50 gramas por tonelada incinerada, conforme definidos pelo IPCC (2006).

6.5.2 EMISSÕES DE EFLUENTES

As emissões serão calculadas de acordo com IPCC (2006), considerando emissões de metano e de óxido nitroso. Para as emissões de óxido nitroso, a metodologia considera o conteúdo de nitrogênio nos efluentes, que leva em consideração população (P), consumo médio de proteína por ano (p), fração de nitrogênio na proteína (F_{Np}), fator de proteína adicionada sem ser nos efluentes (FNon-con), fator de proteína comercial e industrial (Find-com) e a parte recuperada do lodo (Nlodo). Como evidenciam as Equações 30 e 31:

$$\text{Equação 30: } N_2O = N_{\text{efluente}} * EF_{\text{efluente}} * 44 / 28$$

$$\text{Equação 31: } N_{\text{efluente}} = (P * p * F_{Np} * F_{\text{non-con}} * F_{\text{ind-com}}) - N_{\text{lodo}}$$

As emissões de metano consideram o tipo de tratamento, que foi levantado para 2008 da Pesquisa Nacional de Saneamento Básico. Essa estrutura foi mantida, considerando somente a questão da universalização da coleta dos efluentes. A metodologia de IPCC (2006) apresenta um valor típico de emissão de metano de 0,6 kg por kg de DBO (EF), porém cada tipo de tratamento apresenta um fator de correção de metano. Dessa maneira, foi calculado ano a ano um fator de correção de metano médio ($MCF_{\text{médio}}$) de acordo com o tratamento. Não foram consideradas cargas orgânicas recuperadas em lodo (S) nem recuperação de metano (R). As reduções de emissões são relativas ao uso do biogás como energético substituto, assim, depende do caso base analisado.

$$\text{Equação 32: } CH_4 = EF * MCF_{\text{médio}} * (DBO - S) - R$$

6.6 PROJEÇÃO DAS EMISSÕES DE GEE NO CENÁRIO DE REFERÊNCIA

A seguir, são apresentadas as projeções das atividades de cada setor e consequentes emissões de GEE no cenário REF. Inicialmente, as projeções serão subdivididas para RSU e efluentes e, posteriormente, consolidadas em termos das emissões de CO₂e.

Impende destacar que, exclusivamente nesse cenário, optou-se por apresentar as projeções de produção *per capita*/total e matriz de destinação dos RSU, assim como carga orgânica e consumo de proteína por efluentes, para fins de contextualização, junto às projeções de emissões de GEE dessas atividades.

6.6.1 RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

As projeções relativas aos RSU, no que se refere a produção, composição e disposição final, estão apresentados nas Figuras 61, 62 e 63 e nas Tabelas 38 e 39.

Inicialmente, pode-se constatar substancial aumento na produção de resíduos do país. A produção *per capita* atinge 1,5 kg de RSU por habitante/dia, o que representa crescimento de 60% no período. Por sua vez, a produção total de RSU salta da ordem de 55 milhões de toneladas por ano para aproximadamente 110 milhões de toneladas por ano, dobrando em número absoluto. No que se refere à composição, é possível verificar também uma significativa inversão da composição, representada pela redução da matéria orgânica para 30% e aumento da participação de recicláveis para 60% em 2050.

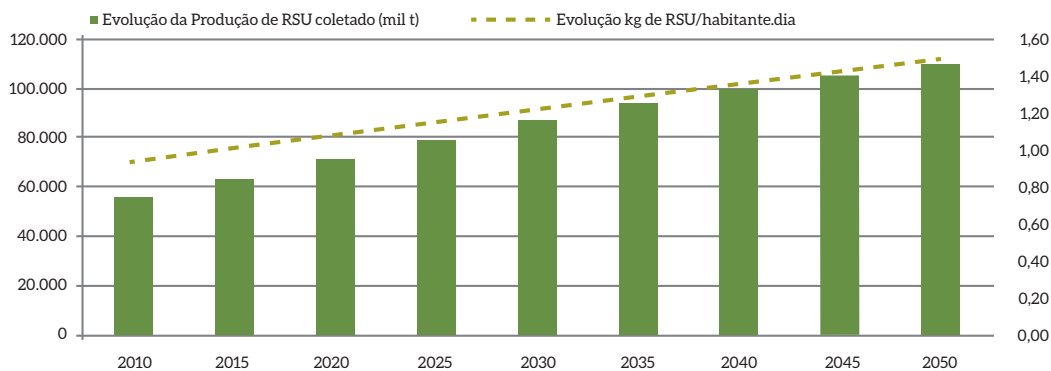


Figura 61 – Evolução da Produção *Per Capita* e Total de RSU

Fonte: Elaboração própria

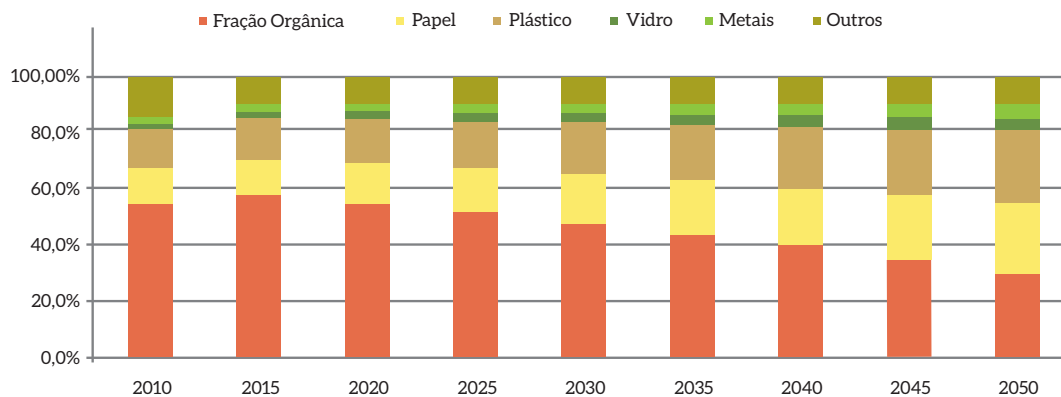


Figura 62 – Evolução da Composição dos RSU

Fonte: Elaboração própria

Tabela 38 – Projeção da Produção de RSU e Composição

Produção	2010	2015	2020	2025	2030	2035	2040	2045	2050
kg de RSU/habitante.dia	0,93	1,01	1,07	1,15	1,22	1,29	1,36	1,43	1,49
Produção de RSU (mil t)	66.362	75.580	83.332	91.553	99.449	106.770	113.311	118.903	123.449
Composição	2010	2015	2020	2025	2030	2035	2040	2045	2050
Fração orgânica	55,00%	57,28%	54,32%	51,09%	47,57%	43,73%	39,55%	34,98%	30,00%
Papel	12,32%	13,43%	14,65%	15,98%	17,42%	19,00%	20,72%	22,59%	24,64%
Plástico	12,70%	13,85%	15,10%	16,46%	17,95%	19,58%	21,35%	23,28%	25,39%
Vidro	2,26%	2,46%	2,68%	2,93%	3,19%	3,48%	3,80%	4,14%	4,51%
Metais	2,73%	2,97%	3,24%	3,54%	3,86%	4,21%	4,59%	5,00%	5,45%
Outros	15,00%	10,00%	10,00%	10,00%	10,00%	10,00%	10,00%	10,00%	10,00%

Fonte: Elaboração própria

No que tange à matriz de disposição final, em função das premissas anteriormente destacadas, a alternativa de aterros sanitários e controlados torna-se dominante no horizonte, como ilustrado na Figura 63.

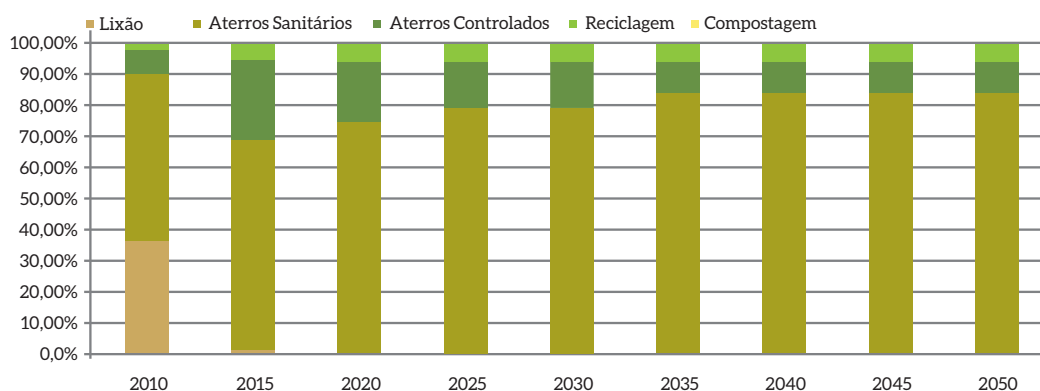


Figura 63 – Evolução da Disposição Final de RSU

Fonte: Elaboração própria

Tabela 39 – Matriz de Disposição Final dos RSU

Destinação	2010	2015	2020	2025	2030	2035	2040	2045	2050
Lixão ⁴⁸	36,70%	1,50%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
Aterros sanitários	53,50%	67,80%	75,00%	79,50%	79,50%	84,50%	84,50%	84,50%	84,50%
Aterros controlados	8,60%	25,70%	19,50%	15,00%	15,00%	10,00%	10,00%	10,00%	10,00%
Reciclagem	1,10%	4,50%	5,00%	5,00%	5,00%	5,00%	5,00%	5,00%	5,00%
Compostagem	0,10%	0,50%	0,50%	0,50%	0,50%	0,50%	0,50%	0,50%	0,50%
Incineração	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%

Fonte: Elaboração própria

Como consequência direta desse aumento da participação dos aterros, as emissões de metano evoluem rapidamente, elevando as emissões do setor para um patamar de aproximadamente 41 milhões de toneladas de dióxido de carbono equivalente para aproximadamente 91 milhões de tCO₂e em 2050. Isso indica que o encerramento dos lixões tem como resultado um cenário muito intensivo em emissões de metano para o setor (Figura 64 e Tabela 40).

⁴⁸ Como mencionado, é considerado que a partir de 2018 não será permitido mais destinação de RSU para lixões. Entretanto, os lixões existentes continuarão emitindo GEE após esse ano, conforme se pode observar na Figura 64 e na Tabela 40.

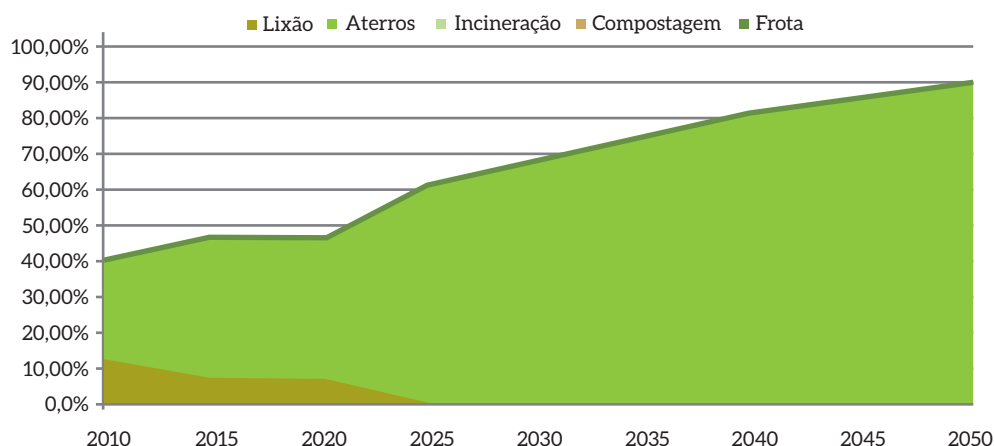


Figura 64 – Emissões na Gestão de RSU

Fonte: Elaboração própria

Tabela 40 – Emissões de GEE na Gestão dos RSU por Destinação

Emissões (GgCO ₂ e)	2010	2015	2020	2025	2030	2035	2040	2045	2050
Lixão ⁴⁹	14.035	8.550	3.327	1.902	1.280	894	629	443	312
Aterros	25.572	37.123	50.846	58.801	65.607	72.587	79.418	84.625	88.945
Incineração	140	163	182	203	221	247	254	268	278
Compostagem	11	62	70	77	84	91	97	102	106
Frota	1.592	1.769	1.884	1.990	2.068	2.226	2.143	2.151	2.128
Total	41.355	47.667	56.308	62.972	69.261	75.933	82.540	87.588	91.770

Fonte: Elaboração própria

Por fim, vale destacar que a metodologia adotada se revelou bastante precisa, com uma diferença somente de 3,8% quando comparada ao valores do ano-base apresentados na Tabela 27, que foram reportados na TCN. Portanto, a diferença é desprezível e típica da metodologia *bottom-up* aplicada para a construção dos cenários deste estudo, a qual é requerida para avaliar, para cada subatividade do setor, oportunidades de mitigação de emissões de GEE. Mais do que isso, pode ser atribuída à contabilização das emissões da queima de combustíveis fósseis para o transporte de RSU, que é reportada pelo setor de transportes na TCN.

6.6.2 EFLUENTES E ESGOTOS

A evolução da DBO nos efluentes domésticos e comerciais, segundo as premissas anteriormente descritas, apresenta padrão linear de crescimento no período, atingindo cerca de 60 gramas por pessoa por dia em 2050 (Figura 65 e Tabela 41). As emissões, mantida a matriz de tratamento, avançam até 81 milhões de toneladas de dióxido de carbono equivalente em 2050 (Figura 66 e Tabela 42).

⁴⁹ Os lixões continuam emitindo, pois, mesmo após o término, a matéria orgânica continuará decompondo.

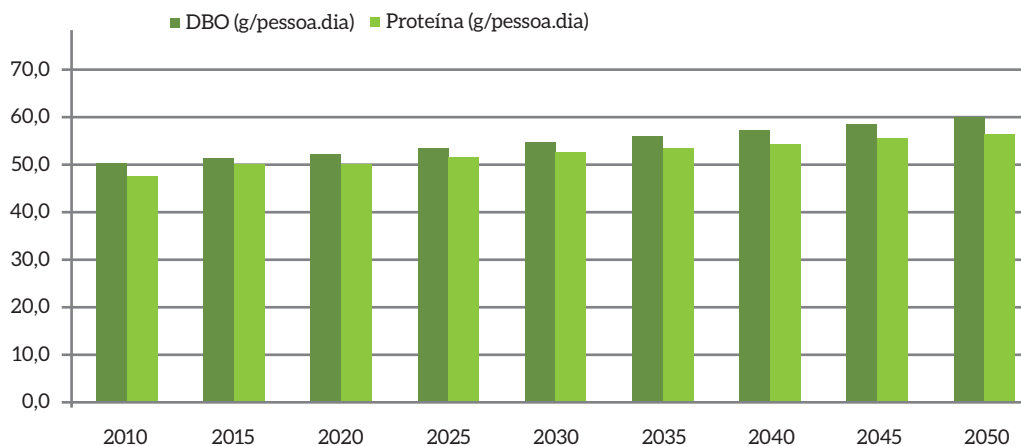


Figura 65 – Evolução da Carga Orgânica e do Consumo de Proteína por Habitante

Fonte: Elaboração própria

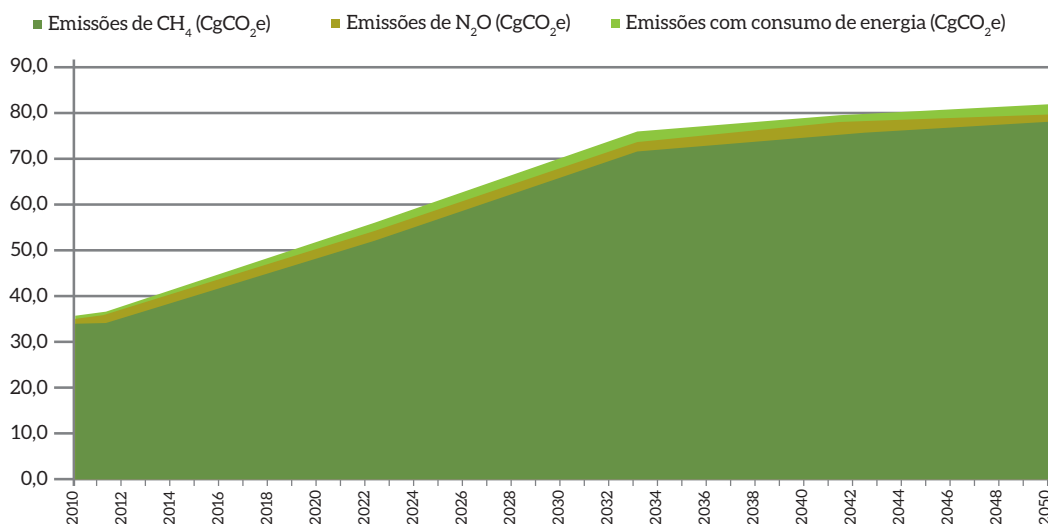


Figura 66 – Emissões de GEE na Gestão de Efluentes

Fonte: Elaboração própria

Os dados dos gráficos anteriores são apresentados nas Tabelas 41 e 42.

Tabela 41 – Evolução da DBO e do Consumo de Proteína

DBO e Proteína	2010	2015	2020	2025	2030	2035	2040	2045	2050
DBO (grama/pessoa/dia)	50,0	51,2	52,3	53,5	54,8	56,0	57,3	58,6	60,0
Proteína (grama/pessoa/dia)	47,0	49,7	50,6	51,5	52,5	53,4	54,4	55,4	56,4

Fonte: Elaboração própria

Tabela 42 – Emissões de GEE na Gestão dos Efluentes

Emissões (GgCO ₂ e)	2010	2015	2020	2025	2030	2035	2040	2045	2050
CH ₄	33.554	39.671	47.892	56.542	65.496	71.991	74.196	75.881	77.016
N ₂ O	1.954	2.161	2.283	2.393	2.490	2.573	2.639	2.687	2.714
CO ₂ (consumo de energia)	598	1.666	1.739	1.800	1.848	1.865	1.842	1.806	1.757
Total	36.106	43.498	51.914	60.735	69.834	76.429	78.677	80.374	81.487

Fonte: Elaboração própria

6.6.3 CONSOLIDAÇÃO DAS EMISSÕES PROVENIENTES DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS E EFLUENTES

A consolidação das emissões do cenário REF da gestão de resíduos, por segmento e total, está apresentada na Figura 67 e na Tabela 43.

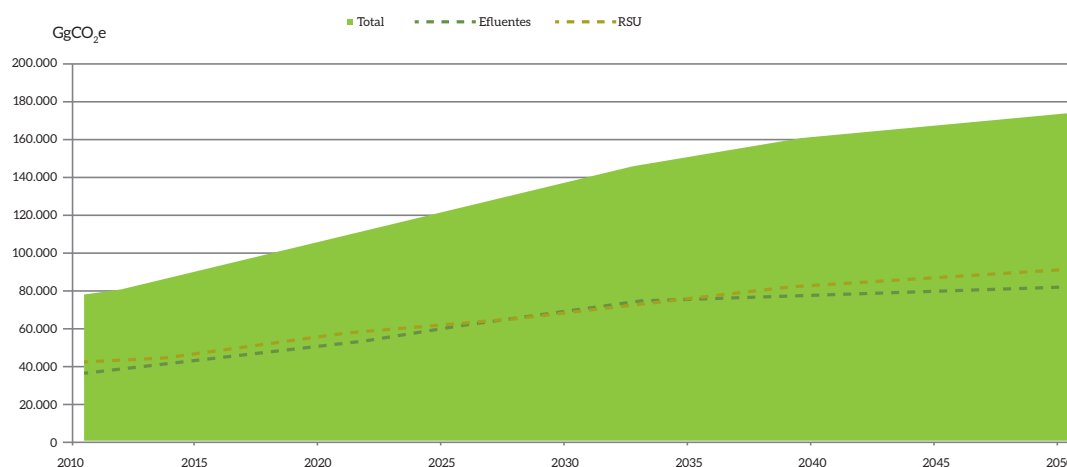


Figura 67 – Emissões de GEE na Gestão de Resíduos – Referência

Fonte: Elaboração própria

Tabela 43 – Emissões de GEE na Gestão de Resíduos (GgCO₂e)

Emissões	2010	2015	2020	2025	2030	2035	2040	2045	2050
RSU	41.355	47.667	56.308	62.972	69.261	75.933	82.540	87.588	91.770
Efluentes	36.106	43.498	51.914	60.735	69.834	76.429	78.677	80.374	81.487
Total	77.461	91.165	108.222	123.707	139.095	152.362	161.217	167.962	173.257

Fonte: Elaboração própria

Importa destacar que o ano-base apresenta valores distintos da Tabela 27 por conta da não contabilização das emissões provenientes dos resíduos da agricultura no setor, assim como pela atribuição das emissões do transporte de RSU, que serão descontadas no setor de transportes. Mais do que isso, diferenças podem ser atribuídas à metodologia *bottom-up* adotada neste estudo para avaliar oportunidades de baixo carbono para o setor, que diferem da adotada pela TCN.



Cenário de baixo carbono

Capítulo

7

7 CENÁRIO DE BAIXO CARBONO

O cenário de baixo carbono (BC) é construído a partir de uma narrativa que seja consistente com a transição do setor de gestão de resíduos para processos que permitam, direta e/ou indiretamente, mitigar emissões de GEE.

Dada a natureza interativa do setor de gestão de resíduos, é natural compreender que o setor seguirá a mesma lógica de baixo carbono que vier a ser incorporada na economia e na sociedade brasileira, bem como nos outros setores (HUGHES; STRACHAN, 2010). Isso indica que o setor, por si só, não é capaz de impor uma agenda de baixo carbono própria e independente dos outros setores. Logo, pressupõe-se que o setor, potencialmente, adotará práticas de gestão de resíduos menos intensivas em carbono que estarão relacionadas com estratégias de mitigação de outros setores da economia, como o aproveitamento do biogás oriundo de resíduos no setor industrial.

Este capítulo segue a mesma estrutura adotada para o cenário REF. Ou seja, inicialmente, serão apresentadas as premissas gerais e específicas consideradas para a construção do cenário BC relativo aos segmentos de RSU, efluentes e resíduos da agropecuária. Partindo das projeções de emissões de GEE, por atividade e consolidadas para o setor, que representam um potencial técnico de mitigação, serão discutidos os conceitos dos potenciais econômico e de mercado para os quais serão descritas as premissas consideradas para a obtenção da taxa de desconto do setor. Por fim, serão mensurados os custos marginais de abatimento das atividades de baixo carbono consideradas no cenário.

7.1 PREMISSAS GERAIS E CONDICIONANTES PARA O CENÁRIO DE BAIXO CARBONO

Dado que as condicionantes macroeconômicas são as mesmas do cenário REF e as alterações previstas no cenário BC advêm de pressão externa ao setor, pressupõe-se que não haverá mudança na produção de resíduos em relação ao cenário tendencial. Ou seja, não é considerado como razoável o entendimento de que, por meio de políticas, programas e/ou ações específicas do setor, venha a haver mudança significativa no comportamento de consumo da população nos meios produtivos ou nas técnicas de tratamento que reúnem esses atores. Portanto, considera-se a manutenção da evolução do PIB e da população, assim como níveis de produção de resíduos por habitante.

Outro ponto comum ao setor é a necessidade de atendimento e universalização dos serviços com qualidade e a custos viáveis⁵⁰ a todos os municípios e população, juntamente com a característica de altos custos de capital – o que gera custos afundados que impactam na construção de um cenário BC. Essas duas condições indicam que, para a construção desse cenário, deve-se respeitar a dinâmica setorial já existente que impede modificações estruturais no curto ou médio prazo.

Adicionalmente, como as emissões de metano são as mais importantes para o setor e todos os seus subsetores, sua mitigação tem como consequência o estabelecimento de uma cadeia de suprimentos voltada para os serviços de degradação e uso desse metano, tendo como consequência uma maior importância do biogás no cenário. A vantagem da recuperação e do uso energético do metano (por meio de biogás ou biometano) reside na mitigação direta de emissões de metano em virtude da quantidade e de seu potencial de aquecimento global, mas, sobretudo, em virtude do benefício financeiro decorrente da substituição de energéticos fósseis que reduzem emissões de outros setores (por exemplo, setor energético).

Deve-se destacar que é considerado o mesmo ano-base para calibrar as projeções (2010), assim como os procedimentos metodológicos intersetoriais necessários para a construção do cenário. E, por fim, posto que se trata de um cenário de ações adicionais que permitam reduzir direta e/ou indiretamente emissões de GEE, vislumbram-se maiores esforços em termos das políticas e planos governamentais considerados no cenário REF.

7.2 PREMISSAS ESPECÍFICAS PARA O SEGMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Uma vez que os comportamentos do consumo e das formas de produção não mudam significativamente, consideram-se as mesmas premissas do cenário REF, o que resulta em idênticas produção *per capita* e composição gravimétrica dos RSU (vide Figura 61 e Figura 62).

Entretanto, com a incorporação de práticas mais sustentáveis na gestão dos resíduos, os esquemas de triagem e segregação dos RSU apresentarão papel mais relevante nesse cenário. Como consequência da maior segregação e triagem de resíduos, haverá mudança na matriz de disposição final dos resíduos com maior participação da reciclagem, compostagem e biodigestão anaeróbia, a partir de 2020, devido à maior disponibilidade de matéria orgânica. Essa segregação maior também proporciona uma possibilidade maior de produção de combustível derivados de resíduos (CDR), o que faz esquemas de incineração energética encontrarem alguns nichos, apesar de ainda bastante limitados. No longo prazo, com maior difusão desses esquemas tecnológicos e maior pressão externa ao setor, a disposição de aterros perde participação para esses novos esquemas.

50 O conceito de viabilidade aqui é amplo, ou seja, custos viáveis são entendidos como aqueles que não sobrecarreguem os orçamentos municipais ou que não impliquem sobretaxas maiores sobre a população.

Tabela 44 – Matriz de Destinação Final dos RSU

DESTINAÇÃO	2010	2015	2020	2025	2030	2035	2040	2045	2050
Lixão ²	36,70%	1,50%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
Aterros sanitários	53,50%	67,80%	64,00%	60,00%	58,50%	63,50%	67,00%	69,00%	64,00%
Aterros controlados	8,60%	25,70%	27,00%	26,00%	24,00%	15,00%	7,00%	0,00%	0,00%
Reciclagem	1,10%	4,50%	7,00%	10,00%	12,00%	14,00%	16,00%	18,00%	20,00%
Compostagem	0,10%	0,50%	1,00%	1,50%	2,00%	2,50%	3,00%	4,00%	5,00%
Incineração	0,00%	0,00%	0,00%	0,50%	0,50%	1,00%	1,00%	1,00%	1,00%
Biodigestão	0,00%	0,00%	1,00%	2,00%	3,00%	4,00%	6,00%	8,00%	10,00%

Fonte: elaboração própria

Adicionalmente, considera-se um *backcasting* para a participação das diferentes tecnologias de tratamento que partem do entendimento de que as soluções de aterro simples com *flare*, ainda que percam participação a partir de 2020, permanecerão preponderantes. Isso segue o entendimento de que as práticas de licitação e licenciamento serão realizadas considerando opções como o mínimo de degradação do biogás. Essa perda de participação, a partir de 2020, parte da premissa de que serão implementadas ações que levarão a um maior aproveitamento energético do biogás (Tabela 45).

Tabela 45 – Participação das Tecnologias de Degradação e Uso de Metano em Aterros Sanitários

Tecnologias de Tratamento	2010	2015	2020	2025	2030	2035	2040	2045	2050
Aterros com <i>flare</i>	69%	69%	56%	56%	56%	56%	56%	56%	56%
Aterros com recuperação energética + eletricidade	15%	15%	22%	22%	22%	22%	22%	22%	22%
Aterros com recuperação energética + biometano	16%	16%	22%	22%	22%	22%	22%	22%	22%

Fonte: elaboração própria

A Tabela 46 consolida, para fins de comparação, as matrizes de disposição final de RSU dos cenários REF e BC.

⁵¹ Considera-se que a partir de 2018 não será permitido mais destinação de RSU para lixões.

Tabela 46 – Matrizes de Destinação Final dos RSU nos Cenário de REF e BC

DESTINAÇÃO / CENÁRIO	2010		2015		2020		2025	
	REF	BC	REF	BC	REF	BC	REF	BC
Lixão	36,70%	36,70%	1,50%	1,50%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
Aterros sanitários	53,50%	53,50%	67,80%	67,80%	75,00%	64,00%	79,50%	60,00%
Aterros controlados	8,60%	8,60%	25,70%	25,70%	19,50%	27,00%	15,00%	26,00%
Reciclagem	1,10%	1,10%	4,50%	4,50%	5,00%	7,00%	5,00%	10,00%
Compostagem	0,10%	0,10%	0,50%	0,50%	0,50%	1,00%	0,50%	1,50%
Incineração	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,50%
Biodigestão	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	1,00%	0,00%	2,00%

Fonte: Elaboração própria

2030		2035		2040		2045		2050	
REF	BC	REF	BC	REF	BC	REF	BC	REF	BC
0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
79,50%	58,50%	84,50%	63,50%	84,50%	67,00%	84,50%	69,00%	84,50%	64,00%
15,00%	24,00%	10,00%	15,00%	10,00%	7,00%	10,00%	0,00%	10,00%	0,00%
5,00%	12,00%	5,00%	14,00%	5,00%	16,00%	5,00%	18,00%	5,00%	20,00%
0,50%	2,00%	0,50%	2,50%	0,50%	3,00%	0,50%	4,00%	0,50%	5,00%
0,00%	0,50%	0,00%	1,00%	0,00%	1,00%	0,00%	1,00%	0,00%	1,00%
0,00%	3,00%	0,00%	4,00%	0,00%	6,00%	0,00%	8,00%	0,00%	10,00%

Essas práticas mais sustentáveis, potencialmente, impedirão licenciamentos de aterros sanitários sem a degradação do metano. Assim, esquemas de recuperação de biogás, degradação e uso encontrarão maior difusão em relação ao cenário REF. Nesse ponto, dois usos do biogás destacam-se: a geração de eletricidade e a produção de biometano combustível. Contudo, como mostra EPE (2014b), alguns modelos de negócio do biogás são preferíveis a outros, como a geração de eletricidade para autoprodução ou venda no mercado livre, e o uso na própria frota de coleta para o biometano.

A participação entre o aproveitamento do biogás em unidades de biodigestão de RSU segue a mesma proporção utilizada em EPE (2014b), qual seja, 30% para eletricidade e 70% para biometano.

Finalmente, será aplicada a mesma metodologia de cálculo das emissões destacada na subseção 6.5.1. Vale destacar que a recuperação energética em aterros e a maior degradação do metano (atividades consideradas no cenário BC) serão modeladas por meio da variável “fator de oxidação” constante da Equação 9. Para tanto, as emissões foram contabilizadas separadamente por tecnologia, com fatores de oxidação diferentes, sendo obtido um fator de oxidação médio para o Brasil que reflete a quantidade de metano que está sendo aproveitada ou degradada em aterros.

7.3 PREMISSAS ESPECÍFICAS PARA O SEGMENTO DE EFLUENTES

A gestão de efluentes, assim como a gestão dos RSU, segue o mesmo padrão de comportamento, respondendo a externalidades por práticas mais sustentáveis, mas seguindo dinâmica setorial própria. No caso desse subsetor, a dinâmica apresenta maior inércia que as mudanças no subsetor de RSU porque há ainda uma grande tarefa de universalização dos serviços de água e esgoto, bem como grandes montantes de investimentos, já em execução ou planejada para o setor (BRASIL, 2014).

Logo, a produção de efluentes, considerando a carga orgânica e os compostos de nitrogênio, assim como a evolução da taxa de atendimento da coleta, de tratamento e a matriz de tratamento de efluentes, apresenta o mesmo comportamento do cenário REF.

A principal prática de mitigação do setor será a recuperação do biogás produzido por meio de esquemas de tratamentos anaeróbicos, seja para degradação ou uso energético, atividade que segue o desenvolvimento das cadeias de suprimentos dos serviços de recuperação e uso de metano dos RSU. Isso decorre do fato de que os usos energéticos do biogás seguem, em geral, os mesmos modelos de negócios que os estabelecidos no mercado de gestão de RSU, contudo a geração de eletricidade apresenta maior facilidade em sua difusão.

Os dados para simulação e cálculo das emissões de efluentes são os considerados no cenário REF (seção 6.5.2), com o detalhe de que, no cenário BC, do mesmo modo que para os RSU, não serão permitidos esquemas de tratamentos anaeróbicos sem a captura e degradação, ou uso do metano.

7.4 PREMISSAS ESPECÍFICAS PARA O SEGMENTO DE RESÍDUOS DA AGROPECUÁRIA

A gestão de resíduos da agropecuária apresenta dinâmica semelhante à da gestão dos resíduos urbanos. Contudo, devido à sua importância para a economia brasileira e sua participação nas emissões de GEE do setor de Afolu – 3,5% em 2010 (BRASIL, 2016) –, o setor apresenta maior capacidade de implementação de uma trajetória de baixo carbono, interpretada como capacidade de implantação de práticas sustentáveis, em particular, associada ao aproveitamento energético dos resíduos.

A gestão dos resíduos da agropecuária é dividida entre os grupos de resíduos agrícolas e resíduos da pecuária. As emissões do manejo dos resíduos da pecuária são significativamente maiores que as emissões dos resíduos da agricultura (MCTIC, 2016). Por consequência e entendendo a necessidade do tratamento adequado⁵² para os resíduos da pecuária, devido a questões de poluição local, juntamente com o desenvolvimento da cadeia de suprimentos de serviços de degradação e usos de metano, é coerente assumir que esquemas de biodigestão anaeróbica com recuperação para degradação ou uso do biogás serão difundidos no período.

Portanto, o maior potencial de mitigação de emissões de GEE se encontra nos resíduos da pecuária, por meio da adequação do tratamento dos resíduos utilizando processos de biodigestão anaeróbica com recuperação do biogás para uso energético. Logo, ainda que com significativo potencial de aproveitamento energético, em particular para geração de eletricidade (PORTUGAL-PEREIRA et al., 2015), o aproveitamento de resíduos da agricultura fica restrito, o que justifica ênfase nos resíduos da pecuária.

Diante disso, inicialmente, foi projetada a oferta dos resíduos da agropecuária, que teve como base projeções de produção e rebanho informados pelo setor de Afolu. Os valores expostos nas Tabelas 47 e 48 consideraram fatores específicos de produção de resíduos apresentados na Tabela 24. Em síntese, as projeções são obtidas a partir do produto dos fatores específicos de produção de resíduos pela produção das culturas agrícolas e tamanho do rebanho.

Deve-se destacar que se optou, em face da representatividade do potencial de aproveitamento energético com relação às demais culturas, por projetar somente a produção de resíduos provenientes da pecuária confinada e da palha de cana-de-açúcar e milho.

52 O conceito de adequação está associado à necessidade de atendimento da legislação ambiental que determina o tratamento antes de disposição em corpo hídrico.

Tabela 47 – Produção de Resíduos a Partir da Pecuária Confinada

Ano	Produção de resíduos da pecuária confinada (t)
2010	26.877.197
2015	30.552.772
2020	36.377.837
2025	40.729.575
2030	48.491.047
2035	54.816.432
2040	59.926.505
2045	64.957.495
2050	70.269.895

Fonte: Elaboração própria

Tabela 48 – Produção de Resíduos pelas Culturas de Cana-de-açúcar e Milho

Ano	Palha de cana-de-açúcar (t)	Palha de soja e milho (t)
2010	64.930.473	21.863.032
2015	76.510.974	29.564.864
2020	83.953.278	34.059.730
2025	91.831.945	38.980.766
2030	99.512.196	44.054.708
2035	106.680.026	49.120.276
2040	113.082.151	54.066.122
2045	118.571.134	58.802.477
2050	123.014.290	63.238.438

Fonte: Elaboração própria

Cabe destacar que o aumento do confinamento, estratégia considerada no cenário BC do setor de Afolu com vistas à diminuição do rebanho, associada à manutenção da produção de carne, tem como consequência o aumento das emissões de metano caso nenhuma medida seja tomada nesse cenário. A principal medida de abatimento para esse segmento seria o tratamento de resíduos da pecuária confinada por meio da biodigestão anaeróbica e recuperação energética do biogás. Utilizar-se-á como parâmetro para o aproveitamento energético e a contabilização da mitigação de emissões a premissa de que 30% do biogás gerado serão destinados para geração de eletricidade, e 70% para a substituição de diesel (EPE, 2014).

7.5 PROJEÇÃO DAS EMISSÕES DE GEE NO CENÁRIO DE BAIXO CARBONO

Em consonância com as melhores tecnologias disponíveis, descritas no Capítulo 5, são consideradas as seguintes atividades no abatimento de emissões de GEE: i) degradação de biogás de aterro com *flare*; ii) aproveitamento do biogás de aterro para geração de energia elétrica; iii) aproveitamento de biogás de aterro para produção de biometano; iv) difusão da biodigestão da matéria orgânica de RSU e geração de eletricidade; v) difusão da biodigestão da matéria orgânica de RSU e produção de biometano; vi) compostagem da fração orgânica de RSU; vii) incineração de RSU com aproveitamento energético; viii) aproveitamento do biogás em sistemas de tratamento anaeróbico de ETE para geração de eletricidade; e ix) biodigestão de resíduos da agropecuária com aproveitamento energético.

A partir do mapeamento dos potenciais de abatimento de emissões dessas atividades de baixo carbono, expostos em termos de emissões mitigadas (Tabelas 49 e 50), as emissões do cenário BC foram mensuradas (Figura 68), considerando os mesmos GEE, premissas e procedimentos metodológicos descritos na subseção 6.5. Comparativamente ao cenário REF, constam na Figura 69 as emissões totais e por atividade do cenário BC.

Inicialmente, é possível constatar que as emissões do cenário BC seriam de aproximadamente 89.000 GgCO₂e em 2050. De fato, trata-se de um cenário de estabilização das emissões com relação ao patamar verificado atualmente, conforme Tabela 49. Considerando a mitigação relativa ao aproveitamento energético dos resíduos agropecuários mensurada neste estudo e contabilizada em termos de emissões de GEE no setor de Afolu, conforme metodologia da TCN, seria possível abater aproximadamente adicionais 18 GgCO₂e em 2050.

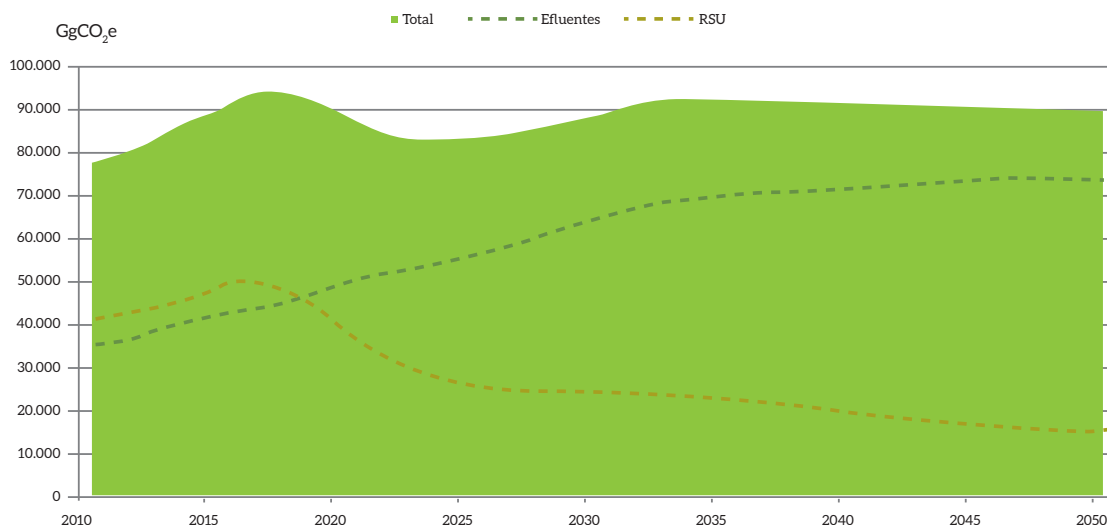


Figura 68 – Emissões no Cenário BC do Setor de Gestão de Resíduos

Fonte: Elaboração própria

Pode-se verificar na Tabela 49 que o potencial de mitigação, em 2050, seria de aproximadamente 84 milhões de toneladas de dióxido de carbono equivalente. Em relação ao cenário REF, as atividades de baixo carbono consideradas para o setor permitiriam reduzir as emissões em 37% e 49%, respectivamente, em 2030 e 2050.

Tabela 49 – Emissões Totais e Mitigadas do Setor de Gestão de Resíduos nos Cenários REF e BC

Emissões (GgCO ₂ e)	2020	2025	2030	2035	2040	2045	2050
Cenário REF	108.222	123.707	139.095	152.362	161.217	167.962	173.257
Cenário BC	87.996	82.833	88.073	91.779	91.053	89.795	88.855
Emissões mitigadas	20.226	40.874	51.022	60.583	70.164	78.167	84.402

Fonte: Elaboração própria

Com a implementação das medidas previstas para iniciar em 2017, o potencial acumulado de mitigação de emissões de GEE pelo setor, até 2050, seria de aproximadamente 1,86 bilhões de tCO₂e (Figura 69).

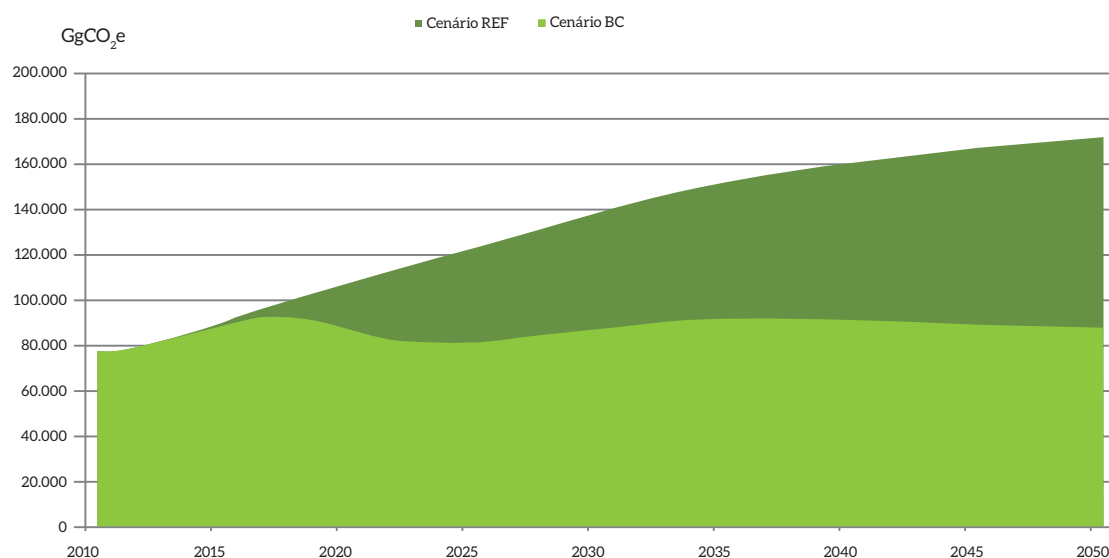


Figura 69 – Emissões e Potencial Acumulado de Mitigação do Cenário BC em Relação ao Cenário REF do Setor de Gestão de Resíduos

Fonte: Elaboração própria

O segmento de RSU contribui com cerca de 90% do potencial de mitigação em 2050. A degradação de biogás de aterro em *flare* se constitui na principal medida para reduzir emissões de GEE (Tabela 51). Posteriormente, poderá ser verificado que o maior potencial de mitigação não implica, necessariamente, maior atratividade econômica, visto que não há aproveitamento energético do biogás. Por fim, deve-se destacar que o potencial de redução de emissões dos efluentes é menor por ser restrito ao aproveitamento energético do biogás das ETE.

Avaliando as atividades de baixo carbono por segmento (Tabela 50), pode-se constatar que as medidas de mitigação em aterros seriam responsáveis por 79% do potencial de mitigação no setor. Para tanto, conforme será discutido na proposição de instrumentos de política pública para a adoção dos cenários de baixo carbono, seria necessária a adoção de medidas de licenciamento condicionadas à degradação do metano. Adicionalmente, foram expostos os potenciais de mitigação de emissões relacionados à recuperação de resíduos da agropecuária. Estes serão informados ao setor de Afolu, que fará a contabilização no respectivo cenário BC.

Impende destacar que esses potenciais consideram as emissões de processo e a redução de emissões por conta da retirada de matéria orgânica do solo. Mais do que isso, que é considerada a implementação das atividades a partir de 2017.

Tabela 50 – Emissões de GEE por Segmento do Setor de Gestão de Resíduos nos Cenários REF e BC

Segmento	2020	2025	2030	2035	2040	2045	2050
Emissões no Cenário REF (GgCO₂e)							
RSU	56.308	62.972	69.261	75.933	82.540	87.588	91.770
Efluentes	51.914	60.735	69.834	76.429	78.677	80.374	81.487
Emissões no Cenário BC (GgCO₂e)							
RSU	39.226	26.510	24.166	22.413	19.666	16.891	14.965
Efluentes	48.770	56.323	63.907	69.367	71.387	72.904	73.889
Mitigação por segmento (GgCO₂e)							
RSU	17.082	36.462	45.095	53.520	62.874	70.697	76.805
Efluentes	3.144	4.412	5.927	7.062	7.290	7.470	7.598
Total	20.226	40.874	51.022	60.583	70.164	78.167	84.402

Fonte: Elaboração própria

Tabela 51 – Potencial Acumulado de Atividades de Mitigação de Emissões de GEE por Quinquênio (GgCO₂e)

Medidas	2020	2025	2030	2035	2040	2045	2050
Degradação de biogás de aterro com flare	32.741	148.432	283.910	425.397	575.517	726.446	860.272
Aproveitamento de biogás em aterro para geração elétrica	1.710	21.189	56.878	102.955	156.017	214.965	277.724
Aproveitamento de biogás de aterro para produção de biometano	532	12.426	38.392	80.592	142.651	226.485	340.556
Difusão da biodigestão de RSU para produção de eletricidade	158	1.319	3.880	7.828	13.989	23.064	35.758
Difusão da biodigestão de RSU para produção de biometano	121	3.351	9.448	19.168	34.183	56.393	87.477
Compostagem da fração orgânica de RSU	71	1.444	4.732	9.865	16.945	27.120	42.038
Incineração de RSU com aproveitamento energético	0	203	1.421	3.621	6.586	9.755	13.274
Aproveitamento de biogás de ETE para geração de eletricidade	15.685	35.109	61.611	95.500	131.513	168.525	206.282
Total do setor	51.018	223.473	460.272	744.925	1.077.402	1.452.753	1.863.380
Aproveitamento energético de resíduos da agropecuária	1.707	5.510	16.361	42.850	92.243	161.645	244.970

Fonte: Elaboração própria

É possível concluir que o setor de RSU ainda é muito dependente de aterros como medida de tratamento e disposição final, mesmo que outras opções, como compostagem, biodigestão e incineração, tenham encontrado espaços na matriz de tratamento. A importância dos aterros também é consequência da baixa difusão de alternativas tecnologicamente mais complexas, como o caso da biodigestão anaeróbica. Logo, esse cenário não indica que a mitigação em aterros (recuperação de biogás) é a melhor opção, mas que será a medida mais relevante do cenário BC. No cenário BC+I, serão testados diferentes padrões de difusão tecnológica de medidas tecnologicamente mais complexas, com seus respectivos impactos em termos de mitigação de emissões.

7.6 CUSTOS E POTENCIAL ECONÔMICO E DE MERCADO DAS MEDIDAS SETORIAIS DE BAIXO CARBONO

Na seção anterior, foi apresentado o potencial técnico de abatimento das atividades de baixo carbono, disponíveis comercialmente, que poderiam ser implementadas pelo setor de gestão de resíduos para mitigar emissões de GEE. Nesta subseção, é realizada a discussão da entrada das medidas sob o ponto de vista econômico, segundo diferentes óticas de custo de oportunidade do capital (taxas de desconto).

A metodologia mais comumente utilizada para avaliar o custo-efetividade da implementação de potenciais de redução de emissões é a identificação dos custos marginais de abatimento, em que os custos e as receitas associados a cada medida são avaliados considerando taxas de desconto sob a ótica econômica (social) ou de mercado (privada). A determinação das taxas de desconto aplicáveis ao setor de resíduos, segundo as óticas social e privada, é fundamental para a avaliação da viabilidade da introdução das medidas de baixo carbono avaliadas anteriormente. Em função disso, a próxima subseção discute e apresenta a metodologia considerada para definir os custos de oportunidade do capital considerados neste estudo.

7.6.1 Definição das taxas de desconto

A discussão de quais taxas de desconto utilizar é crítica em qualquer análise econômica de mitigação de emissões de GEE. Isso porque usualmente as taxas são calculadas a partir de uma visão de riscos e custos de capital para o investidor (visão privada), embora também possam levar em consideração o ponto de vista ético-social de que as mudanças climáticas são um problema global que afeta a vida de milhões de pessoas (visão social) (BRUNDTLAND, 1987).

Contudo, em primeiro lugar, serão discutidos os critérios considerados para determinar a taxa de desconto privada. Apesar das diversas metodologias para estimar taxas de desconto (DAMODARAM, 2014), as aqui aplicadas foram estimadas a partir dos projetos de MDL para o setor de gestão de resíduos no Brasil. Na base de dados do CDM *pipeline*, projeto liderado pela Unep em parceria com a DTU,⁵³ é possível verificar as taxas internas de retorno antes e depois dos créditos de carbono gerados por projeto de MDL, assim como os *benchmarks* para determinado projeto.

Uma vez que nem todos os projetos listados apresentam todos os dados de taxas (taxa de desconto antes do projeto, *benchmark* de taxa de descontos e taxa de desconto após créditos) e levando em consideração que as taxas antes e depois dos créditos de carbonos podem conter questões mais específicas, o levantamento realizado será restrito às taxas apresentadas como *benchmark*. A seguir, estão expostas as taxas de desconto dos projetos de MDL no Brasil.

53 DTU – Technical University of Denmark.

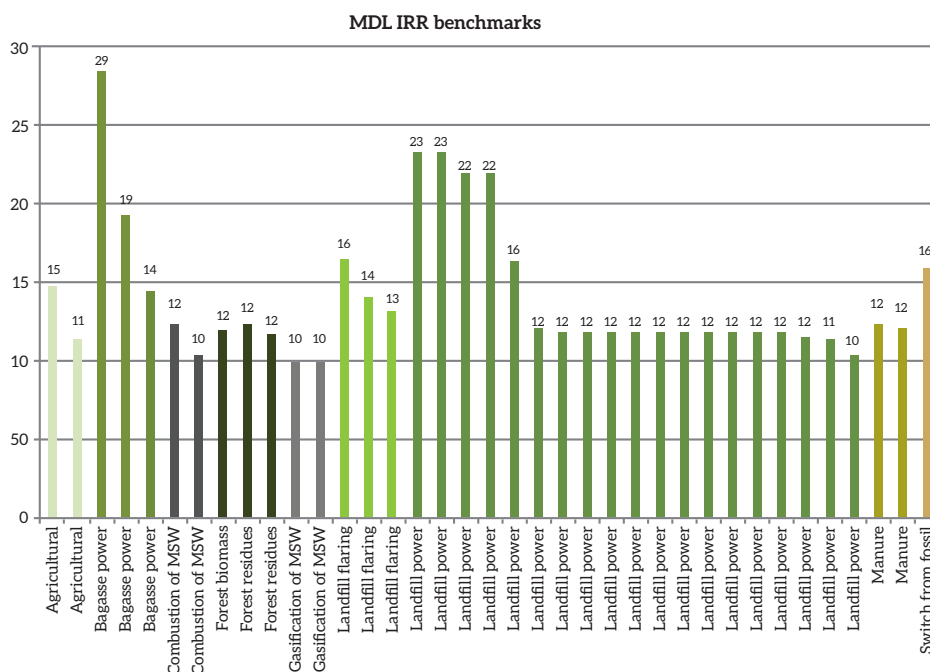


Figura 70 – Taxas de Retorno dos Projetos de MDL no Brasil

Fonte: Elaboração própria

Dado que há especificidades subsetoriais, o correto entendimento é que sejam definidas taxas de acordo com esses subsetores. Contudo, na base de dados levantada, não foram encontrados valores para projetos no setor de saneamento, pois, apesar de a base conter dados de projetos desse setor, não há disponibilidade de taxas de desconto para esses projetos.

Como é possível verificar na Figura 71, também há classificação de acordo com o tipo do projeto. Para projetos em aterros, é possível verificar certa homogeneidade de taxas, variando em sua maioria entre 10% e 16%. Alguns projetos de aproveitamento energético em aterros definem o *benchmark* da ordem de 22% e 23%. Para projetos de resíduos da agropecuária, excluindo os projetos de bagaço de cana,⁵⁴ as taxas variam de 11% a 15%. Como para o setor de saneamento não há dados, mas considerando que é um setor intensivo em capital e com maturação de investimento no longo prazo, acredita-se que as taxas desse setor estariam nas mesmas faixas da maioria dos projetos de aterro, entre 10% e 16%.

Dessa maneira, apesar de a taxa de 12% ser considerada a média de 14% representa melhor as diferenças e especificidades de cada subsetor analisado. Ou seja, essa será a taxa de desconto considerada para mensurar os custos marginais de abatimento das atividades consideradas no cenário BC, segundo a ótica de mercado.

54 Dado que o setor sucroalcooleiro apresenta dinâmica distinta dos demais, não é surpresa esperar taxas diferentes, assim como não é coerente utilizar as mesmas taxas para outros setores.

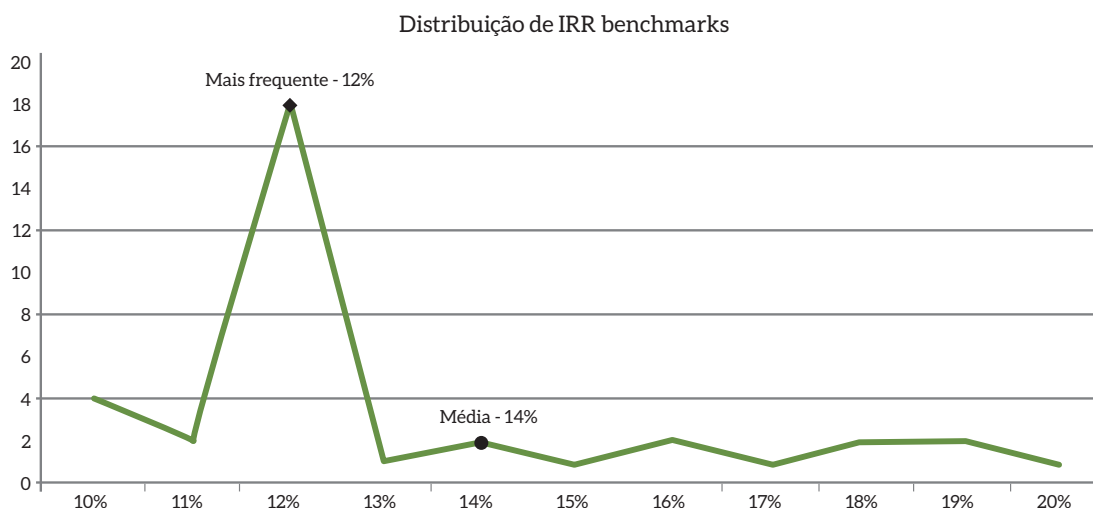


Figura 71 – Distribuição das Taxas de Retorno nos Projetos de MDL no Brasil

Fonte: Elaboração própria

Por fim, vale destacar que os custos marginais de abatimento, sob a ótica social, serão calculados considerando uma taxa de desconto de 8% ao ano, conforme De Gouvello et al. (2010).

7.6.2 Potenciais e custos marginais de abatimento das atividades consideradas no cenário BC

7.6.2.1 Aspectos conceituais

O custo de abatimento de emissões de GEE, por definição, deve ser avaliado como o custo de seguir uma estratégia de mitigação “incremental” em relação a um cenário de referência (HALSNAES, 1998). Importante notar que, do ponto de vista de um país, há distinção de custo total de um projeto e custo incremental. Ambos os conceitos são relevantes num processo decisório. O conceito de custo incremental é relevante para o ponto de vista social, enquanto o custo total de um projeto reflete mais os requisitos financeiros.

Ou seja, o custo marginal de abatimento de emissões de GEE de um projeto é a diferença entre o custo existente no cenário REF e o custo no cenário com mitigação ou de baixo carbono, expresso monetariamente por unidade de massa de CO₂ equivalente (US\$/tCO₂e), logo, um custo adicional.

Destaca-se que o cálculo da CMA permite identificar os incentivos necessários para alcançar a taxa interna de retorno (TIR) dos setores analisados. Ou seja, permite estimar o nível do incentivo que deve ser oferecido aos atores econômicos para que as opções de mitigação se tornem atrativas em comparação com as opções consideradas no cenário REF. O propósito é identificar como uma opção de redução de GEE poderá ser atraente do ponto de vista do setor privado.

Assim, os projetos de mitigação de GEE com taxa de retorno inferior à TIR setorial não são capazes de atrair financiamento privado sem incentivos adicionais, tais como créditos de carbono. Tais níveis de incentivos são interpretados como um equilíbrio de custos (*break-even*), pois representam o tamanho do incentivo para equiparar os benefícios e custos para atingir a TIR setorial. Se o incentivo,

expresso por tonelada de dióxido de carbono evitada (*break-even carbon price*), para uma opção de mitigação de GEE é negativo, a aplicação de tal medida já é economicamente atraente. Por outro lado, se o *break-even carbon price* é positivo, a opção não é atraente, porque não pode gerar a TIR setorial necessária sem incentivos no valor do custo de equilíbrio.

Ademais, a CMA permite identificar o potencial de redução das emissões de carbono decorrendo da transição de um cenário de referência a um cenário de baixa emissão de carbono. Trata-se do potencial máximo de abatimento de GEE de cada opção considerada em um horizonte predeterminado.

Os custos marginais de abatimento, de acordo com De Gouvello et al. (2010), podem ser calculados segundo uma abordagem tecnológica/atividade ou setorial/programa ou ainda macroeconômica. Os custos marginais de abatimento na abordagem tecnológica ou por atividade são os mais simples de estimar, porque dependem de técnicas e modelos de análise custo-benefício que requerem menor necessidade de dados e são mais fáceis de interpretar e compreender. Nessa abordagem, cada opção tecnológica de mitigação ou atividade é avaliada separadamente, projeto a projeto, com relação aos custos existentes e respectivas emissões evitadas de GEE num cenário de baixo carbono. Assim, o CMA é construído com os resultados de cada uma das opções tecnológicas ou dos segmentos de forma isolada, não captando, portanto, os impactos ou efeitos de uma tecnologia ou atividade sobre outros setores e agentes da economia.

O custo marginal de abatimento leva em conta os investimentos necessários e os custos operacionais (inclusive com os energéticos) (HALSNAES, 1998). Esse custo, para cada opção de mitigação, está determinado a partir do custo incremental com a implementação da medida em comparação com o cenário REF e das emissões anuais evitadas de acordo com a Equação 33.

$$\text{Equação 33: } CMA^{\text{opção}} = \frac{CAL^{\text{baixo carbono}} - CAL^{\text{base}}}{EA^{\text{base}} - EA^{\text{baixo carbono}}}$$

onde, CMA representa o custo marginal de abatimento da tonelada de CO₂ evitada de cada opção de mitigação; CAL representa o custo anual líquido da implantação da opção; EA é a emissão anual em cada cenário.

O custo anual líquido (CAL) (Equação 34) representa a diferença do custo de investimento anualizado e do resultado financeiro anual da implantação da opção. Esse resultado financeiro é dado pela receita total e pelos gastos com operação e manutenção com a implantação da opção.

$$\text{Equação 34: } CAL = \frac{INV * r * \frac{(1+r)^t}{(1+r)^t - 1} + OM + COMB - REC}{(1+r)^{(n - 2010)}}$$

onde, REC representa a receita; OM, o custo de operação e manutenção; COMB, os gastos com combustível; INV, o custo de investimento; r, a taxa de desconto; t, a vida útil do projeto; e n, o ano de análise.

A partir das equações, é possível verificar que a definição das taxas de desconto, que podem considerar as perspectivas privada e social, é a primeira decisão a ser tomada. Neste estudo, conforme destacado anteriormente, considerar-se-ão ambas as perspectivas, com taxas de desconto de 8% e 14% ao ano, para óticas social e privada, respectivamente. O segundo ponto importante é a definição do horizonte temporal e fronteira de análise. No caso, consideram-se o período de 2010 a 2050 e a fronteira do setor de gestão de resíduos em âmbito nacional.

Os custos marginais de abatimento, em geral, são apresentados em curvas de custos marginais de abatimento (CCMA), que servem como instrumentos de visualização da hierarquia das atividades de baixo carbono, segundo seus potenciais e custos de abatimento. Portanto, essas curvas têm como eixo vertical os CMA (US\$/tCO₂e) e como eixo horizontal o potencial de mitigação de emissões de GEE das atividades de baixo carbono em relação ao cenário tendencial (tCO₂e).

7.6.2.2 Resultados

Na seção 7.5, pôde-se verificar um potencial técnico de abatimento de emissões de GEE, no setor de gestão de resíduos, de 1,86 bilhão de toneladas de dióxido de carbono equivalente até 2050. Entretanto, o custo econômico da adoção das medidas de baixo carbono também deve ser considerado, em particular diante do fato de que atualmente inexistente um preço de carbono no mercado nacional. Trata-se, portanto, de ponderar o potencial econômico e de mercado das atividades de baixo carbono do setor, segundo as óticas social e privada de taxa de desconto, respectivamente.

Nesse caso, inicialmente, foi considerada uma taxa de desconto de mercado de 14% ao ano. A partir da análise da Tabela 52 e da Figura 72, verifica-se que aproximadamente 35% do potencial de abatimento se daria sem qualquer incentivo econômico, à exceção da disponibilização de crédito para o financiamento do custo de capital das medidas. Mais do que isso, verifica-se que grande parte do potencial de mitigação remanescente se viabilizaria mediante valores de carbono próximos de zero. Ainda é possível constatar que a redução de 1,9 bilhão de tCO₂e nas emissões, no horizonte 2050, se daria a um custo total de US\$ 307 milhões. Finalmente, o aproveitamento energético dos resíduos da agropecuária teria um custo de 906 milhões de dólares para o abatimento total de 244 milhões de tCO₂e no período. Conforme destacado anteriormente, esses valores foram mensurados para reporte ao setor de Afolu, motivo pelo qual não foram inseridos na CCMA do setor de gestão de resíduos.

Tabela 52 – Potenciais e Custos de Abatimento das Atividades de Baixo Carbono com Taxa de Desconto de Mercado

Medidas (Identificação na CCMA)	Potencial de abatimento (GgCO ₂ e)	CMA à Taxa de 14% a.a. (US\$/tCO ₂ e)	Custo Total (US\$ milhões)
Compostagem da fração orgânica de RSU (1)	42.038	-3,28	-137,8
Aproveitamento de biogás em aterro para geração elétrica (2)	277.724	-0,53	-146,7
Aproveitamento de biogás em aterro para produção de biometano (3)	340.556	-0,35	-117,5
Degradação de biogás de aterro com <i>flare</i> (4)	860.272	0,17	148,8
Difusão da biodigestão de RSU para produção de biometano (5)	87.477	0,45	39,5
Aproveitamento de biogás de ETE para geração de eletricidade (6)	206.282	0,69	141,7
Difusão da biodigestão de RSU para produção de eletricidade (7)	35.758	1,83	65,6
Incineração de RSU com aproveitamento energético (8)	13.274	23,61	313,4
Total	1.863.380	–	307,1
Aproveitamento energético de resíduos da agropecuária	244.970	3,70	906,4

Fonte: Elaboração própria

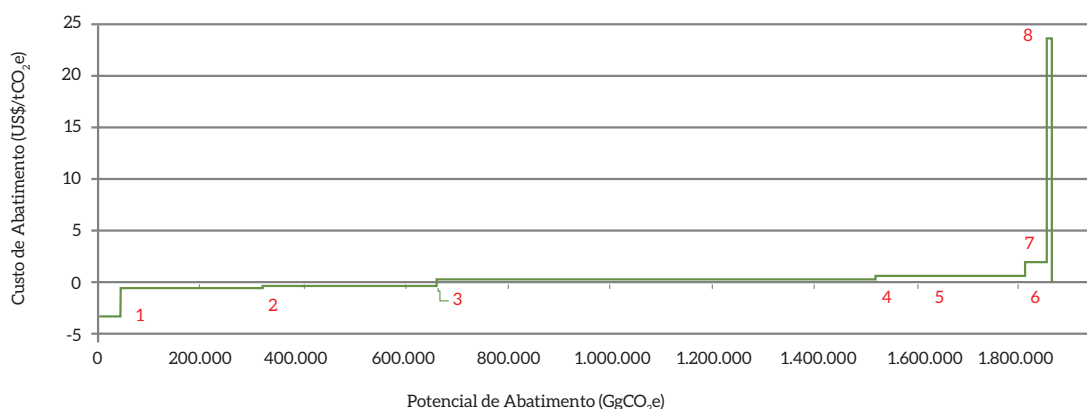


Figura 72 – Curva de Custos Marginais de Abatimento com Taxa de Desconto de 14% ao Ano

Fonte: Elaboração própria

Para o caso de uma taxa de desconto social de 8% ao ano (Tabela 53 e a Figura 73), verificam-se o mesmo potencial de abatimento e uma pequena variação nos custos de abatimento. Isso revela a pequena influência de variáveis econômicas sobre as medidas no setor, aspecto que será explorado posteriormente, neste relatório. Ademais, a variação da taxa de desconto pouco influencia os resultados devido à relevância dos custos operacionais perante os custos de capital das medidas. As medidas mais atrativas continuam sendo a compostagem da fração orgânica de RSU e o aproveitamento de biogás em aterro para a geração de eletricidade e produção de biometano.

Ainda assim, é possível verificar que a implementação do potencial total de abatimento traria um benefício econômico de aproximadamente US\$ 30 milhões. Entretanto, não se pode deixar de enfatizar a existência de barreiras econômicas à obtenção desse benefício, em particular o acesso a crédito para implementação das atividades de baixo carbono.

Tabela 53 – Potenciais e Custos de Abatimento das Atividades de Baixo Carbono com Taxa de Desconto Social

Medidas (Identificação na CCMA)	Potencial de abatimento (GgCO ₂ e)	CMA à Taxa de 8% a.a. (US\$/tCO ₂ e)	Custo Total (US\$ milhões)
Compostagem da fração orgânica de RSU (1)	42.038	-4,29	-180,5
Aproveitamento de biogás em aterro para geração elétrica (2)	277.724	-0,66	-184,6
Aproveitamento de biogás em aterro para produção de biometano (3)	340.556	-0,48	-164,2
Degradação de biogás de aterro com <i>flare</i> (4)	860.272	0,12	107,5
Difusão da biodigestão de RSU para produção de biometano (5)	87.477	0,37	32,5
Aproveitamento de biogás de ETE para geração de eletricidade (6)	206.282	0,53	109,6
Difusão da biodigestão de RSU para produção de eletricidade (7)	35.758	1,23	44,1
Incineração de RSU com aproveitamento energético (8)	13.274	15,48	205,5
Total	1.863.380	–	-30,2
Aproveitamento energético de resíduos da agropecuária	244.970	2,4	587,9

Fonte: Elaboração própria

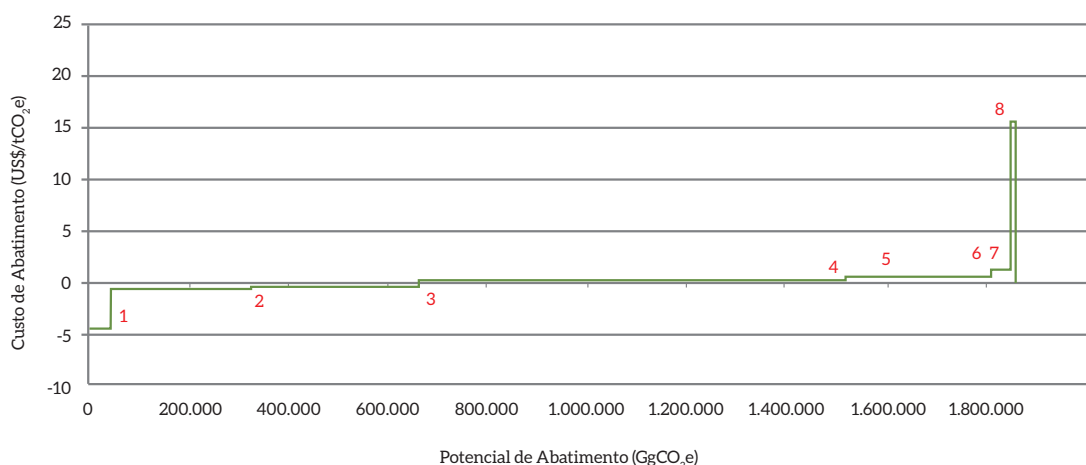


Figura 73 – Curva de Custos Marginais de Abatimento com Taxa de Desconto de 8% ao Ano

Fonte: Elaboração própria

Vale destacar que os potenciais de abatimento derivam da definição das matrizes de tratamento de resíduos descritas nos cenários REF e BC. Ademais, que esses potenciais incluem a mitigação da emissão da frota de coleta e da energia elétrica gerada pelo setor e que, nos custos marginais, foram contabilizadas as receitas com a venda de energia elétrica e com a economia ocasionada pela redução do consumo de óleo diesel. Também é possível observar que o setor apresenta custos marginais de abatimento muito baixos e que a taxa de desconto tem impacto pequeno sobre custo-efetividade das medidas.

Entretanto, trata-se de uma visão setorial que desconsidera a possível não aditividade das medidas. Por exemplo, o aproveitamento de biogás de aterro para geração de eletricidade se insere, nacionalmente, em uma lógica de leilões de energia orientados pelos princípios do menor custo de geração e da modicidade tarifária. Nesse caso, não necessariamente o biogás proveniente de aterros será a fonte energética mais competitiva para geração elétrica, o que implicaria redução do potencial de mitigação de emissões de GEE dessa medida, com a possibilidade de aumento das emissões em outros setores ofertantes de eletricidade, que podem produzi-la por meio de fontes mais carbonointensivas de energia. Portanto, a mencionada estratégia de baixo carbono proposta pelo setor de gestão de resíduos superestimaria o potencial de abatimento de emissões de GEE. Mais do que isso, em se tratando de um custo incremental (marginal), uma sobre-estimativa do potencial de redução de emissões impactaria o custo de abatimento, que, nesse caso, tenderia a ser subestimado.

Perante fragilidades da avaliação setorial dos potenciais e custos de abatimento, conforme exemplo citado, o projeto adota uma estratégia de integração dos cenários. Para a consecução desse objetivo, uma etapa fundamental que permitiu a construção das CCMA foi a obtenção dos parâmetros técnico-econômicos de tecnologias e processos considerados para o setor de gestão de resíduos em seus cenários REF e BC. Esses dados servirão de *input* para o modelo de otimização energética Message, que tem como objetivo atender a demanda energética a mínimo custo.

No modelo, serão construídos cenários REF e BC de oferta e demanda de energia, com emissões de GEE resultantes, que integrarão o setor de gestão de resíduos aos setores energético, industrial, de Afolu, de transportes e de edificações. Nesse caso, as opções de mitigação de emissões serão avaliadas em termos da sua competitividade intersetorial, o que permitirá obter estimativas reais dos potenciais e custos de abatimento de emissões do setor.

Diante dessas considerações, deve-se enfatizar que a construção de cenários de emissão de GEE do setor de gestão de resíduos objetivou, essencialmente, a obtenção e consolidação de parâmetros técnico-econômicos com vistas a alimentar o modelo Message. Portanto, a mensuração de custos e potenciais de mitigação, consolidados segundo diferentes óticas de taxa de desconto nas CCMA, objetiva apenas: i) reportar o potencial e os custos de abatimento para fins de comparação com outros estudos com escopo setorial (DE GOUVELLO et al., 2010); ii) enfatizar, mediante a comparação com os resultados advindos da modelagem integrada dos cenários,⁵⁵ a importância da estratégia metodológica adotada pelo projeto.

55 Os resultados serão reportados no relatório *Cenários integrados de emissões de GEE para o Brasil até 2050*.



Cenário de baixo carbono com inovação

Capítulo

8

8 CENÁRIO DE BAIXO CARBONO COM INOVAÇÃO

O cenário de baixo carbono com inovação (BC+I) do setor de gestão de resíduos considera o aprendizado tecnológico das atividades avaliadas no cenário BC. Ou seja, trata-se de mensurar os efeitos sobre os potenciais e custos de abatimento de emissões de GEE advindos do processo de difusão das práticas de baixo carbono anteriormente avaliadas.

Inicialmente, serão apresentadas as premissas gerais e específicas consideradas para a construção do cenário BC+I relativo aos segmentos de RSU, efluentes e resíduos da agropecuária. Em seguida, serão enfatizados os conceitos e procedimentos metodológicos associados à aprendizagem tecnológica que serão aplicados para projetar as emissões de GEE e mensurar os custos marginais de abatimento no cenário BC+I.

8.1 PREMISSAS GERAIS E CONDICIONANTES PARA O CENÁRIO DE BAIXO CARBONO COM INOVAÇÃO

A busca de opções, tecnológicas ou não, que tenham como função a mitigação de emissões de GEE leva invariavelmente à necessidade de inovações nos atuais modos de produção e consumo estabelecidos. A principal diferença entre os cenários BC+I e BC é que, no segundo, algumas inovações são consideradas intrínsecas da evolução do setor em um ambiente em que a mitigação de emissões é o objetivo.⁵⁶ Contudo, no cenário BC+I, o objetivo é investigar as consequências de uma difusão maior de inovações no setor que se refletem em termos de emissões e custos.

O ponto inicial é a apresentação de conceitos básicos utilizados para elaboração do cenário, quais sejam, inovação, difusão e aprendizado tecnológico. Rogers (2003) define inovação como uma ideia ou prática percebida como nova por um indivíduo ou outro tipo de adotante. A adoção é um ponto importante que diferencia inovação de invenção, posto que esta última não é adotada (e difundida) em larga escala.

Isso leva ao segundo conceito básico, qual seja, difusão. O mesmo autor define difusão como um processo em que uma inovação é comunicada por certos canais ao longo do tempo e entre membros de um sistema social.

⁵⁶ Isso é consequência de o cenário ser um exercício de avaliação de uma condição futura (incerta) e do entendimento de que algumas inovações serão incorporadas nesse futuro (de baixo carbono) sem a necessidade de grandes mudanças estruturais ou incentivos.

O terceiro conceito importante é aprendizado tecnológico, que pode ser entendido sob duas perspectivas complementares. A primeira é como o processo de interação dentro de um sistema de inovação, em que atores, por meio de processos de produção de difusão de conhecimento (como projetos de pesquisa e desenvolvimento – P&D), aprendem determinado tópico específico (desde desenvolvimentos tecnológicos *per se* até processos relativos a implantação e operação) e melhoram a performance desse sistema de inovação (SMIT et al., 2007). A segunda perspectiva entende aprendizado tecnológico como uma abordagem empírica em que quanto maior a produção de determinada tecnologia, menor seu custo de produção. Esse conceito está diretamente ligado às curvas de aprendizado tecnológico (JUNGINGER et al., 2006).

Vale destacar que ambas as perspectivas consideram os mesmos mecanismos de aprendizado, como resumido em Junginger et al. (2006): *learning-by-searching*, principalmente guiado por atividades de P&D; *learning-by-doing*, consequência da repetição da produção de determinada tecnologia; *learning-by-using*, que ocorre quando a tecnologia é posta em prática e há *feedback* sobre seu uso; *learning-by-interacting*, aprendizado relativo ao processo de difusão da tecnologia e respectivas interações em determinada rede ou sistema; *upsizing* (ou *downsizing*), aprendizado devido a mudança de escala da tecnologia; e *economias de escalas*, aprendizado devido à produção em massa.

Esses conceitos de inovação podem ser testados em cenários de emissões de GEE, pois a lógica de mudança tecnológica e os respectivos impactos econômicos, sociais e ambientais são extremamente importantes dentro de um cenário com foco em mitigação ou adaptação às mudanças do clima (IPCC, 2014). Logo, investigar impactos e performances setoriais, dadas diferentes formas de evolução tecnológica, por meio de cenários, possibilita melhor entendimento para tomada de decisões. Em consequência, são modeladas curvas de aprendizado e difusão para tecnologias-alvo, tecnologias de mitigação ou adaptação, e assim são simuladas questões de mudanças tecnológicas nos cenários de baixo carbono.

No entanto, como apontado em Hughes e Strachan (2010), os cenários de baixo carbono carecem de premissas e análises que não sejam meramente econômicas ou tecnológicas. Os autores consideram que a abordagem de sistemas sociotecnológicos, como em Geels (2004), e conceitos de gestão da transição, como em Grin et al. (2010), são necessários para a construção de cenário de baixo carbono mais completa. Isso é consequência do entendimento dos usos e objetivos de cenários, expostos pelos mesmos autores.

Cenários são exercícios de análise futura baseados numa condição presente e com conexões claras com a situação futura, segundo Hughes e Strachan (2010). Essas conexões podem ser entendidas como decisões-chave necessárias, condições institucionais e contexto sociocultural. Nesse ponto, a abordagem de transição para o desenvolvimento sustentável tende a complementar a narrativa do cenário, bem como tornar mais evidentes as condições necessárias (FOXON, 2013; HUGHES; STRACHAN, 2010).

A transição para o desenvolvimento sustentável é consequência da evolução do reconhecimento da necessidade de análises teóricas e práticas mais complexas, inter e multidisciplinares. Isso pode ser feito por meio de análise de processos de difusão de inovação. Como uma medida de abatimento pode ser considerada inovação e esta precisa ser difundida para que alcance o resultado esperado, o entendimento desses processos é fundamental.

O primeiro modelo de análise de inovação é o chamado modelo linear. Nesse modelo, a difusão de uma inovação ocorre a partir do desenvolvimento sequencial de algumas etapas, como na Figura 74. Esse modelo é uma forma simplificada de analisar inovações que se desenvolveram a partir dos pós-guerra (GODIN, 2014).



Figura 74 – Modelo Linear de Inovação

O modelo é simplificado, pois supõe principalmente duas forças motrizes de inovação, oferta de novos produtos ou tecnologias (*supply push*) ou a demanda por inovações (*demand pull*) e não considera interações e outras influências que não sejam sequenciais. Todavia, devido à fácil compreensão, foi (e ainda é) muito utilizado para elaboração de políticas e planos de inovação de governos e grandes empresas.

Em contrapartida, a partir do final da década de 1980, uma nova abordagem que considera o processo de difusão de inovação sistemicamente vem sendo desenvolvida. Essa nova abordagem é consequência do maior entendimento dos processos de inovação e da incorporação de diferentes desenvolvimentos teóricos como estudos de economia evolucionária (NELSON; WINTER, 1982), estudos de ciência e tecnologia (BIJKER; HUGHES; PINCH, 1987) e neoinstitucionalismo (NORTH, 1990). A vantagem dessa abordagem é a inclusão de fatores de interação entre as diferentes fases, caracterização dos membros desse sistema e de suas relações, caracterização de diferentes forças motrizes para inovação, não somente oferta e demanda, bem como a consideração de condições socioinstitucionais em que os membros operam. Por fim, como apontado por diversos estudos, a abordagem sistêmica é mais interessante para a elaboração de políticas públicas, uma vez que supera a lógica de falhas de mercado (neoclássica) por falhas sistêmicas ou falhas transformacionais (BERGEK et al., 2015; WEBER; ROHRACHER, 2012; WIECZOREK; HEKKERT, 2012).

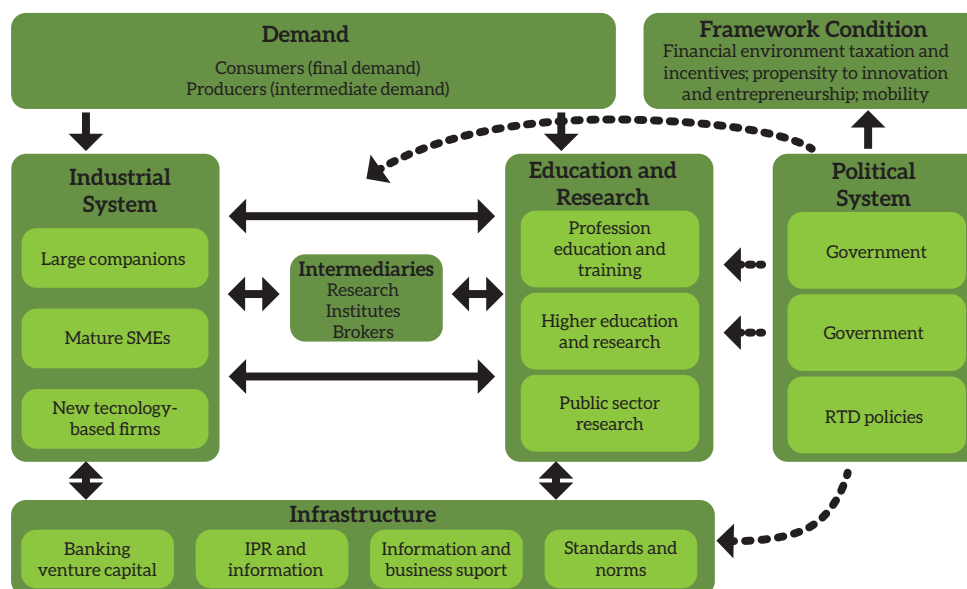


Figura 75 – Sistema de Inovação

Fonte: KUHLMANN; ARNOLD, 2001

O primeiro conceito foi desenvolvido por Freeman (1987), que analisa o sistema nacional de inovação no Japão. Em seguida, diversas outras abordagens foram desenvolvidas, como o sistema tecnológico de inovação (CARLSSON; STANKIEWICZ, 1991), o sistema regional de inovação (COOKE; GOMEZ URANGA; ETXEBARRIA, 1997), o sistema setorial de inovação (MALERBA, 2002) e o sistema sociotecnológico (GEELS, 2002). Cada uma dessas abordagens metodológicas conta com uma perspectiva de análise específica. Contudo, somente as abordagens do sistema tecnológico de inovação e do sistema sociotecnológico desenvolveram a análise de dinâmica do sistema.

O sistema tecnológico de inovação avalia a dinâmica do sistema por meio de mapeamento de processos-chave para o bom funcionamento do sistema. Hekkert et al. (2007) enumeram sete processos: atividades empreendedoras, desenvolvimento de conhecimento, difusão de conhecimento, alinhamento de expectativas, mobilização de recursos, formação de mercado, além de legitimação e ações contra resistência a mudanças. Cada processo de difusão pode apresentar diferentes pesos para os processos descritos, dependendo do contexto, da inovação e das características do sistema (HEKKERT; NEGRO, 2009).

A segunda abordagem é a análise por meio dos sistemas sociotecnológicos. Estes levam em consideração a abordagem multinível (*multi level perspective* – MLP), em que inovações e processos de transformações acontecem e interagem (coevoluem)⁵⁷ em níveis diferentes. O nível mais alto é o *landscape*, considerado macronível, em que fatores externos estão fora do controle do sistema, porém influenciam-no (ex.: condições macroeconômicas, choques do petróleo, etc.). O mesmo nível é chamado de regime, conjuntos de regras e práticas entranhados na sociedade, são muito estáveis e de grande alcance (ex.: setor elétrico, sistema educacional, etc.). Por último, o micronível é chamado de nicho. Nichos são ambientes protegidos em que ocorrem inovações até elas ganharem mais estabilidade e poderem interagir nos regimes (GEELS; SCHOT, 2010).

Essas abordagens são interessantes para a construção de cenários, pois ajudam a identificar as decisões necessárias para a formação dos novos nichos de mercados (por exemplo, biometano para frota de coleta de lixo) (DE OLIVEIRA et al., 2014) e entender as condições e relações sistêmicas essenciais para evolução.

Complementarmente, uma publicação recente (OCDE, 2015) evidencia o papel da tecnologia na solução dos problemas atuais e, em decorrência, como a análise da dinâmica de sistemas de inovação é útil na elaboração e no monitoramento de políticas para a transição a um desenvolvimento sustentável.

A partir desses conceitos e da conclusão de Hughes e Strachan (2010) sobre a necessidade de sua inclusão em cenários BC, as premissas narrativas e condições estabelecidas para o cenário BC+I serão apresentadas a seguir, utilizando a abordagem analítica.

⁵⁷ O conceito de coevolução é originário da Biologia, com Darwin, e depois adaptado para a Economia, a Sociologia e outros campos de estudos. Os autores argumentam que esse conceito é geral e a primeira aplicação foi na Biologia.

Na abordagem analítica da MLP, é preciso, em primeiro lugar, definir as condições externas ao setor que influenciam sua dinâmica interna. As condições macroeconômicas e os níveis de produção de resíduos por habitante são idênticos aos adotados nos cenários REF e BC. Mais do que isso, entende-se que haverá manutenção das taxas de desconto requeridas para os investimentos no cenário BC+I, pois não há mudança na percepção de risco dos investimentos em investimentos em atividades de baixo carbono. As inovações incluídas nesse cenário serão consequência de processos de aprendizado resultantes de coevolução. Isso indica que não haverá mudanças nas taxas de desconto, mas serão avaliadas questões de dinâmicas de custos.⁵⁸

No que se refere às questões de mudanças climáticas, as características são bastante similares às características do cenário BC, em que há entendimento global da necessidade de medidas de mitigação e das consequências das altas concentrações de carbono na atmosfera. Isso leva a uma maior coordenação das ações, maior disseminação de comportamentos e práticas que considerem a questão e institucionalização desses comportamentos e práticas (um processo de coevolução e legitimação das ações).

A diferença básica entre os cenários BC e BC+I é entendida não no nível mais externo (*landscape*), mas nos níveis meso e micro, regimes e nichos. Nesse sentido, entendendo que as condições externas do cenário já são determinadas e pressionam os regimes atuais (por exemplo, gestão de resíduos por meio de lixões e aterros sanitários, sem reaproveitamento de biogás, por exemplo), surgem oportunidades para outras soluções que estão sendo desenvolvidas em nichos (biodigestão anaeróbica, incineração, biodigestão anaeróbica do lodo de esgoto, biodigestores anaeróbicos eficientes na agropecuária, por exemplo).⁵⁹

Em linhas gerais, o *storyline* é semelhante ao considerado no cenário BC, com diferencial de que as condições de nichos e tipos de interações com os regimes de gestão de resíduos são pensadas de forma diferente. Primeiramente, em um cenário de inovação, é natural conceber que haverá um direcionamento maior para desenvolvimento tecnológico. Assim, há entendimento de que os experimentos nos nichos (projetos e experiências localizadas de tecnologias como biodigestores otimizados, sistemas de *upgrade* de biogás e tecnologias de uso de biometano) são gerenciados estrategicamente, desde o início do horizonte de análise do cenário. Consequentemente, quando as pressões externas obrigam mudanças no regime, como no caso da Política Nacional de Resíduos Sólidos,⁶⁰ e com a existência de opções desenvolvidas, incorporadas também por agentes dos regimes estabelecidos, há movimento de transição.

⁵⁸ A dinâmica de custos influencia a percepção de riscos do investimento, porém essa avaliação não é objetivo desse cenário.

⁵⁹ Geels e Schot (2007) apresentam quatro tipologias para transições, em que as variáveis básicas são o tempo em que acontecem as interações (*timing*) e a natureza das interações (entre os diferentes níveis). Em geral, condições externas colocam pressão sobre determinados regimes estabelecidos e abrem oportunidades para que experimentos de nichos subam de níveis e ocupem maior espaço. Contudo, condições de estabilidade e desenvolvimento dos nichos, tipos de pressões impostas, natureza de resposta dos agentes e regimes estabelecidos determinam o tipo da transição que pode ocorrerá. Os autores mencionam que essas condições não são determinísticas, pois, por mais que todas estejam acontecendo, ainda é preciso a atuação dos agentes para que ocorra a transição.

⁶⁰ A promulgação da Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei nº 12.305 de 2010) pode ser entendida como consequência de pressões externas ao setor de resíduos que levaram à institucionalização da obrigação de práticas mais sustentáveis.

Os principais nichos tecnológicos considerados são os de tratamento de matéria orgânica residual, compostagem e biodigestão anaeróbica. A rede de agentes encontrará desenvolvimentos regionais, intersetoriais e mudanças institucionais⁶¹ que serão estabelecidas desde o início do horizonte. Isso está de acordo com o que já acontece hoje, como o estabelecimento de resolução normativa de biometano (biogás tratado para injeção em gasodutos e consumo no varejo) pela Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis (ANP), de normas técnicas pela ABNT e de outras normativas por distribuidoras.

A definição do tratamento da matéria orgânica é consequência do entendimento de que, em maior grau do que no cenário BC, haverá maior segregação do lixo, seja por parte dos consumidores, seja por parte dos operadores. Isso será consequência de uma maior difusão de conhecimento, neste cenário, dando legitimidade a essas práticas e promovendo mudanças institucionais.

Outro ponto relevante na construção do cenário é que, apesar de não haver explicitamente atividades conjuntas entre os diferentes subsetores (não serão modelados empreendimentos ou gestão de resíduos em conjunto entre os diferentes subsetores), há entendimento de que existe troca de conhecimento entre os setores, dado que muitos agentes atuam em mais de um segmento. Considerando que ocorra interação entre diferentes regimes (por exemplo, serviços para indústria da biodigestão tanto para RSU quanto para resíduos da pecuária), no tratamento de resíduos há, como consequência, uma coevolução no aprendizado de práticas inovadoras entre os segmentos.

Isso é considerado especialmente para o caso da biodigestão anaeróbica, produção e uso do biogás. É aceito que a troca de conhecimento entre diferentes agentes e subsetores cria um processo de fortalecimento do mercado de biogás que se estabelece na forma, primeiro, de nichos de mercados e, no final do horizonte, em um novo componente importante no regime para a gestão de resíduos e produção de energia no Brasil. Ou seja, há um sistema de inovação tecnológico de biogás em que há um bom desempenho da sua dinâmica.

Como consequência e pela definição de um sistema tecnológico de inovação ultrapassar setores (HEKKERT et al., 2007), no setor de tratamento de efluentes, será percebida maior difusão de práticas de produção de biogás, por meio da qual o setor começa a incorporar medidas além das estabelecidas no cenário anterior (recuperação de biogás), como o tratamento por biodigestão anaeróbica do lodo residual.

De maneira similar, no setor agropecuário, haverá difusão dessas práticas. Contudo, por conta de questões institucionais e dinâmica própria, os nichos são diferentes – podem ser entendidos, nesse caso, como modelos de negócio estabelecidos em EPE (2014) – e interação de maneira específica com os regimes estabelecidos (setores de energia e transporte, principais usuários do biogás).

Por fim, deve-se destacar que é considerado o mesmo ano-base para calibrar as projeções, assim como os procedimentos metodológicos intersetoriais necessários para a construção do cenário.

61 Instituições são entendidas com as regras do jogo, *hard* (normas, leis, regulamentos) e *soft* (normas sociais, valores, cultura, legitimidade, etc.) (NORTH, 1990)

8.2 PREMISSAS ESPECÍFICAS PARA O SEGMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Nesse cenário, é considerada a mesma produção *per capita* e composição gravimétrica de resíduos estabelecidas nos cenários anteriores. Portanto, há entendimento de que as condições gerais que levam à produção de resíduos, valores e padrões de consumo (*landscape*) são mantidas.

Outra premissa importante para o setor, que acarreta uma série de decisões importantes a serem tomadas, é a definição de que a destinação para aterros será somente de rejeitos. Nesse cenário, é assumido que haverá institucionalização da não aceitação de aterros ao longo do período, tendo como consequência o aterro somente de materiais inertes e rejeitos.

Assim como no cenário BC, a segregação não será modelada diretamente. No entanto, é considerado um aumento da segregação na cadeia de tratamento de RSU (segregação por consumidores, em estações de triagem ou em unidades de disposição e tratamento e final). Como consequência de uma maior segregação, haverá maior participação da reciclagem, chegando a 39% dos resíduos produzidos no final do período.

No que tange à competição entre alternativas para o tratamento de matéria orgânica, o cenário considera que a biodigestão será a escolha preferencial no longo prazo, atingindo 23% em 2050. Isso é consequência de a prática trazer mais benefícios que a compostagem, difundidos por meio de processos de aprendizado e comunicação.

No que tange à tecnologia de incineração, apesar de nesse cenário ser testada uma evolução na dinâmica dos custos dessa alternativa, não apresentará maior difusão e continuará com atuação limitada a nichos, como o de resíduos especiais.

Finalmente, a transição continuará se dando por meio dos aterros com recuperação energética, uma vez que é preciso que sejam maturadas medidas de estabelecimento das estruturas necessárias para o mercado de biodigestão anaeróbica. Deve-se destacar que a criação de consórcios para a gestão de resíduos não será quantitativamente modelada. Entretanto, compreende-se que são mecanismos essenciais para a mais correta gestão de resíduos no país, dadas as diferentes escalas de municípios e produção de resíduos, com suas respectivas capacidades (técnicas, econômicas e financeiras) de tratamentos,⁶² bem como para a aceleração da difusão de práticas mitigadoras de emissões de GEE.

Algumas ações são de extrema importância para que essa narrativa de desenvolvimento do setor seja coerente. As principais ações são listadas a seguir, com decisões a serem tomadas quanto à especificação dos principais atores envolvidos e ao período ideal de implementação.

Assim como no cenário BC, é necessário que sejam estabelecidas estruturas e condições para que a segregação dos resíduos seja atingida em maiores níveis que os da referência. Essa segregação, em um momento mais inicial, pode ser realizada em unidades de tratamento, no entanto com uma evolução gradual para a parte *upstream* da cadeia, a produção dos resíduos.

⁶² Casos práticos já acontecem em todo o Brasil hoje.

Essa decisão deve ser acompanhada de ações de estruturação de transferência de conhecimento e difusão de boas práticas (*knowledge brokers*). Em um primeiro momento, essas estruturas devem ser estabelecidas em âmbito nacional, seguindo o parâmetro da PNRS, principalmente por meio dos ministérios das Cidades e do Meio Ambiente. Em uma segunda etapa, estados com melhores práticas passam a ser os pontos focais, principalmente por meio de secretarias estaduais. Outras organizações, como agências de cooperação internacionais, institutos de pesquisa e universidades, e mesmo agentes privados, terão atuação relevante após certa maturação desse mercado.

Neste ponto, há conexão direta com outra decisão fundamental, a facilitação de novos arranjos regulatórios e comerciais. Esses arranjos podem ser de diversas formas, por isso vários atores são também responsáveis pelas ações. Quando o arranjo diz respeito a consórcios entre municípios, os poderes estaduais e municipais são agentes fundamentais para essa decisão, como no caso da política de consórcios no estado do Rio de Janeiro. Quando os arranjos são relativos ao tipo de natureza jurídica, parceria público-privada (PPP) e concessão, por exemplo, além dos agentes públicos locais do Poder Executivo, órgãos técnicos jurídicos precisam ser consultados. Isso evitará judicialização das questões e promoverá mais segurança para investimentos. Quando os arranjos são entre entes privados, para definição de diferentes modelos de negócios, estes são os responsáveis. Porém, instrumentos de facilitação de negócios, como contratações públicas e/ou chamadas para projetos-piloto, podem guiar o comportamento de determinados agentes.

As grandes decisões de comando e controle são referentes aos aterros. Uma vez que no horizonte do estudo há a erradicação de práticas de vazadouros, os aterros se tornam a opção primeira. Contudo, isso leva ao aumento das emissões de metano. Por essa razão, serão estabelecidas condições para que os aterros operem somente com práticas de degradação de metano. Nesse cenário, o aterro com queima em *flare* perde lugar para os aterros com recuperação de energia na transição para os tratamentos alternativos. Os principais atores para essa decisão são da esfera do poder público, desde órgãos ambientais (responsáveis pelas licenças) até as próprias prefeituras (estabelecendo condições mínimas para contratação).

Finalmente, dada essa sequência de ações, haverá legitimação da não utilização de aterros sanitários como destinação final para resíduos, sem queima em *flare* e/ou aproveitamento energético, a partir de 2020. Isso vai ao encontro do estabelecido na PNRS sobre questão de viabilidades de destinações alternativas.

Logo, a principal diferença em relação às variáveis modeladas nos outros cenários são as curvas de aprendizado das tecnologias de biodigestão e de usos do biogás e as respectivas curvas de difusão que têm como impacto mudança na matriz de tratamento final de RSU. A matriz de destinação final de RSU e a sua comparação entre cenários são apresentadas a seguir.

Tabela 54 – Matriz de Destinação Final de RSU

DESTINAÇÃO	2010	2015	2020	2025	2030	2035	2040	2045	2050
Lixão	36,70%	1,50%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
Aterros sanitários	53,50%	67,80%	10,40%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
Aterros sanitários com queima em flare	0,00%	0,00%	49,30%	37,60%	13,60%	6,20%	5,00%	5,00%	5,00%
Aterros sanitários com geração de eletricidade	0,00%	0,00%	0,80%	5,00%	9,20%	9,80%	10,00%	10,00%	10,00%
Aterros sanitários com produção de biometano	0,00%	0,00%	1,10%	7,50%	13,90%	14,90%	15,00%	15,00%	15,00%
Aterros controlados	8,60%	25,70%	26,60%	24,80%	13,40%	2,00%	0,20%	0,00%	0,00%
Reciclagem	1,10%	4,50%	6,70%	9,00%	22,80%	36,50%	38,80%	39,00%	39,00%
Compostagem	0,10%	0,50%	1,60%	4,00%	6,30%	6,90%	7,00%	7,00%	7,00%
Incineração	0,00%	0,00%	0,00%	0,10%	0,50%	0,90%	1,00%	1,00%	1,00%
Biodigestão	0,00%	0,00%	3,50%	12,00%	20,30%	22,60%	23,00%	23,00%	23,00%

Fonte: Elaboração própria

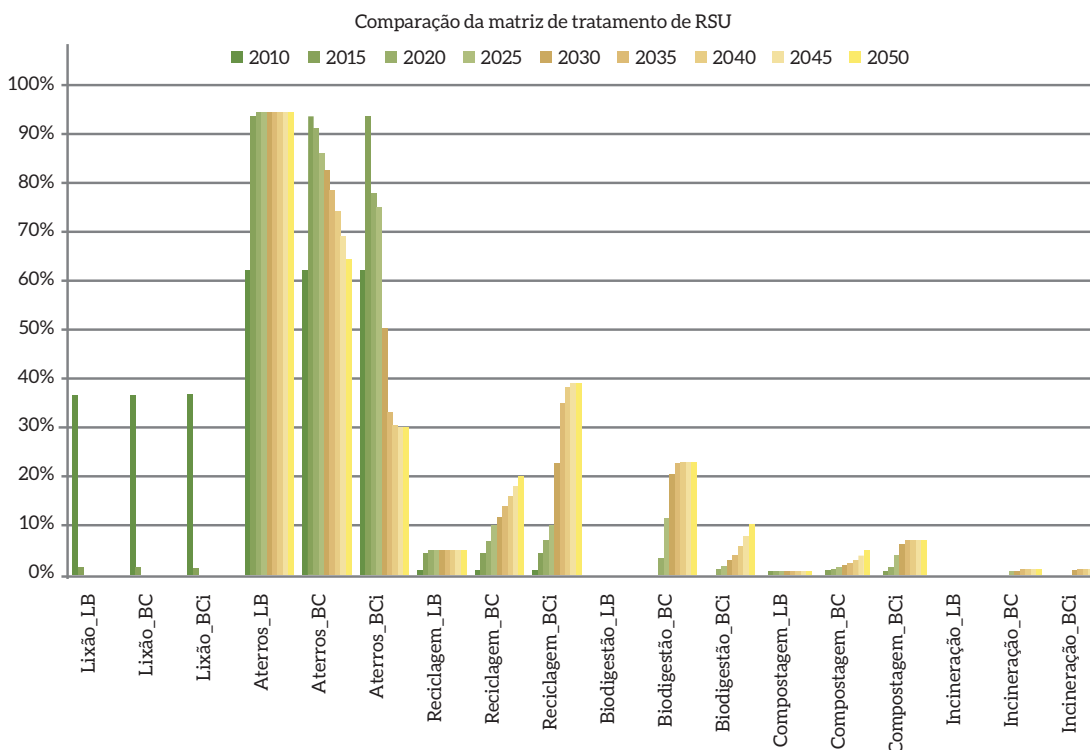


Figura 76 – Comparação da Matriz de Tratamento de RSU entre Cenários*

* LB é equivalente à matriz de tratamento de RSU do cenário REF.

Pode ser percebido que a principal premissa, dos cenários BC e BC+I, é a não destinação de resíduos a aterros. Por sua vez, no cenário BC+I, é esperada uma penetração muito maior de opções de tratamento e da reciclagem.

Em suma, os dados modelados quantitativamente nesse cenário são: i) curvas de aprendizado tecnológico para as tecnologias de tratamento RSU (tecnologias de biodigestão, incineração e tecnologias de uso de biogás) e consequente curva de redução de custos; ii) curvas de difusão das tecnologias e consequente participação na matriz de destinação final de RSU (como nos outros cenários); iii) evolução do percentual do RSU segregados.

Por fim, deve-se destacar que será aplicada a mesma metodologia de cálculo das emissões destacada nas subseções 6.5.1 e 7.2.

8.3 PREMISSAS ESPECÍFICAS PARA O SEGMENTO DE EFLUENTES

Assim como no cenário de RSU, para efluentes, há o entendimento de que o cenário de inovação testa diferentes arranjos tecnológicos e evoluções institucionais que possibilitam a difusão de tecnologias no seu tratamento. Logo, para esse cenário de efluentes, é considerada a mesma produção dos cenários anteriores.

Outro ponto relevante diz respeito à universalização dos serviços de saneamento, taxa de atendimento da coleta e do tratamento, assim como matriz de efluentes. Também nesse cenário são consideradas as mesmas trajetórias do cenário BC. Isso é consequência de o cenário seguir as mesmas condições externas e premissas macroeconômicas dos cenários anteriores.

Nesse cenário, também será utilizada a premissa de recuperação do biogás para aproveitamento energético, produzido por meio de tratamentos anaeróbicos estabelecidos. A principal diferença será na velocidade com que essa medida se difundirá, sendo atingido o potencial técnico, comparativamente ao cenário BC, mais rapidamente, quando comparado ao cenário anterior.

O caráter das decisões para o setor de efluentes é bastante similar às decisões do segmento de RSU. Contudo, os esquemas de governança são diferentes, dado que a responsabilidade é estadual para o caso dos efluentes. Em primeiro lugar, assim como para o caso dos aterros, a recuperação de biogás em ETE anaeróbicas deve evoluir gradualmente, mediante a transferência de conhecimento e boas práticas, em um primeiro momento, e, depois, devido ao estabelecimento de regulações e normas. Logo, duas decisões são necessárias: i) o estabelecimento de estrutura de transferência de conhecimento, primeiramente centralizadas no governo federal e depois em ações descentralizadas; e ii) o estabelecimento da obrigatoriedade da recuperação do biogás, atividade de responsabilidade da esfera pública, nacional ou estadual. Ademais, as mesmas questões de arranjos inovadores estabelecidas para o segmento de RSU são válidas para o segmento de efluentes – com arranjos coordenados por governos estaduais, arranjos legais com a inclusão de organizações jurídicas e arranjos privados guiados por atividades coordenadas específicas.

Por fim, deve-se destacar que, assim como para o segmento de RSU, as principais diferenças nos resultados serão oriundas dos efeitos das curvas de aprendizado sobre a dinâmica da introdução de custos das tecnologias. Portanto, os procedimentos de mensuração das emissões de efluentes serão idênticos aos considerados nos cenários REF e BC (seções 6.5.2 e 7.3).

8.4 PREMISSAS ESPECÍFICAS PARA O SEGMENTO DE RESÍDUOS DA AGROPECUÁRIA

Adota-se, no cenário BC+I, a mesma produção e disponibilidade de resíduos consideradas no cenário BC. Mais do que isso, serão adotadas as mesmas taxas e curvas de aprendizado tecnológico trabalhadas para a biodigestão de resíduos urbanos, assim como a inclusão de codigestão de resíduos da agricultura em esquemas de biodigestão de resíduos da pecuária. Trata-se, portanto, da mesma atividade mitigadora de emissões considerada no cenário BC, porém observando uma curva de aprendizado que permitirá redução de custos, associada com antecipação da adoção.

Assim como no cenário BC, utilizar-se-á como parâmetro para o aproveitamento energético e a contabilização da mitigação de emissões a premissa de que 30% do biogás gerado serão destinados para geração de eletricidade e 70% para a substituição de diesel (EPE, 2014).

Mais do que isso, o potencial e os custos de abatimento de emissões decorrentes da medida serão reportados neste relatório. A contabilização dos efeitos da atividade de baixo carbono no cenário de emissões, por outro lado, deveria ocorrer no setor de Afolu. Entretanto, aquele setor não construiu cenário BC+I, motivo pelo qual será apenas mencionado o nível de redução adicional de emissões que poderia ser alcançado, em relação ao considerado no cenário BC.

8.5 APRENDIZADO TECNOLÓGICO NO SETOR DE GESTÃO DE RESÍDUOS

Dado que o aprendizado tecnológico é consequência de processos de interação dentro de um sistema de inovação (SMIT et al., 2007), que resulta em observação empírica de redução de custos (JUNGINGER et al., 2006), os cenários identificam, por meio das narrativas e decisões-chave, quais são as interações necessárias para, partindo disso, apresentar a redução empírica dos custos de determinada tecnologia pelas curvas de aprendizado.

Diante da apresentação das premissas gerais e dos condicionantes do cenário BC+I, portanto, resta entender os principais conceitos de curvas de aprendizado e os critérios para seleção dos parâmetros, que servem como base para mensurar os potenciais e custos de abatimento de emissões. Esses pontos são apresentados nas seções seguintes.

8.5.1 CURVA DE APRENDIZADO TECNOLÓGICO

O conceito de curva de progressão ou curva de aprendizado surgiu em 1936, quando o engenheiro T. P. Wright avaliou a produtividade na indústria aeronáutica estadunidense, observando a redução de homens-hora demandados na linha de montagem de um avião Boeing após cada unidade produzida (WRIGHT, 1936). Nesse trabalho pioneiro, Wright propôs que seu comportamento poderia ser representado pela Equação 35:

$$\text{Equação 35: } Y = A \times X^b$$

onde, Y é a quantidade de homens-hora necessários para fabricar X aeronaves; A é a quantidade de homens-hora para fabricar a primeira unidade; e b é a constante paramétrica negativa.

Em 1968, a ideia foi adaptada para redução de custos e passou a se denominar curva de experiência a partir da publicação de um estudo que correlacionava o preço médio unitário de 24 produtos industriais com sua produção acumulada (BOSTON CONSULTING GROUP, 1968).

Desde então, o conceito de redução de custos por aprendizagem tem sido utilizado para a descrição de observações empíricas nos mais diversos setores, tais como manufatura, produção naval, bens de consumo, tecnologias de geração de energia, tecnologia de combustíveis e demanda de energia, entre outros (YEH; RUBIN, 2010).

A representação gráfica mais frequente da curva de experiência é a **log-linear** (Figura 77), associando o decréscimo de custos ou preço (eixo vertical) com a produção acumulada (eixo horizontal).

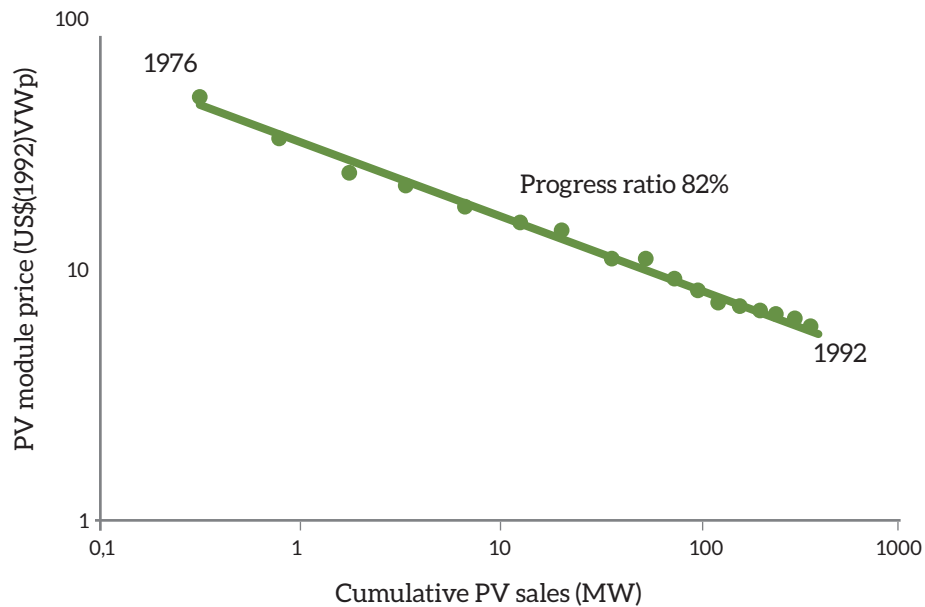


Figura 77 – Curva de Experiência para Módulos Fotovoltaicos – 1976 a 1992

Fonte: IEA, 2000

A razão de progressão (PR) mostrada na Figura 77 equivale a:

$$\text{Equação 36 : PR} = 2^{-b}$$

onde, b é a constante paramétrica negativa da equação.

Todavia, o coeficiente mais comumente analisado na literatura é a taxa de aprendizado (*learning rate* – LR), apresentada na equação a seguir:

$$\text{Equação 37 : LR} = 1 - \text{PR}$$

Retornando ao exemplo da Figura 77, entre 1976 e 1992, a taxa de progressão (PR) foi de 82%, o que significa que a taxa de aprendizado (LR) foi de 18%. Em outras palavras, cada vez que a produção de módulos fotovoltaicos duplicou naquele período, houve decréscimo médio de 18% no preço.

Melhorias no desempenho, produtividade e custo da tecnologia em relação à acumulação de experiência são identificadas como **learning-by-doing**. Porém, podem-se identificar diversas fragilidades na concepção e no emprego da curva de aprendizado, pois nem todos os fatores que compõem os custos da tecnologia são afetados pelo **learning-by-doing** (EUROPEAN COMMISSION, 2012).

Segundo Kahouli-Brahmi (2008), a redução de custos é composta por uma gama de parâmetros que inclui **learning-by-doing** (ARROW, 1962), **learning-by-researching** (COHEN; LEVINTHAL, 1989), **learning-by-using** (ROSENBERG, 1982), **learning-by-scaling** (SAHAL, 1985) e **learning-by-copying** (SAGAR; VAN DER ZWAAN, 2006). Desmembrar o impacto de cada fator, geralmente, não é uma tarefa trivial.

Portanto, em termos gerais, o uso de curvas de aprendizado para avaliar a evolução de determinada tecnologia traz uma série de incertezas que podem levar a uma conclusão equivocada do seu impacto na trajetória. Existe a necessidade de ferramentas complementares para analisar o contexto da projeção (EUROPEAN COMMISSION, 2012).

Para o segmento de geração de energia, em particular, são identificadas algumas fragilidades na utilização de curvas de aprendizado que poderiam levar a conclusões equivocadas caso não sejam observadas e ponderadas (YEH; RUBIN, 2010; RUBIN et al., 2013):

- Mudanças na legislação trabalhista (aumentando os direitos dos trabalhadores com o decorrer dos anos) tendem a aumentar o custo de produção;
- Mudanças na legislação ambiental, no sentido de torná-la mais restritiva, tendem a aumentar o custo de uma tecnologia (por exemplo, novas usinas nucleares e termelétricas a carvão);
- Inovações tecnológicas, cujo surgimento é imprevisível, tendem a alterar a dinâmica de redução de custos de uma fonte de energia;
- Mudanças na aceitação pública de uma fonte de energia podem acelerar ou diminuir seu ritmo de penetração na matriz energética, modificando a curva de experiência daquela tecnologia (por exemplo, energia eólica e solar);
- Não há qualquer garantia de que a taxa de aprendizado histórica continuará no mesmo patamar, seja no curto, médio ou longo prazo. Portanto, prever custos futuros nessas condições envolve incertezas;
- Tecnologias em estágio inicial registram taxas de aprendizado maiores que outras em estágio comercial pleno. É muito difícil prever quando uma inovação passará a uma fase madura, competitiva, o que necessitaria reduzir a taxa de aprendizado futura.

8.5.2 QUESTÕES PARA CONSTRUÇÃO DAS CURVAS DE APRENDIZADO

Para mitigar as incertezas mencionadas e construir as curvas de custo para o aproveitamento de resíduos no Brasil até 2050, em um cenário BC+I, é fundamental escolher parâmetros médios adequados, que devem ter ajuste satisfatório ao modelo matemático proposto, bem como representativos geográfica e temporalmente (IEA, 2000; JUNGINGER et al., 2006; RUBIN et al., 2013).

Após revisão bibliográfica, foi possível depreender que não existe uma única taxa de aprendizagem para cada fonte de energia. Ou seja, sempre que houver estudos estimando a curva de experiência em aproveitamento energético, é possível encontrar mais de uma taxa de aprendizagem.

A Figura 78 exemplifica esse argumento, apresentando diversos fatores de aprendizagem para projetos de energia eólica *onshore* na Europa, citados em quatro publicações. Os valores se situam na faixa entre 4% (na Dinamarca, entre 1982 e 1997) e 23% (na Espanha, no período 1990-1998). No estudo em questão, a mediana das taxas de aprendizado ficou em 12%, valor que, curiosamente, não foi observado em nenhum projeto.



Figura 78 – Fatores de Aprendizado (LR) para Energia Eólica Onshore na Europa

Fonte: RUBIN et al., 2013

Outro ponto relevante é avaliar o período de observação em cada caso. Um critério conservador consiste em descartar séries históricas com extensão inferior a dez anos. Isso pode evitar conclusões equivocadas a respeito da curva decrescente de custos, que poderia ser influenciada por diversos fatores conjunturais no curto prazo. Portanto, ao selecionar séries históricas mais longas, filtra-se o efeito de breves períodos de oscilação na variável desejada (custo).

Assim, é recomendável dar preferência a séries históricas mais recentes. Esse procedimento visa identificar de forma mais precisa o atual estágio de desenvolvimento de uma tecnologia, evitando que aproveitamentos energéticos atualmente em estágio comercial maduro ainda sejam considerados em fase inicial ou de inovação (que apresenta LR maior). Em outras palavras, um estudo analisando o período entre 2000 e 2010, por exemplo, é preferível a outro similar, que registre o comportamento nos anos de 1980 a 1990.

Também é recomendável atentar para a abrangência geográfica do estudo de caso. A precisão do indicador de acordo com a abordagem geográfica variará de acordo com a complexidade da tecnologia e questões similares ou não de proximidade⁶³ e questões institucionais.

Logo, esses critérios indicam a necessidade de avaliação das condições de contorno, podendo ser entendida como condições do determinado sistema de inovação e questões institucionais. Por fim, é imprescindível que haja um bom ajuste dos pontos reais à curva proposta, o que significa elevado coeficiente de determinação (R^2) na série histórica.

⁶³ Proximidade não somente geográfica, mas como em Boschma (2005), que define cinco dimensões de proximidade: geográfica, cognitiva, social, institucional e organizacional.

Considerando a escassez de informações na literatura a respeito do aproveitamento energético de resíduos, foi adotada a premissa de segregar os aproveitamentos energéticos apresentados no cenário BC+I em três categorias: tecnologias de biodigestão, tecnologias de incineração e tecnologias de uso final.

8.5.3 CURVAS DE APRENDIZADO TECNOLÓGICO PARA O CENÁRIO BC+I

As curvas que serão modeladas compreendem três conjuntos tecnológicos: tecnologias de processo de biodigestão e produção de biogás; tecnologias de uso final do biogás (geração elétrica e produção de biocombustível); tecnologias de incineração. Essa classificação atende todas as medidas de mitigação avaliadas no setor com possibilidade de desenvolvimento tecnológico.

Importante destacar que a maioria dos dados de análise de taxas de aprendizado é consequência de estudos empíricos, nos quais foram acessadas bases de dados de custos e capacidades. Esse fato faz com que grande parte das publicações que apresentam dados não avalie questões institucionais ou questões relativas à estrutura do sistema em que ocorreu o aprendizado tecnológico. Alguns casos, como o da biodigestão na Dinamarca, apresentam avaliações separadas, com dados empíricos avaliados em estudos como os realizados por Junginger et al. (2006), e questões sistêmicas investigadas por Raven e Geels (2010). Isso faz com que informações disponibilizadas neste relatório sejam limitadas em termos da seleção de taxas de aprendizado, pois, além dessas dificuldades, é necessária uma avaliação sistêmica da condição nacional. Por último, os valores utilizados nesse cenário compreendem não somente a tecnologia, mas o investimento total na planta, considerando todas as atividades.

8.5.3.1 TECNOLOGIAS DE BIODIGESTÃO

A Tabela 55 apresenta cinco análises de diferentes taxas de aprendizagem de biodigestores, todas realizadas na Dinamarca.

Tabela 55 – Taxa de Aprendizagem em Projetos de Biogás na Dinamarca

Período analisado	Taxa de aprendizagem (LR)	Coefficiente de determinação (R^2)	Variável dependente	Variável explicativa
1984-1991	15%	0,98	Custo de produção [\$/Nm ³]	Produção cumulativa de biogás [Nm ³ /dia]
1984-1997	24%	0,98	Custo de produção [\$/Nm ³]	Produção cumulativa de biogás [Nm ³ /dia]
1984-2002	12%	0,69	Custo de investimento [\$/m ³ .dia]	Capacidade cumulativa de digestão [m ³ /dia]
1988-1998	12%	Não disponível	Custo de investimento [\$/m ³ .dia]	Capacidade cumulativa de digestão [m ³ /dia]
1991-2001	0%	Não disponível	Custo de produção [\$/Nm ³]	Produção cumulativa de biogás [Nm ³ /dia]

Fonte: Adaptado de JUNGINGER, 2006; RUBIN et al., 2013

Seguindo os critérios de seleção explicados anteriormente, o melhor caso para tecnologias de biodigestão é o que apresenta R^2 igual a 0,69. Trata-se do patamar observado em 20 plantas de biodigestão na Dinamarca, entre 1984 e 2002 (série histórica maior e mais recente), tendo como variável dependente o custo de investimento, aspecto fundamental da curva de aprendizado.

A relativa falta de dados para tecnologias e empreendimentos de tratamento e aproveitamento energético de resíduos, conjugada com a escassez de análise que compreendam questões não meramente tecnológicas e de produção, induz que a seleção seja realizada de modo conservador.

Assim, a taxa de aprendizado adotada para tecnologias de biodigestão, no cenário BC+I, será de 12%. Como premissa geral, uniforme a todas as tecnologias, a taxa de aprendizado escolhida será assumida como constante até 2050.

8.5.3.2 TECNOLOGIAS DE INCINERAÇÃO

É pertinente assumir que as tecnologias de incineração já são maduras comercialmente. Ou seja, já atingiram um estágio de desenvolvimento no qual os custos de investimento caem mais lentamente (menor LR).

Alguns autores (SCHRATTENHOLZER; MCDONALD, 2001; GUMERMAN; MARNAY, 2004) afirmam que tecnologias maduras apresentam, historicamente, taxa de aprendizagem inferior a 10%. Como exemplos, são citados estudos sobre termelétricas a carvão pulverizado (LR = 6,5%) e turbinas a gás natural em ciclo combinado (LR = 3%), entre outros.

Nesse contexto, a única referência encontrada que aponta uma taxa de aprendizado para incineração de resíduos sólidos urbanos o fez para projetos futuros, em vez de avaliar aqueles atualmente em operação. O patamar proposto foi de 5% (GUMERMAN; MARNAY, 2004). Esse indicador será, novamente, considerado constante em todo o horizonte 2010-2050 para as tecnologias de incineração.

8.5.3.3 TECNOLOGIAS DE USO FINAL

O primeiro aproveitamento analisado nessa categoria é o uso veicular de biometano. Trata-se de uma fonte de energia oriunda do processo de beneficiamento do biogás, que, por sua vez, pode ser proveniente de resíduos sólidos urbanos, de estações de tratamento de esgotos ou, ainda, do manejo de resíduos pecuários.

Por questão de otimização logística, além da limitação de escopo setorial do corrente projeto, a equipe de gestão de resíduos avaliará apenas a síntese de biometano na proximidade de sítios de disposição e tratamento de RSU e de estações de tratamento de esgotos (ETE).

Assim sendo, o biometano produzido será integralmente demandado pela frota de caminhões de coleta de RSU, em substituição parcial ao óleo diesel, que atualmente é o principal combustível consumido.

A Agência Internacional de Energias Renováveis informa que o custo total de produção de biometano oriundo de RSU, em qualidade compatível com o consumo veicular, decresce 18% quando sua produção duplica (IRENA, 2013). Portanto, a taxa de aprendizado para o uso veicular de biometano, empregada no cenário BC+I, será de 18%, sendo fixa no horizonte temporal até 2050.

No caso da geração elétrica a biogás, estão incluídas diversas tecnologias, dentre as quais se destacam os ciclos combinados avançados a gás natural, com ou sem captura e armazenamento de carbono. Todas as tecnologias citadas são consideradas atualmente em estágio de maturidade comercial (EIA, 2013), situação em que se observam taxas de aprendizagem entre 0% e 10%. Nesse contexto, as melhores referências encontradas apresentam os seguintes valores para o indicador LR referente ao custo de investimento em usinas térmicas a biogás: 0% (FRAUNHOFER ISE, 2013), 3% (GUMERMAN; MARNAY, 2004) e 5% (HUBER et al., 2004). Dentre essas três publicações, optou-se pela taxa de aprendizado intermediária em razão de ser a mais abrangente nos quesitos tecnológico, temporal e geográfico. Assim, para a geração elétrica com biogás, foi escolhido LR = 3%.

8.5.4 RESULTADOS ORIUNDOS DO APRENDIZADO TECNOLÓGICO NAS TECNOLOGIAS DE BAIXO CARBONO DO SETOR

A difusão das tecnologias é entendida por meio da expansão de determinados tratamentos finais de resíduos. Ou seja, a difusão de biodigestores e sistemas de produção e uso de biometano é compreendida pela evolução da participação do conjunto para o tratamento final de resíduos. Logo, determinado custo de tratamento final é composto por custos de diferentes tecnologias, que têm dinâmicas de aprendizado não necessariamente iguais.

A relação entre difusão e aprendizado tecnológico também pode ser entendida como um processo de coevolução, ou seja, há um fator que influencia a evolução do outro. Empiricamente, o conceito de curvas de aprendizado depende da expansão da capacidade instalada (difusão) da tecnologia, e a difusão só ocorre quando atores e instituições passam por processos de aprendizado.

Assim, dado que o cenário aqui trabalhado é do tipo *backcasting* (ponto definido no futuro e um exercício de investigação de decisões necessárias) e seguindo as premissas do modelo de difusão de Rogers (2003),⁶⁴ inicialmente, foram definidas as participações de cada destinação final para, partindo disso, serem calculadas as curvas de redução de custos.

A seguir, são apresentados os dados de saída das curvas de aprendizado. Vale destacar que, para o caso da biodigestão, primeiro foi mensurado o aprendizado por parte da unidade de tratamento (biodigestão e uso do biogás) e, em seguida, foram calculadas as evoluções da planta agregada.

Inicialmente, é possível verificar que o aprendizado permitiria redução nos custos de unidades de incineração de aproximadamente 25% até 2050 (Figura 79). Impende destacar que essa variável permite antecipar a implementação da tecnologia em face da redução dos custos, alterando o custo marginal de abatimento da medida. Em particular, impacta os custos com investimento e operação e manutenção dos incineradores, avaliados para obtenção do CMA, conforme Equação 34.

Por sua vez, verifica-se grande potencial de redução de custos associado ao aprendizado na aplicação de unidades de biodigestão e sua difusão para produção de eletricidade e biometano (Figura 80).

⁶⁴ O modelo definido em Rogers (2003) é o modelo conhecido como Curva S, em que, primeiro, há adoção da tecnologia somente por inovadores; depois, por adotantes iniciais, adotantes majoritários iniciais, adotantes majoritários “finais”, adotantes atrasados.

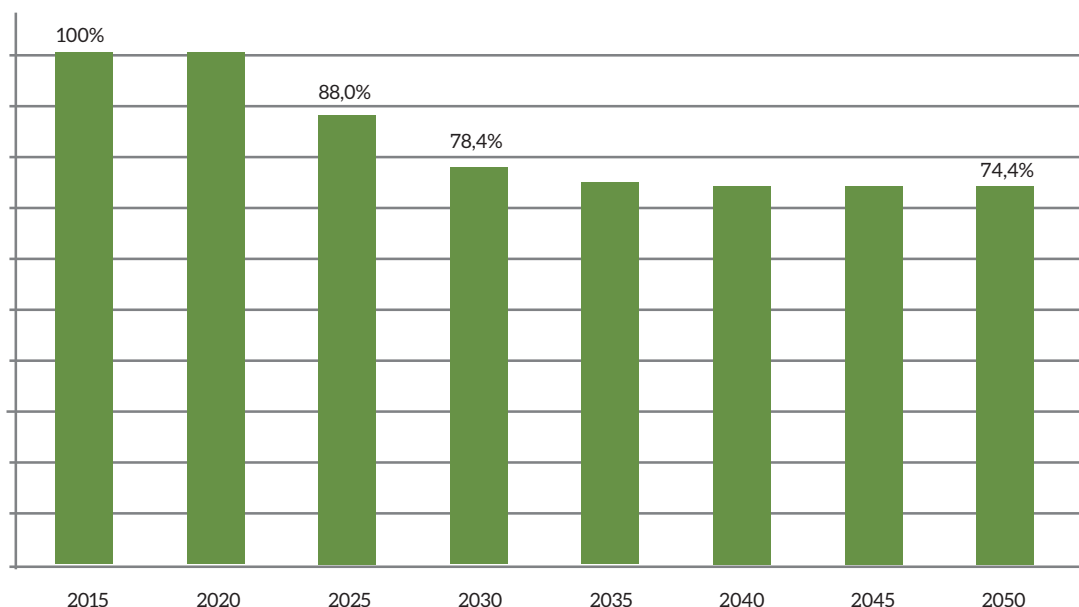


Figura 79 – Evolução dos Custos de Unidades de Incineração

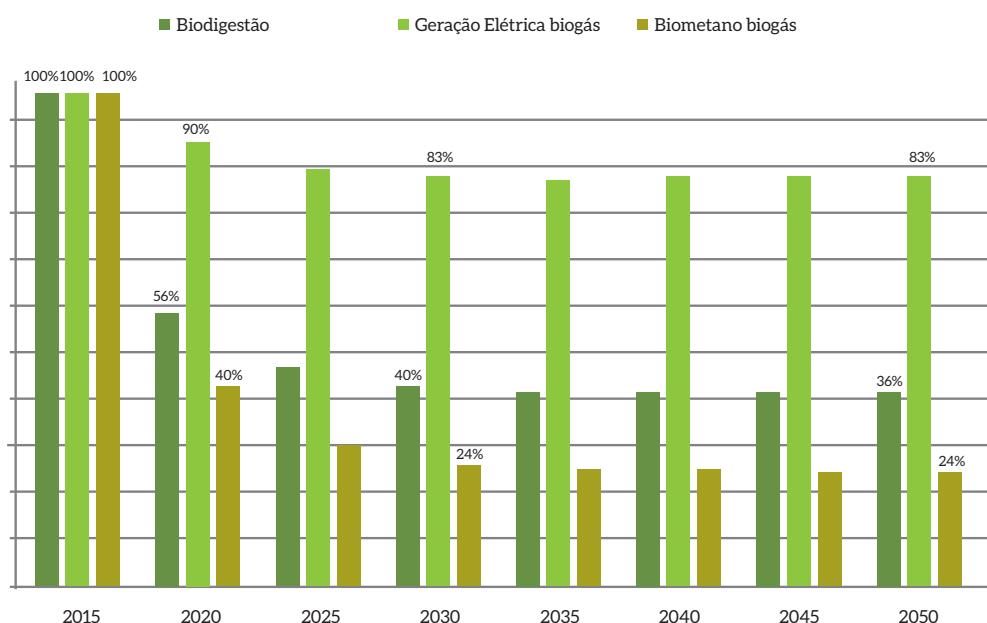


Figura 80 – Evolução dos Custos de Biodigestão Anaeróbica e Esquemas de Uso do Biogás

Em suma, a aplicação das taxas de aprendizado indica redução significativa dos custos no horizonte em face da difusão esperada sobre a matriz de tratamento apresentada anteriormente. Vale destacar que, dentro desses valores, não está contido somente o aprendizado da tecnologia específica, mas, sim, de todas as atividades necessárias para implementação de uma unidade de tratamento.

Os valores simulados para o biometano foram considerados na medida do setor de efluentes, recuperação do biogás e uso como biometano. Após os cálculos, foram calculadas as evoluções nos custos do empreendimento de biodigestão anaeróbica para geração de eletricidade e para produção e uso de biometano (Figura 81).

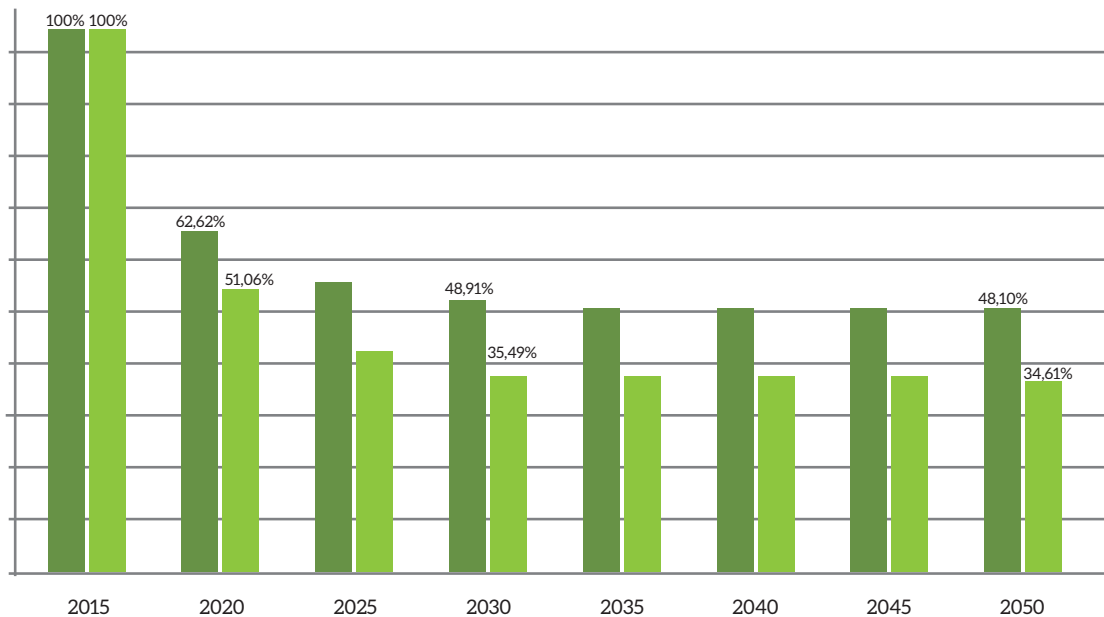


Figura 81 – Evolução dos Custos de Unidades de Biodigestão para Tratamento de RSU

Conclui-se, portanto, que a aprendizagem reduz o custo e promove maior legitimação, consequente difusão, das atividades de baixo carbono. Mais do que isso, tem influência sobre os potenciais e custos marginais de abatimento das medidas, conforme poderá ser constatado nas próximas subseções.

8.6 PROJEÇÃO DAS EMISSÕES DE GEE NO CENÁRIO DE BAIXO CARBONO COM INOVAÇÃO

Utilizando a mesma metodologia de cálculo dos cenários REF e BC e entendendo que as medidas de abatimento nesse cenário encontram maior difusão tecnológica, resultante de curvas de aprendizado que reduzem custos e aumentam potenciais de abatimento, inicialmente, tem-se, nas Tabelas 56 e 57, as emissões mitigadas por quinquênio e segmentos de RSU e efluentes.

Inicialmente, o cenário BC+I indica emissões de aproximadamente 85.000 GgCO₂e em 2050, o que representa redução de 4,5% em relação ao cenário BC (Figura 82). Pode-se ainda verificar, na Tabela 56, que o potencial de mitigação em 2050 seria de aproximadamente 88 milhões de toneladas de dióxido de carbono equivalente. Em relação ao cenário REF, as atividades de baixo carbono consideradas para

o setor permitiriam reduzir as emissões em 38% e 51%, respectivamente, em 2030 e 2050. Portanto, com relação ao cenário BC, o aprendizado tecnológico permitiria aumentar o potencial de mitigação, em 2050, em 3,5 milhões de tCO₂e. Por fim, verifica-se que o segmento de RSU contribuiria com cerca de 91% do potencial de mitigação em 2050, assim ampliando sua participação nas emissões totais reduzidas com relação ao cenário BC (Tabela 57).

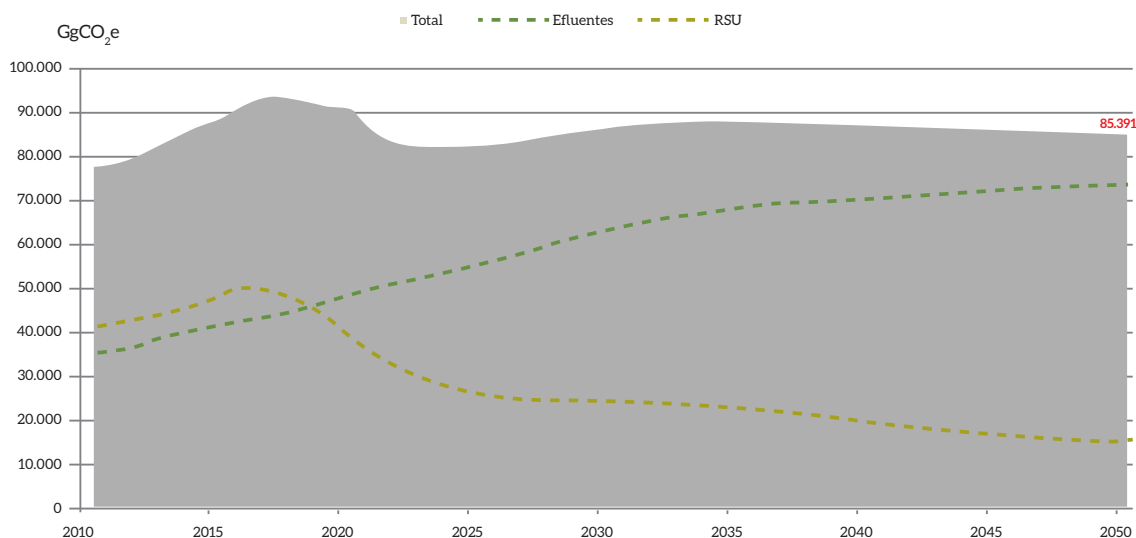


Figura 82 – Emissões no Cenário BC+I do Setor de Gestão de Resíduos

Fonte: Elaboração própria

Tabela 56 – Emissões Totais e Mitigadas do Setor de Gestão de Resíduos nos Cenários REF e BC+I

Emissões (GgCO ₂ e)	2020	2025	2030	2035	2040	2045	2050
Cenário REF	108.222	123.707	139.095	152.362	161.217	167.962	173.257
Cenário BC+I	91.165	82.421	86.591	87.685	86.292	85.782	85.391
Emissões mitigadas	17.057	41.286	52.504	64.677	74.925	82.180	87.866

Fonte: Elaboração própria

Tabela 57 – Emissões de GEE por Segmento do Setor de Gestão de Resíduos nos Cenários REF e BC+I

Segmento	2020	2025	2030	2035	2040	2045	2050
Emissões no Cenário REF (GgCO₂e)							
RSU	56.308	62.972	69.261	75.933	82.540	87.588	91.770
Efluentes	51.914	60.735	69.834	76.429	78.677	80.374	81.487
Emissões no Cenário BC+I (GgCO₂e)							
RSU	42.466	26.259	22.981	18.690	15.281	13.250	11.864
Efluentes	48.700	56.163	63.611	68.995	71.011	72.532	73.527
Mitigação por segmento (GgCO₂e)							
RSU	13.842	36.714	46.281	57.243	67.259	74.338	79.906
Efluentes	3.214	4.572	6.223	7.434	7.666	7.842	7.960
Total	17.056	41.286	52.504	64.677	74.925	82.180	87.866

Fonte: Elaboração própria

Com a implementação das medidas prevista para iniciar em 2017, o potencial acumulado de mitigação de emissões de GEE pelo setor, até 2050, seria de aproximadamente 1,94 bilhão de tCO₂e, ou seja, cerca de 4% superior ao mensurado no cenário BC (Figura 83). Do mesmo modo que naquele cenário, o segmento de RSU seria o principal em termos de mitigação de emissões. Deve-se destacar que, embora se tenha trabalhado no cenário BC+I com maior difusão do aproveitamento energético do biogás, não foi verificada mudança na tendência da curva de emissões do segmento de RSU.

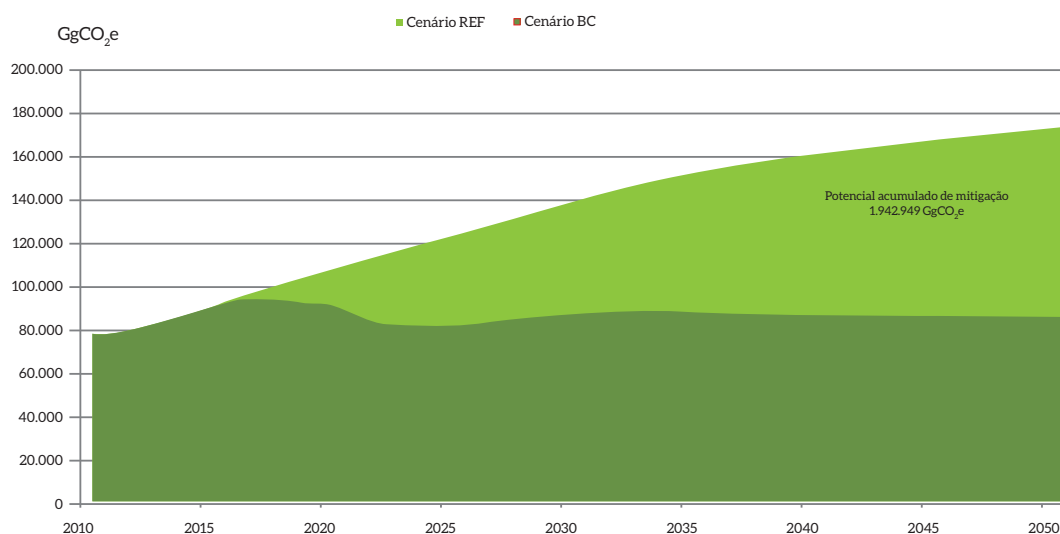


Figura 83 – Emissões e Potencial Acumulado de Mitigação do Cenário BC+I em Relação ao Cenário REF do Setor de Gestão de Resíduos

Fonte: Elaboração própria

Tabela 58 – Potencial Acumulado de Atividades de Mitigação de Emissões de GEE por Quinquênio (GgCO₂e)

Medidas	2020	2025	2030	2035	2040	2045	2050
Degradação de biogás de aterro com flare	29.476	140.340	211.825	247.138	275.703	305.888	338.406
Aproveitamento de biogás em aterro para geração elétrica	212	7.556	34.587	77.347	130.528	190.638	255.876
Aproveitamento de biogás de aterro para produção de biometano	0	11.083	52.150	117.330	198.385	289.839	388.927
Difusão da biodigestão de RSU para produção de eletricidade	328	6.520	25.496	56.264	95.253	139.541	187.684
Difusão da biodigestão de RSU para produção de biometano	554	14.085	55.352	121.843	205.713	300.771	403.978
Compostagem da fração orgânica de RSU	126	4.167	16.959	38.540	66.668	99.029	134.458
Incineração de RSU com aproveitamento energético	0	116	946	3.537	7.631	12.503	17.865
Aproveitamento de biogás de ETE para geração de eletricidade	16.010	36.021	63.739	99.396	137.283	176.165	215.755
Total do setor	46.707	219.887	461.054	761.395	1.117.163	1.514.374	1.942.949
Aproveitamento energético de resíduos da agropecuária	1.707	5.516	16.445	43.641	95.749	169.978	259.365

Avaliando as atividades de baixo carbono por segmento (Tabela 58), pode-se constatar que as medidas de mitigação em aterros seriam responsáveis por 81% do potencial de mitigação no setor. Comparativamente ao cenário BC, ocorreu incremento de 2% na representatividade dessas medidas perante o potencial técnico total de abatimento de emissões. Conclui-se, portanto, que a aprendizagem tecnológica é maior nesse segmento. Adicionalmente, foram expostos os potenciais de mitigação de emissões relacionados à recuperação de resíduos da agropecuária, os quais serão informados ao setor de Afolu para fins de contabilização no respectivo cenário BC.

8.7 CUSTOS E POTENCIAL DE ABATIMENTO DAS EMISSÕES DAS MEDIDAS SETORIAIS DE BAIXO CARBONO PERANTE O APRENDIZADO TECNOLÓGICO

Na seção anterior, foi avaliado o potencial técnico das medidas que poderiam ser implementadas pelo setor de gestão de resíduos para reduzir emissões de GEE. Em um contexto de aprendizado tecnológico, deve-se esperar que esse potencial seja maior e que os custos de abatimento sejam marginalmente menores, com relação ao cenário BC. Logo, objetiva-se mensurar os CMA e as CCMA com taxas de desconto de 14% e 8% ao ano, relativos ao cenário BC+I.

A partir da análise da Tabela 59 e da Figura 84, verifica-se que aproximadamente 65% do potencial de abatimento se dariam sem qualquer incentivo econômico, à exceção da disponibilidade de crédito para o financiamento do custo de capital das medidas. Mais do que isso, verifica-se que grande parte do potencial de mitigação remanescente se viabilizaria mediante valores de carbono próximos de zero. Ademais, é possível constatar que haveria ganhos econômicos de aproximadamente US\$ 870 milhões, no período, associados à redução de 1,94 bilhão de tCO₂e nas emissões. Fruto de oportunidades de aprendizado tecnológico, as medidas de compostagem, difusão da biodigestão de RSU para produção de biometano e eletricidade apresentaram o maior incremento no potencial de abatimento com relação do cenário BC, qual seja, de 319%, 463% e 534%, respectivamente.

Em suma, é perceptível que o aprendizado tecnológico converteu-se, comparativamente ao cenário BC, em ganhos no potencial de mitigação e redução nos custos marginais de abatimento de emissões de GEE.

Tabela 59 – Potenciais e Custos de Abatimento das Atividades de Baixo Carbono com Taxa de Desconto de Mercado

Medidas (Identificação na CCMA)	Potencial de abatimento (GgCO ₂ e)	CMA à Taxa de 14% a.a. (US\$/tCO ₂ e)	Custo Total (US\$ milhões)
Aproveitamento de biogás em aterro para geração elétrica (1)	255.876	-1,71	-361,8
Aproveitamento de biogás em aterro para produção de biometano (2)	388.927	-1,13	-439,5
Difusão da biodigestão de RSU para produção de biometano (3)	403.978	-0,98	-394,7
Aproveitamento de biogás de ETE para geração de eletricidade (4)	215.755	-0,12	-25,7
Degradação de biogás de aterro com flare (5)	338.406	0,02	6,7
Difusão da biodigestão de RSU para produção de eletricidade (6)	187.684	0,03	6,3
Compostagem da fração orgânica de RSU (7)	134.458	1,05	141,6
Incineração de RSU com aproveitamento energético (8)	17.865	11,05	197,4
Total	1.942.949	–	-869,7
Aproveitamento energético de resíduos da agropecuária	259.365	1,42	368,3

Fonte: Elaboração própria

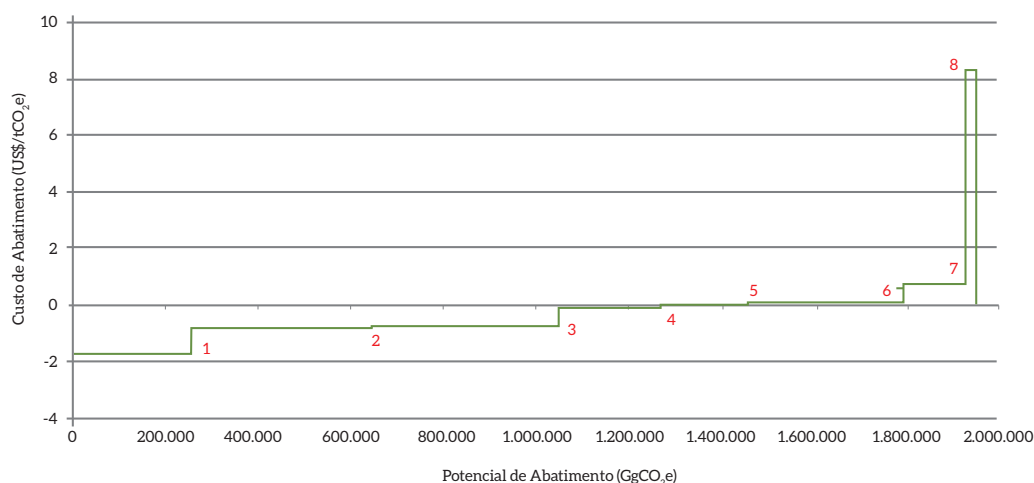


Figura 84 – Curva de Custos Marginais de Abatimento com Taxa de Desconto de 14% ao Ano

Para o caso de taxa de desconto social de 8% ao ano (Tabela 60 e Figura 85), verifica-se mesmo potencial de abatimento e pequena variação nos custos de abatimento. Ademais, a variação da taxa de desconto pouco influencia os resultados, o que decorre da relevância dos custos operacionais perante os custos de capital das medidas. As medidas mais atrativas seriam o aproveitamento de biogás em aterro para a geração elétrica e produção de biometano. Com relação à ótica privada de custo de oportunidade do capital, haveria ampliação do benefício econômico associado à adoção do conjunto de medidas de baixo carbono, o qual seria de US\$ 912 milhões até 2050.

Tabela 60 – Potenciais e Custos de Abatimento das Atividades de Baixo Carbono com Taxa de Desconto Social

Medidas (Identificação na CCMA)	Potencial de abatimento (GgCO ₂ e)	CMA à Taxa de 8% a.a. (US\$/tCO ₂ e)	Custo Total (US\$ milhões)
Aproveitamento de biogás em aterro para geração elétrica (1)	255.876	-1,75	-447,3
Aproveitamento de biogás em aterro para produção de biometano (2)	388.927	-0,92	-356,9
Difusão da biodigestão de RSU para produção de biometano (3)	403.978	-0,8	-321,9
Aproveitamento de biogás de ETE para geração de eletricidade (4)	215.755	-0,16	-33,6
Degradação de biogás de aterro com flare (5)	338.406	0,01	2,9
Difusão da biodigestão de RSU para produção de eletricidade (6)	187.684	0,01	1,8
Compostagem da fração orgânica de RSU (7)	134.458	0,71	95,4
Incineração de RSU com aproveitamento energético (8)	17.865	8,27	147,7
Total	1.942.949	–	-911,9
Aproveitamento energético de resíduos da agropecuária	259.365	0,9	233,4

Fonte: Elaboração própria

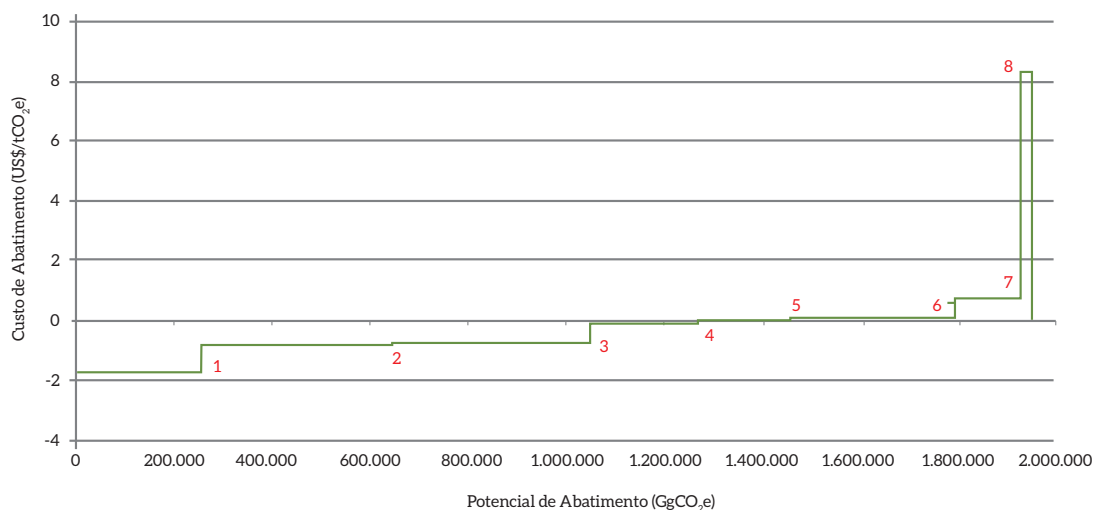


Figura 85 – Curva de Custos Marginais de Abatimento com Taxa de Desconto de 8% ao Ano

No cenário BC+I, há mudança significativa em relação aos outros dois cenários, qual seja, a redução da dependência do aterro para tratamento dos RSU. A reciclagem atinge altos níveis no final do período, cerca de 40%, e a matéria orgânica é tratada praticamente em sua totalidade por esquemas mecânico-biológicos. A incineração continua somente em nichos específicos.

Finalmente, ao se compararem os cenários BC e BC+I em relação ao REF, é possível perceber, de acordo com a Figura 86, que, apesar da destinação bastante limitada a aterros e do uso do biogás de efluentes em substituição a combustíveis, a evolução anual não é muito diferente. No início, a menor mitigação no cenário BC+I indica que os efeitos do aprendizado tecnológico se dão em médio e longo prazo.

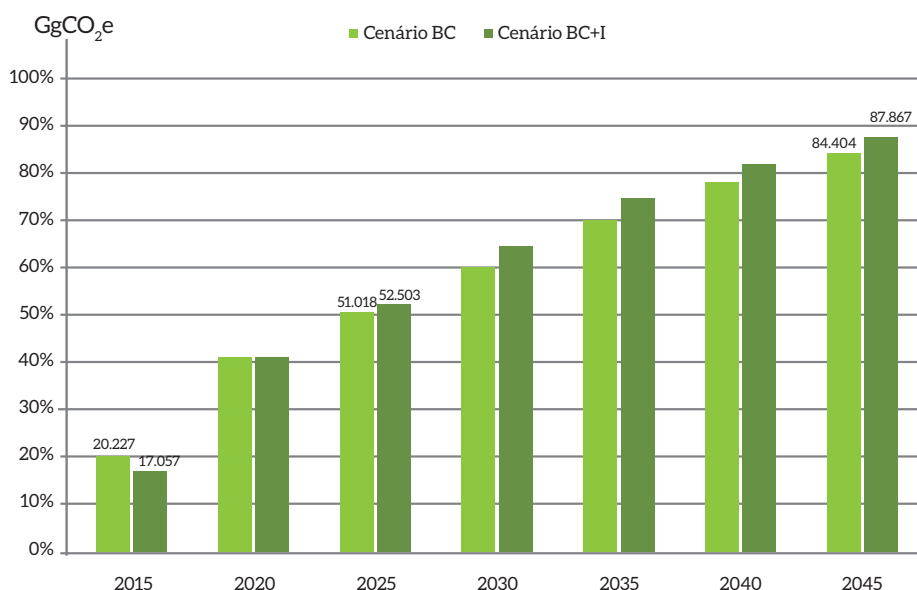


Figura 86 – Evolução Quinquenal da Mitigação de Emissões por Cenário

Finalmente, a Figura 87 apresenta o potencial total de mitigação de emissões no período para os cenários BC e BC+I em relação ao cenário REF. O cenário de BC+I apresenta mitigação 4,3% maior, com custo médio de mitigação cerca de 63% menor. Essa diferença é consequência do aprendizado tecnológico, que leva a alteração na dinâmica do potencial e custos das medidas de baixo carbono aplicáveis para o setor de gestão de resíduos.

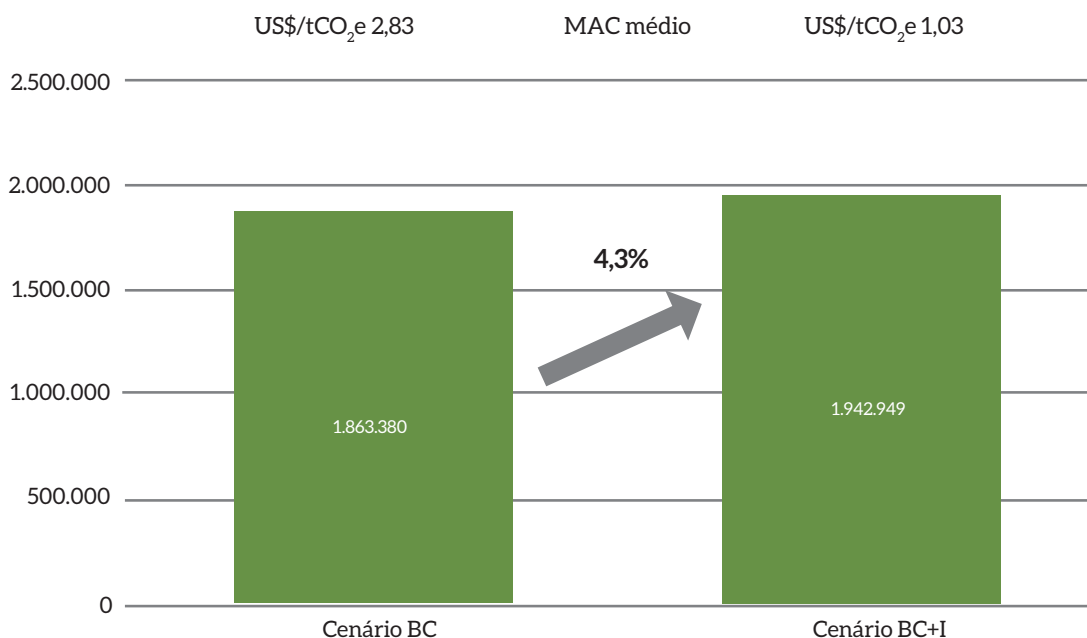


Figura 87 – Comparação do Potencial e Custo Médio de Mitigação de Emissões entre os Cenários BC e BC+I

Deve-se destacar que se trata de uma visão setorial, a qual desconsidera a possível não aditividade das medidas. Por esse motivo, conforme já mencionado, tende a sobre e subestimar, respectivamente, o potencial e os custos de redução de emissões de GEE para o setor de gestão de resíduos.

Ainda assim, as estimativas claramente indicam a existência de oportunidades econômicas associadas à adoção das atividades de baixo carbono pelo setor, que, por não fazerem parte do cenário tendencial, parecem apontar para a existência de possíveis barreiras não econômicas que têm impedito a adoção das medidas. Nos próximos capítulos, serão descritas, no nível de cada atividade de baixo carbono, as barreiras e propostas de instrumentos de política pública para superá-las.



Proposição de instrumentos de política pública para a adoção de cenários de baixo carbono pelo setor de gestão de resíduos

Parte

3

O desenvolvimento de medidas de mitigação de emissões de GEE, no setor de resíduos, passa necessariamente pela elaboração de uma série de decisões-chave, estruturas e atividades essenciais tomadas e estabelecidas por diferentes agentes. Contudo, diversas dificuldades são encontradas em cada uma das fases de elaboração dessas medidas.

O entendimento de quais são esses fatores-chave e os entraves, assim como sobre responsabilidades e principais atividades que devem ser estabelecidas, são passos necessários para a elaboração de instrumentos de política pública que objetivem a redução de emissões de GEE pelo setor.

A primeira justificativa para a adoção de instrumentos é consequência do entendimento de que barreiras e entraves ao desenvolvimento das medidas de abatimento são falhas de mercados⁶⁵ e, assim, os estados devem agir para corrigi-las. Outra abordagem, consequência de entendimento de que o mercado não atua sozinho, é o entendimento do problema de maneira sistêmica e de que esses entraves são problemas em alguns processos fundamentais desse sistema,⁶⁶ conhecidos como falhas sistêmicas.

Dada a natureza transversal das políticas de clima, ações de políticas públicas para medidas de abatimento e questões de mudanças climáticas utilizam diversos instrumentos e são tomadas em diferentes áreas. Entre os instrumentos, são utilizados desde os tradicionais de comando e controle e econômicos até os de coordenação e atuação em redes.

A maneira de elaborar e especificar instrumentos de política pública, com definição de todos os passos necessários, depende de alguns fatores, como: tipo de problema; objetivos; agentes envolvidos; recursos necessários e disponíveis; entre outros. Uma vez que os problemas encontrados no setor são de alta complexidade, é necessário que a elaboração de políticas seja coerente com a complexidade do problema.

A análise dos potenciais e custos de abatimento de emissões de GEE empreendida junto aos cenários BC e BC+I revelou que o setor de gestão de resíduos poderia contribuir com redução acumulada de emissões, até 2050, de 1,86 a 1,94 bilhão de tCO₂e. Em termos relativos, seria possível apresentar emissões de GEE entre 49% e 51% menores, em 2050, comparativamente ao cenário REF.

Interessantemente, grande parte das medidas apresenta custos marginais de abatimento negativos ou próximos de nulos, o que revela sua viabilidade técnico-econômica no horizonte de análise deste estudo. Ademais, segundo taxas de desconto de 8% ao ano nos cenários BC e BC+I e de 14% ao ano no cenário BC+I, haveria benefício econômico decorrente da implementação do conjunto de atividades de baixo carbono pelo setor (Tabelas 61 e 62).

⁶⁵ Falhas de mercado como definido por OCDE (2020) – (<https://stats.oecd.org/glossary/detail.asp?ID=3254>) – são situações em que o mercado não consegue gerar uma saída segundo a ótica de eficiência de Pareto, o que gera externalidades.

⁶⁶ Essa abordagem é muito utilizada para questões de inovação tecnológica, como mostrado em <http://www.innovation-system.net/wp-content/uploads/2013/03/UU_02rapport_Technological_Innovation_System_Analysis.pdf>.

Tabela 61 – Potenciais e Custos de Abatimento no Cenário BC

Medida	Custo à Taxa de Desconto de 8% a.a. (US\$/tCO ₂)	Custo à Taxa de Desconto de 14% a.a. (US\$/tCO ₂)	Potencial de Abatimento (GgCO ₂ e)	Custo Total à Taxa de Desconto de 8% a.a. (US\$ milhões)	Custo Total à Taxa de Desconto de 14% a.a. (US\$ milhões)
Compostagem da fração orgânica de RSU	-4,29	-3,28	42.038	-180,5	-137,8
Aproveitamento de biogás de aterro para geração elétrica	-0,66	-0,53	277.724	-184,6	-146,7
Aproveitamento de biogás em aterro para produção de biometano	-0,48	-0,35	340.556	-164,2	-117,5
Degradação de biogás de aterro com flare	0,12	0,17	860.272	107,5	148,8
Difusão da biodigestão de RSU para produção de biometano	0,37	0,45	87.477	32,5	39,5
Aproveitamento de biogás de ETE para geração de eletricidade	0,53	0,69	206.282	109,6	141,7
Difusão da biodigestão de RSU para produção de eletricidade	1,23	1,83	35.758	44,1	65,6
Incineração de RSU com aproveitamento energético	15,48	23,61	13.274	205,5	313,4
Total			1.863.380	-30,2	307,1

Tabela 62 – Potenciais e Custos de Abatimento no Cenário BC+I

Medida	Custo à Taxa de Desconto de 8% a.a. (US\$/tCO ₂)	Custo à Taxa de Desconto de 14% a.a. (US\$/tCO ₂)	Potencial de Abatimento (GgCO ₂ e)	Custo Total à Taxa de Desconto de 8% a.a. (US\$ milhões)	Custo Total à Taxa de Desconto de 14% a.a. (US\$ milhões)
Aproveitamento de biogás de aterro para geração elétrica	-1,75	-1,71	255.876	-447,3	-361,8
Aproveitamento de biogás em aterro para produção de biometano	-0,92	-1,13	388.927	-356,9	-439,5
Difusão da biodigestão de RSU para produção de biometano	-0,80	-0,98	403.978	-321,9	-394,7
Aproveitamento de biogás de ETE para geração de eletricidade	-0,16	-0,12	215.755	-33,6	-25,7
Degradação de biogás de aterro com flare	0,01	0,02	338.406	2,9	6,7
Difusão da biodigestão de RSU para produção de eletricidade	0,01	0,03	187.684	1,8	6,3
Compostagem da fração orgânica de RSU	0,71	1,05	134.458	95,4	141,6
Incineração de RSU com aproveitamento energético	8,27	11,05	17.865	147,7	197,4
Total			1.942.949	-911,9	-869,7

Ainda que tenham viabilidade técnico-econômica, as medidas não fazem parte do cenário tendencial do setor. Isso demonstra que existem barreiras para implementação, as quais merecem ser avaliadas detalhadamente. Por um lado, os custos refletem os investimentos necessários para a implementação do projeto (capital) e sua operação e manutenção (O&M). Por outro lado, os benefícios tratam do retorno associado à medida ao longo da sua vida útil. Por exemplo, abrangem a despesa evitada com a aquisição de combustíveis fósseis e a receita obtida com a potencial venda de eletricidade oriunda do aproveitamento energético do biometano.

Em suma, a viabilidade aponta para a geração de receitas superiores ao longo da vida útil das atividades de baixo carbono. Entretanto, isso não indica que o volume de investimentos das medidas seja irrelevante, o que exige o acesso a linhas de crédito para sua implementação. Mais do que isso, demanda que os empreendedores sejam capazes de elaborar estudos de viabilidade técnico-econômica para acessar financiamento, aspecto que, muitas vezes, pode se tornar uma barreira à adoção das atividades de baixo carbono.

Esses fatores exigem a formulação de instrumentos de política pública para remover barreiras à adoção das medidas, o que potencializaria a eficácia de políticas de mitigação de emissões de GEE junto ao setor de gestão de resíduos. Ademais, as medidas podem gerar cobenefícios e potenciais efeitos adversos que não foram captados pelos CMA, os quais podem ser derivados e/ou impactarem as atividades de baixo carbono. Esse é o caso, por exemplo, dos efeitos positivos da redução nas emissões de poluentes, derivados das medidas, sobre a saúde humana e dos impactos adversos do tratamento de compostos do biogás sobre a disponibilidade hídrica.

Para mapear esses aspectos, com o objetivo de fornecer elementos para que os formuladores de política pública possam implementar, efetivamente, políticas de baixo carbono para o setor, serão discutidos os seguintes tópicos nesta parte do relatório: i) barreiras, cobenefícios e efeitos adversos do desenvolvimento das medidas de baixo carbono no setor; ii) instrumentos de política pública potencializadores da adoção das atividades de baixo carbono; e iii) síntese da proposta de instrumentos de política pública para a implementação dos cenários de baixo carbono no setor.



Barreiras, cobenefícios e efeitos adversos da adoção das medidas de baixo carbono

Capítulo

9

9 BARREIRAS, COBENEFÍCIOS E EFEITOS ADVERSOS DA ADOÇÃO DAS MEDIDAS DE BAIXO CARBONO

Classicamente, entraves e benefícios ao/do progresso de medidas de desenvolvimento sustentável⁶⁷ em cenários são trabalhados pela identificação de barreiras e cobenefícios que impedem e/ou potencializam difusão maior ou mais rápida da medida. Esse levantamento se mostra bastante relevante e pode ser feito de diversas maneiras, desde consultas diretas aos atores setoriais até pesquisa bibliográfica. Neste trabalho, realizaram-se pesquisa bibliográfica e consulta a especialistas do setor.

Ainda no que tange às barreiras, outras possibilidades de tratamento dessas informações podem ser consideradas: sem ou com interação entre elas, como parte de um problema complexo ou como produtos de um processo de interação e coevolução.

A seguir, apresenta-se a tipologia utilizada para identificação e classificação das barreiras e cobenefícios que serão avaliados para as atividades de baixo carbono aplicáveis ao setor de resíduos.

Quadro 9 – Tipos e Descrição das Principais Barreiras e Cobenefícios

Tipos de Barreiras	Descrição
Técnicas	Referem-se à disponibilidade, acessibilidade e adaptação da tecnologia (<i>lock-in</i> tecnológico), considerando seu nível de desenvolvimento.
Econômicas	Tratam da disponibilidade e acessibilidade de recursos financeiros, assim como custo de abatimento das medidas.
Mercadológicas	Relacionam-se à disponibilidade de serviços e produtos, competitividade no mercado e questões estruturais do mercado.
Institucionais	Consideram o aparato legal e regulatório que afetam, direta e/ou indiretamente, o setor (<i>hard institutions</i>).
Capacitação e culturais	Referem-se aos entraves devido a capacitação técnica, valores e aceitação social, crenças e práticas culturais (<i>soft institutions</i>).
Tipos de Cobenefícios	Descrição
Econômicos	Tratam da redução da dependência de petróleo; geração de renda; redução de custos operacionais (combustíveis); aumento nas receitas (venda de energéticos).
Energéticos	Referem-se à segurança energética e diversificação da matriz energética.
Sociais	Tratam da geração de emprego, benefícios à saúde pública em face da redução na emissão de poluentes e desenvolvimento local.
Ambientais	Abrangem os benefícios ao meio ambiente em virtude da redução na emissão de poluentes e do tratamento dos efluentes.

⁶⁷ Medidas de abatimento de emissões de GEE podem ser entendidas como medidas de desenvolvimento sustentável.

Dado que o importante é entender as principais dificuldades no desenvolvimento e difusão das medidas de abatimento de emissões de GEE pelo setor, a seguir, as barreiras identificadas serão apresentadas segundo as atividades de baixo carbono considerados nos cenários BC e BC+I. Mais do que isso, serão descritos os potenciais cobenefícios e efeitos adversos advindos da sua implantação. Por fim, em face do nível de interação entre as barreiras, serão avaliadas a partir de uma perspectiva sistêmica.

9.1 DEGRADAÇÃO DE BIOGÁS DE ATERRO SANITÁRIO COM FLARE

O desenvolvimento de aterros que contenham sistemas de recuperação e degradação do biogás por meio de queima em *flare* apresenta poucas barreiras técnicas. Os queimadores estão disponíveis e acessíveis, sendo que o desafio reside na adaptação de aterros já existentes, cuja avaliação tende a ser caso a caso.

Em termos de barreiras econômicas, essa medida também não apresenta grande relevância devido ao investimento adicional em aterro ser relativamente baixo, quando comparado a outras medidas de mitigação. Esse aspecto acaba se refletindo em custos marginais de abatimento praticamente nulos. Raramente pode apresentar barreira de acesso ao capital. Essa restrição de acesso ao capital pode decorrer da inexistência de linhas de crédito próprias para aterros no Brasil e/ou dos custos de transação para obtenção de financiamento. Em geral, são exigidos estudos de viabilidade técnico-econômica (EVTE) e documentação para análise do risco do investimento, que apresentam custo que pode ser proibitivo aos agentes do setor, o que inviabiliza a instalação da tecnologia.

As principais barreiras para adoção dessa medida de abatimento são mercadológicas e institucionais. Isso é consequência da necessidade de implementação de arranjos regulatórios e comerciais e da assimetria de informações relativas aos instrumentos de crédito para financiamento de tecnologias de baixo carbono. A gestão é responsabilidade dos governos locais, sendo que as licitações para adoção de aterros com queima do biogás em *flare* geralmente levam em consideração apenas a questão do menor custo, o que exclui critérios e obrigаторiedades importantes, como a avaliação da eficiência do empreendimento, questões relativas às emissões de GEE, entre outras, que justificariam a adoção da medida.

Ademais, podem ser citadas barreiras de capacitação e culturais. Os gestores do setor, frequentemente, não conseguem acessar crédito pela dificuldade em elaborar o EVTE necessário para comprovar a economicidade do empreendimento. Em nível cultural, uma barreira é a legitimação de práticas de mercado no que tange à aceitação de queimadores de baixa eficiência.

No que concerne aos cobenefícios, a adoção dessa medida implica a redução da emissão de poluentes, assim como a geração de emprego e renda associados à implementação dos aterros com a tecnologia de *flare*. Por outro lado, tem-se como efeito adverso a receita evitada advinda da não valorização do biogás, que podia ser obtida por meio da instalação de unidades de geração elétrica.

9.2 APROVEITAMENTO DO BIOGÁS EM ATERRO PARA GERAÇÃO ELÉTRICA

A difusão dessa medida de abatimento não apresenta barreiras técnicas, assim como verificado na medida anterior, pois o sistema de captura do biogás é o mesmo para a queima em *flare*. A atividade ainda apresenta sistemas de tratamento e limpeza do biogás e sistemas de geração de eletricidade, ambos desenvolvidos tecnologicamente e acessíveis.

Uma barreira econômica importante se dá na parte de comercialização da energia, que apresenta significativos custos de transação para os agentes que atuam no setor de gestão de resíduos. A medida apresenta custos de investimentos mais elevados que a anterior, que resulta em maior necessidade de acesso a crédito, conseqüentemente, apresenta barreira de capital. Outra barreira diz respeito à necessidade de importação de alguns equipamentos. Esses bens, frequentemente, implicam taxas de importação, o que causa elevação no custo de capital.

Nesse ponto, as primeiras barreiras de mercado são percebidas. Apesar da acessibilidade à tecnologia de limpeza do biogás e de geração de eletricidade, conforme mencionado, alguns equipamentos não apresentam disponibilidade no mercado nacional. Mais do que isso, existem poucos ofertantes, o que encarece a tecnologia e dificulta sua disseminação. Questões de interconexão com a rede, autorizações e procedimentos para a comercialização da energia elétrica podem ser uma importante barreira, assim como baixo desenvolvimento da cadeia de suprimentos e serviços relacionados às tecnologias. Essas barreiras econômicas e de mercado resultam em baixa competitividade da eletricidade gerada em aterros a partir do biogás. Ademais, pode ser percebida uma grande assimetria e/ou falta de informação dos tomadores de decisão, em particular governos locais, relacionada à possibilidade do aproveitamento energético do biogás. Muitas vezes, ainda que a tecnologia seja conhecida, os tomadores de decisão não reconhecem a existência de nichos que tornem a eletricidade competitiva, por isso tornam-se resistentes à implementação da atividade. Finalmente, também é percebida uma dificuldade na elaboração de EVTE com vistas a acessar linhas de crédito para implementação das unidades.

Inadequação dos arranjos comerciais, baixa legitimação da prática entre os agentes e falta de instrumentos regulatórios também se apresentam como barreiras institucionais e culturais. Em particular, podem-se destacar entraves no arcabouço regulatório do setor elétrico, os quais impossibilitam a comercialização da energia gerada a partir do biogás.

Quanto aos cobenefícios, o aproveitamento energético do biogás resulta na redução da dependência do petróleo e dos custos operacionais, visto que alguns empreendimentos poderiam diminuir a aquisição de eletricidade do *grid*. Mais do que isso, a atividade promoveria a segurança e diversificação da matriz energética, além de benefícios sociais e ambientais, tais como a geração de emprego e renda, associados à implementação dos empreendimentos, e a redução da emissão de poluentes em virtude da não disposição do RSU e/ou queima em *flare*.

Por outro lado, podem-se mencionar efeitos adversos que mereceriam ser mensurados, quais sejam: penalidade energética e aumento da demanda de água decorrentes da purificação e limpeza do biogás, respectivamente.

9.3 APROVEITAMENTO DO BIOGÁS EM ATERRO PARA PRODUÇÃO DE BIOMETANO

Essa medida apresenta condições bastante similares às duas anteriores, uma vez que também é uma degradação de biogás de aterro. Logo, as barreiras institucionais sobre governança e formas de contratação, assim como dificuldades na elaboração dos EVTE, assimetrias de informação e falta de competitividade do produto gerado (biometano) também são percebidas para essa medida.

Contudo, essa medida apresenta barreiras adicionais, que as outras não apresentam, dado seu caráter mais inovador e/ou a intensificação de entraves anteriormente destacados. Os sistemas de purificação de biogás para biometano se constituem de tecnologia desenvolvida e acessível, porém, mais que no caso anterior, ainda não há mercado interno desenvolvido, o que leva a uma necessidade maior de importação, verificando-se internacionalmente alto poder de mercado associado à existência de poucos ofertantes. Ademais, inexistência de uma cadeia de suprimento para a produção de biometano, o que acarreta maiores custos de capital (Capex) dessa medida, comparativamente às anteriores.

No uso final do biometano, motores duais diesel-gás ainda precisam de ganho de escala e de adaptação às frotas brasileiras, o que indica a necessidade de um tempo de maturação da tecnologia. No âmbito institucional, existe um ponto que não apresenta consenso entre os agentes: responsabilidade pelo monitoramento da quantidade de siloxanos. Apesar de ser impeditivo do ponto de vista técnico, uma vez que causa danos à vida útil do sistema que o utiliza, há métodos de medição e limites aceitos na Europa e nos EUA desconsiderados pela ANP em sua resolução sobre as especificações do biometano. Naquela, é restringido o biometano oriundo de RSU e efluentes para a injeção na rede de gás e comercialização no varejo. Esse aspecto gera incertezas aos investidores potenciais e aos consumidores, o que inibe a aplicação da atividade no setor. Outro ponto de entrave regulatório ao biometano é referente à sua distribuição e comercialização. Ainda há lacunas regulatórias sobre obrigatoriedades e direitos que geram resistências ao desenvolvimento de mercado e falta de alinhamento entre agentes.

Quanto ao aspecto cultural, dado que o biometano é um combustível novo, há desconfiança de motoristas e operadores logísticos associada à confiabilidade e qualidade na sua utilização. Isso leva a uma intensificação da barreira de mercado associada à competitividade do combustível. Ademais, também é perceptível uma baixa legitimação da prática entre os agentes.

Os cobenefícios dessa medida vão desde a diminuição do uso de combustíveis fósseis e consequentes benefícios em termos de diminuição da poluição local e diversificação da matriz energética até o desenvolvimento de novas tecnologias para tratamento e uso do biometano. Mais do que isso, ganhos em termos de saúde pública, decorrentes do manejo adequado dos resíduos e diminuição da emissão de poluentes. Do mesmo modo que a medida anterior, é uma medida que legitima a produção descentralizada sustentável no setor energético, gerando emprego e renda. Finalmente, caso haja difusão em larga escala, a substituição de diesel teria como impacto redução da necessidade da sua importação, o que traria benefícios macroeconômicos para o país.

Por fim, podem ser citados efeitos adversos decorrentes da difusão da medida: penalidade energética associada ao tratamento e limpeza do biogás e demanda de água para sua purificação.

9.4 DIFUSÃO DA BIODIGESTÃO DE RSU PARA GERAÇÃO ELÉTRICA

Os esquemas de biodigestão como medidas de abatimento no setor de resíduos apresentam barreiras similares às medidas baseadas em esquemas de degradação de biogás em aterros. Entretanto, o esquema de biodigestão as acentua ou apresenta novas barreiras.

Com relação às barreiras de mercado e econômicas, são percebidas as seguintes semelhanças: falta de competitividade da eletricidade gerada e inexistência de nichos de mercado; altos custos de transação devido à comercialização da eletricidade, que também acentuam a dificuldade de acesso a crédito para implementação da medida; inexistência de uma cadeia de suprimentos; necessidade de importação da tecnologia; assimetria de informação. Em particular, a barreira da falta de uma cadeia de fornecedores é mais acentuada para as medidas de biodigestão anaeróbica, já que hoje ainda não há um mercado de biogás ou biodigestão no Brasil. Ademais, ainda não há uma planta de larga escala operando no país, o que leva a que não seja possível identificar casos de sucesso que poderiam facilitar a difusão da medida.

Ainda quanto às barreiras econômicas, acentua-se, com relação às medidas anteriores, a necessidade de recursos para investimento inicial e operação (Capex e Opex). Por sua vez, no que toca às barreiras institucionais, estão presentes indefinições de arranjos comerciais e inexistência de um quadro regulatório que permita a difusão da atividade de carbono.

As barreiras técnicas existentes são relativas à falta de monitoramento dos sistemas de limpeza e tratamento do biogás, além de indisponibilidade de equipamentos no mercado nacional e falta de conhecimento do uso. Nesse contexto, é necessário verificar e adaptar tecnologias à qualidade (ou característica) do substrato nacional.⁶⁸ Diferentes tecnologias, como apontado no Capítulo 5, são utilizadas para a biodigestão anaeróbica da matéria orgânica de RSU. Cada uma apresenta diferentes condições de investimento, operação e manutenção e especificação de substrato. Exigem, portanto, levantamento e mapeamento sistemático das características dos resíduos, o que não é aplicado atualmente e, conseqüentemente, transformam-se em barreira para a difusão da biodigestão com geração elétrica. Mais do que isso, a escassa ou descontinuada existência de dados gravimétricos em diferentes regiões do país dificulta o mapeamento do tamanho do mercado e os estudos de viabilidade.

Em termos culturais, há resistência à segregação dos resíduos. Impende destacar que a separação e segregação dos resíduos, para esquemas de biodigestão, se constituem de variáveis-chave, pois quanto mais separada a matéria orgânica, maior a eficiência de tratamento dessa alternativa. Também está presente a resistência à adoção de práticas inovadoras no setor. Ademais, agentes e redes de tratamento de resíduos já estabelecidos, que o fazem por meio da disposição em solo, tendem a reagir contra ações de desenvolvimento de uma nova alternativa de tratamento. Questões associadas a *not in my backyard* também são relevantes, uma vez que o tratamento de RSU apresenta forte odor, o que pode ser um fator de rejeição da vizinhança dos projetos. Por fim, o desconhecimento dos benefícios da difusão da biodigestão, com geração elétrica, também está presente.

⁶⁸ Evidenciando as diferentes características encontradas em diferentes regiões do Brasil.

A adoção de tecnologias de biodigestão para o tratamento de resíduos sólidos tem diversos impactos, positivos ou negativos, que não foram mensurados neste estudo. Inicialmente, deve-se enfatizar que a redução de destinação de RSU a aterros aumenta a sua vida útil, o que diminui o número de processos de licitação para implementação de novos aterros. Em segundo lugar, a atividade estimula a pesquisa em diversas áreas (desde biotecnologia até engenharia de materiais voltada para a adaptação das tecnologias às condições de resíduos brasileiros). Em caso de larga difusão, pode-se esperar, aliado com a indústria de biodigestão agrícola, o desenvolvimento de uma cadeia produtiva, o que geraria emprego e renda. Por outro lado, cooperativas de catadores de resíduos encontrariam dificuldades advindas desse modelo de negócio. A implementação e/ou aprimoramento de instrumentos de governança também pode ser considerada um cobenefício, que adviria da sinergia gerada pelo envolvimento de diferentes agentes públicos e privados para o desenvolvimento da medida. Por fim, ainda podem-se citar os seguintes cobenefícios: aumento nas receitas; redução de custos operacionais; segurança e diversificação da matriz energética; redução na emissão de poluentes; benefícios diretos e indiretos à saúde da população.

9.5 DIFUSÃO DA BIODIGESTÃO DE RSU PARA PRODUÇÃO DE BIOMETANO

A alternativa do esquema de tratamento de biodigestão anaeróbica e produção e uso de biometano apresenta basicamente as mesmas barreiras discutidas para o aproveitamento de biogás em aterro para produção e uso de biometano e a difusão da biodigestão de RSU com geração elétrica. Contudo, por conta da maior quantidade de agentes, algumas barreiras são acentuadas nessa medida.

Os cenários construídos para o setor indicam a utilização do biometano em frotas cativas, o que condiciona a difusão das medidas à incorporação pelos operadores logísticos. Contudo, em casos em que haja necessidade de distribuição do combustível, agentes de distribuição de gás natural ou combustíveis também precisariam ser envolvidos, o que implica grandes desafios regulatórios e de coordenação institucional.

No âmbito das barreiras econômicas, a presença de um grande número de agentes, em geral com baixa capacidade de realização de investimentos, acentua a dificuldade de obtenção de crédito. Mais do que isso, os custos de transação do pedido de financiamento e as dificuldades relacionadas à elaboração de EVTE são relevantes.

Os cobenefícios e potenciais efeitos adversos também são bastante similares. Todavia, questões como a substituição de óleo diesel, que reduz custos operacionais, e a possibilidade de integração com a cadeia do gás natural, que conferiria maior valor de mercado ao biometano, devem ser destacadas.

9.6 COMPOSTAGEM DA FRAÇÃO ORGÂNICA DE RSU

Os esquemas de compostagem em unidades centralizadas de matéria orgânica não apresentam barreiras técnicas e enfrentam poucas barreiras econômicas. O acesso e a disponibilidade das tecnologias são amplos e os custos relativamente baixos quando comparados às medidas de abatimento anteriormente avaliadas. Ainda no âmbito econômico, um ponto de atenção é causado por conta da necessidade do alto tempo de residência da matéria orgânica, o que gera altos custos operacionais. Mais do que isso, afeta o fluxo de caixa da atividade, o que demanda alavancagem de capital de giro.

Inexistem significativas barreiras de mercado, uma vez que os esquemas de montagem e maquinário são bastante simples, e existe cadeia de suprimento constituída. Um desafio adicional está relacionado com a escala e comercialização do composto. A atividade tende a ser difundida em pequenos empreendimentos e geralmente distante dos potenciais centros consumidores. Tendencialmente, portanto, a escala de produção e os custos logísticos diminuem a competitividade do composto.

A principal barreira é institucional e está associada à necessidade de segregação dos RSU. O risco de contaminação do composto faz com que haja necessidade de extremo cuidado com a separação da matéria orgânica, o que exige o estabelecimento de padrões de segregação. A inexistência desse arcabouço institucional, inclusive de uma cadeia certificadora do material, portanto, é um problema que potencializa a barreira cultural de falta de confiança na qualidade do tratamento a partir desse esquema. Esse aspecto inviabiliza o estabelecimento de arranjos comerciais. Há ainda resistência à compostagem por agentes já estabelecidos na cadeia de tratamento de resíduos.

Em termos dos cobenefícios da compostagem, destaca-se o aumento da vida útil de aterros e a possibilidade de geração de emprego, renda e receitas na segregação da fração orgânica dos RSU, bem como desenvolvimento local. Por outro lado, a falta do estabelecimento de padrões de manejo do composto pode levar a riscos para a saúde.

9.7 INCINERAÇÃO DE RSU COM APROVEITAMENTO ENERGÉTICO

A difusão de esquemas de incineração para tratamento de resíduos apresenta as barreiras clássicas de esquemas de aproveitamento energético de resíduos. Primeiro, com relação à dimensão técnica, decorrentes da ausência da especificação necessária dos resíduos para a queima nas câmaras de combustão. Mais do que isso, a difusão da atividade está condicionada à adaptação, nos incineradores, de sistemas de tratamento e monitoramento de emissões de dioxinas e furanos.

Em termos mercadológicos, ainda não há uma planta de incineração comercial operando no Brasil e, principalmente, é preciso fortalecer a cadeia de suprimentos e serviços, principalmente voltada para o monitoramento e o controle de emissões de dioxinas e furanos. Logo, inexistem casos de sucesso e boas práticas para difusão. Ademais, esses sistemas são adquiridos mediante importação, havendo poucos ofertantes no mercado internacional. Por fim, no que se refere ao monitoramento e controle das emissões, é necessário o estabelecimento de um marco regulatório.

Contudo, as principais barreiras para essa alternativa estão nas dimensões econômica e institucional. Os altos valores de Capex e Opex são a principal barreira econômica à adoção da tecnologia, que também se reflete em uma barreira de mercado, qual seja, a falta de competitividade do energético produzido. Esses aspectos resultam em custos marginais de abatimento positivos, conforme pôde ser verificado nas Tabelas 61 e 62, o que indica que a medida não é viável sob o ponto de vista econômico ao longo da sua vida útil. Custos de transação associados à comercialização, como descritos para as medidas que têm geração de eletricidade, também se apresentam para o caso da incineração.

Como barreiras culturais e de capacitação, inicialmente, destaca-se a grande resistência de diferentes agentes, como organizações da sociedade civil e organizações públicas, à difusão da tecnologia por conta da possível contaminação por emissões de dioxinas e furanos (agentes cancerígenos).⁶⁹ Também associações de reciclagem e catadores tendem a reagir, não legitimando a prática, já que a incineração necessita de certa quantidade de recicláveis para equilibrar o poder calorífico. Por fim, a falta de capacitação na elaboração de estudos de EVTE é um ponto crítico para acesso a capital com vistas à implementação da tecnologia.

⁶⁹ Esse aspecto foi abordado na primeira parte deste relatório.

Os cobenefícios são similares aos das alternativas anteriores e, em particular, podem ser destacados incentivo à geração descentralizada de energia, aumento da vida útil de aterros e melhoria de governança no setor de resíduos. Por outro lado, os principais efeitos adversos seriam a diminuição da geração de renda junto a catadores e associações de reciclagem, em face da menor disponibilidade de material, assim como problemas à saúde humana por conta da emissão de poluentes pela incineração.

9.8 APROVEITAMENTO DE BIOGÁS DE ETE PARA GERAÇÃO DE ELETRICIDADE

A recuperação de biogás em ETE para uso energético reproduz uma série de barreiras elencadas nas outras medidas. Isso porque também se baseia no desenvolvimento de mercado para o biogás (cadeias de comercialização, suprimentos e serviços) e, assim, considera os mesmos agentes e diversas interseções na cadeia de suprimento e serviços.

Entretanto, questões de governança e institucionais são diferentes. A responsabilidade pela gestão dos sistemas de saneamento, em regiões metropolitanas, é estadual e não local, o que muda a esfera de decisão. Em geral, governos estaduais apresentam maior capacidade de gerenciamento e técnica por apresentarem maior nível e eficácia em investimentos nos sistemas de saneamento e infraestrutura.

No que se refere às barreiras técnicas, os sistemas de recuperação, tratamento e limpeza de biogás já são dominados tecnologicamente. Somente estão presentes, portanto, barreiras relacionadas à falta de disponibilidade no mercado interno, principalmente para tecnologias de tratamento e uso de biometano, conforme destacado nas atividades de baixo carbono aplicáveis ao segmento de RSU.

Conforme exposto pelos custos de abatimento, que são positivos, barreiras econômicas se fazem presentes. Inicialmente, pode-se destacar a barreira de acesso e custos de transação do crédito para financiamento das unidades e geração em fluxo de caixa em função do alto Opex. Mais do que isso, há subsídios no preço da eletricidade consumida pelo setor, o que acaba desincentivando a autoprodução elétrica. Logo, barreiras econômicas e de mercado relacionadas à competitividade da energia são causadas por práticas institucionalizadas.

Quanto às barreiras institucionais e de capacitação, a ausência de normas e regulação da cadeia, em particular associadas à comercialização do excedente elétrico, inibem a realização de investimentos, tal qual verificado para o segmento de RSU. Por fim, questões relacionadas ao desconhecimento dos benefícios da atividade se constituem de barreira à sua difusão, assim, não a legitimam.

No tocante aos cobenefícios diretos ou indiretos do aproveitamento de biogás de ETE para geração de eletricidade, podem ser destacados: geração de emprego e renda associados à implementação e gestão da atividade; segurança e diversificação da matriz energética; aumento das receitas condicionado à venda do excedente elétrico; benefícios ao meio ambiente (água) e à saúde humana em virtude do tratamento dos efluentes.

9.9 APROVEITAMENTO ENERGÉTICO DE RESÍDUOS DA AGROPECUÁRIA

A implementação de esquemas e projetos de biodigestão em propriedades agrícolas enfrenta barreiras similares às aquelas discutidas para as medidas de abatimento nos segmentos de RSU e efluentes.

Em primeiro lugar, as principais barreiras técnicas são as relativas ao acesso à tecnologia e mão de obra qualificada em diferentes fases do projeto. Sem esses dois fatores, o produtor, especialmente o pequeno, não enxerga outra possibilidade de tratamento de seus resíduos. Existe ainda necessidade de adaptação ou desenvolvimento de determinados conjuntos tecnológicos para aproveitamento dos resíduos da agropecuária, principalmente no que se refere a pequenas escalas visando ao uso de biometano.

No que se refere às barreiras econômicas, os altos custos de investimentos e operação levam a uma grande necessidade de acessar diferentes fontes de financiamento, com altos custos de transação. Como consequência, a competitividade do energético fica comprometida, implicando uma das barreiras de mercado mais importantes. Outra barreira de mercado é relativa à falta de estrutura da cadeia de coleta de resíduos e de serviços de biodigestão, com fornecedores e prestadores em diferentes regiões para diferentes tipos de esquemas, com acesso assimétrico a informações. Apesar de atuar em fase diferente da primeira, que implica a não escolha dessa alternativa, a existência dessa barreira também dificulta a decisão por essa medida. Em particular, deve ser destacada a inexistência de cooperativas de coleta e aproveitamento de resíduos da agropecuária, fundamentais para conferir escala e, portanto, economicidade ao aproveitamento energético desses resíduos. Faltam, portanto, arranjos comerciais adequados para a difusão da medida.

Por fim, a lista de possíveis cobenefícios decorrentes da adoção dessa medida também perpassa diversas dimensões. Primeiro, a mitigação de poluição local e, em seguida, a possibilidade de intensificar esquemas de integração lavoura-pecuária pela produção de composto orgânico e biofertilizante, que levariam ao desenvolvimento local. Nesse ponto, caso sejam utilizados esquemas de codigestão, existe a possibilidade de substituição de fertilizantes nitrogenados. Pontos como substituição de combustíveis fósseis, aumento do portfólio de energias renováveis e segurança energética, e incentivo a uma possível indústria de biodigestão no país podem ser relevantes para potencializar os benefícios associados ao aproveitamento energético dos resíduos da agropecuária. E, em termos de potenciais efeitos adversos, pode-se citar a competição pelos resíduos da produção de cana-de-açúcar para autoconsumo de energia elétrica pelo setor sucroalcooleiro.

9.10 AVALIAÇÃO DA RELAÇÃO ENTRE AS BARREIRAS A PARTIR DE UMA PERSPECTIVA SISTÊMICA

Diversas das barreiras descritas apresentam algum nível de interação, seja no âmbito da medida específica, seja entre diferentes medidas e segmentos. Assim, a análise de políticas⁷⁰ para desenvolvimento sustentável⁷¹ considerando uma abordagem sistêmica, com diferentes níveis de atuação, agentes, redes e tipos institucionais, ajuda a identificar de maneira mais efetiva quais são os pontos de estrangulamento e problemas, bem como a ordem em que devem ser trabalhados para que determinado desenvolvimento ocorra (NEGRO et al., 2012; HEKKERT; NEGRO, 2009; OCDE, 2015; WEBER; ROHRACHER, 2012; WIECZOREK; HEKKERT, 2012).

Wieczorek e Hekkert (2012) definem um ciclo sobre a realização da análise sistêmica para identificação dos principais problemas, o que é mostrado na Figura 88:

70 Onde a estruturação e definição do problema, podendo ser entendido aqui como mapeamento das barreiras, faz parte da definição de uma proposta de instrumentos para políticas públicas.

71 Políticas para o desenvolvimento de uma economia de baixo carbono, nesse caso.

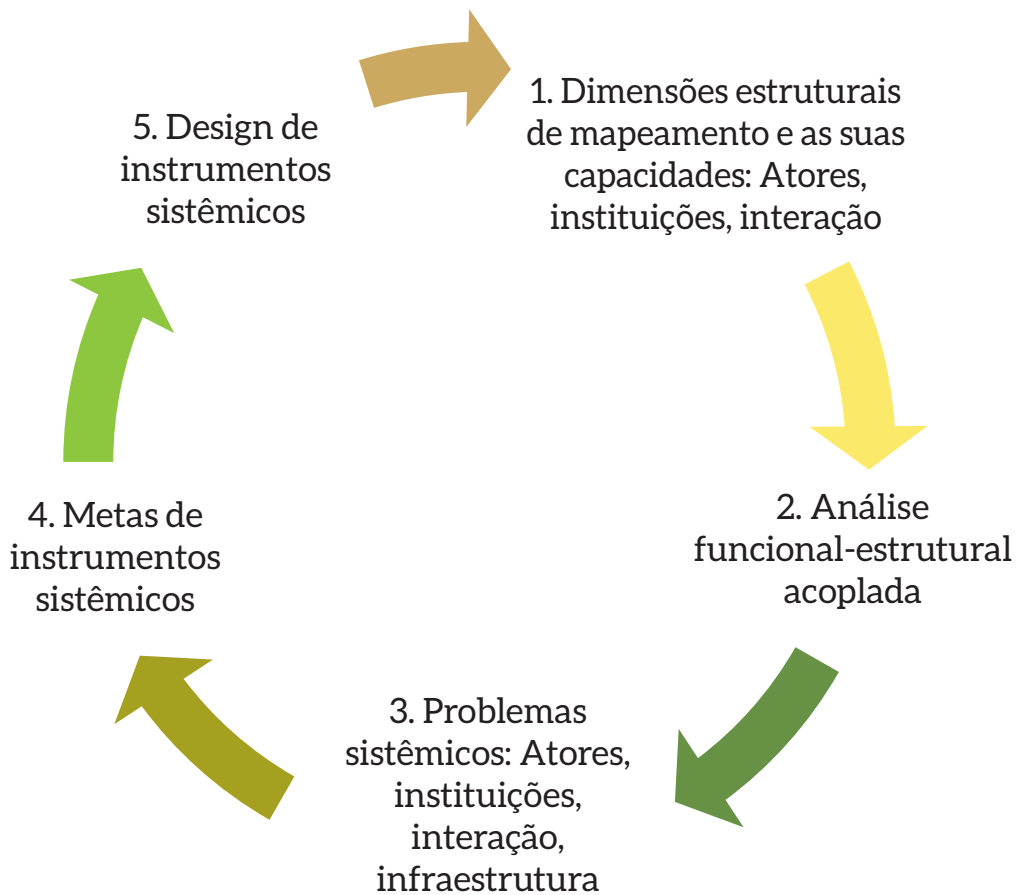


Figura 88 – Passos Metodológicos para Análise e Proposição de Instrumentos Sistêmicos

Ainda que o mapeamento sistêmico não seja o objetivo deste relatório, seu entendimento é importante para a interpretação do nível de interação entre barreiras. Esse problema deve ser capaz de apontar: i) os agentes principais; ii) a interação entre agentes e barreiras; iii) a interação das barreiras; iv) a ordem ou a relação causal entre as barreiras.

Os mesmos autores descrevem quatro problemas sistêmicos comuns relativos ao nível de interação entre barreiras:

- Problemas relativos aos agentes do sistema, que se relacionam com o grau de relevância e presença dos atores, assim como capacidades e competências dos agentes;
- Problemas relativos às instituições⁷² do sistema, quais sejam, a não existência de determinadas instituições e instituições favorecendo os sistemas atuais ou pouco incentivando mudanças;
- Problemas relativos à infraestrutura do sistema que ocorrem quando determinada condição necessária de infraestrutura (física, financeira ou de conhecimento) não existe e/ou quando a qualidade da infraestrutura existente é baixa;

⁷² Instituições no conceito do neoinstitucionalismo, em que estas são conjuntos de normas e valores que regem comportamentos. Instituições **hard** são normas, leis, regulações; e instituições **soft** são valores culturais, crenças e normas sociais.

- Problemas relativos a interações dentro do sistema que ocorrem quando não existe a devida interação entre os agentes (por razões de não proximidade de diversos tipos, objetivos diferentes ou falta de confiança). Ademais, quando não há a devida interação, por conta da miopia de grandes agentes estabelecidos e relações de domínio, falta de interação com agentes externos ao sistema, ou quando as conexões são fracas.

Partindo dessa tipologia, a seguir, buscar-se-á descrever as relações das barreiras à implementação das atividades de baixo carbono que foram descritas anteriormente.

9.10.1 PROBLEMAS E RELAÇÃO ENTRE BARREIRAS À IMPLEMENTAÇÃO DE ATIVIDADES DE BAIXO CARBONO PELO SETOR DE GESTÃO DE RESÍDUOS

O primeiro grupo de problemas relativos ao nível de interação entre as barreiras descritas anteriormente é de cunho institucional. Grande parte das medidas de abatimento apresenta barreiras institucionais importantes, como a necessidade de novos arranjos comerciais e regulatórios e existência de lacunas regulatórias para alternativas de tratamento. Ou seja, trata-se de problemas sistêmicos, em que a não existência de instituições desincentiva a implementação das atividades de baixo carbono.

A falta de instituições formais pode ser entendida também como consequência de um não entendimento, ou identificação, de um problema que necessite de normas específicas. Esse não entendimento é causado pela falta ou assimetria de informações, pouca difusão de conhecimento e/ou trocas de experiências, que também são causadas por problemas: i) institucionais; ii) de infraestrutura, quando não houver (ou sejam insuficientes) meios de transmissão de informação e conhecimento; iii) sistêmicos, quando não houver interação entre os agentes do sistema.

De maneira específica para o setor, as normas gerais produzidas em âmbito nacional (políticas nacionais de resíduos sólidos e saneamento básico) não foram suficientes para produzir práticas, normas ou instituições que propiciem o desenvolvimento de alternativas de mitigação de emissões de GEE em níveis regionais e locais. Do ponto de vista dos agentes, os governos locais não dispõem de capacidade técnica suficiente para a legitimação e institucionalização das práticas de baixo carbono. Também sofrem influência de problemas de infraestrutura financeira, com baixa capacidade de realização de investimentos, visto que vários municípios apresentam problemas de orçamento e dificuldade de captação de recursos extras.

Problemas sistêmicos também afetam a decisão dos governos locais que, por sua vez, apresentam alto nível de interação com agentes de mercado que pressionam pela manutenção dos esquemas atuais de gestão dos resíduos. Simultaneamente, a inexistência ou o baixo desenvolvimento – por agentes do mercado – de alternativas limita a perspectiva sobre o problema, ampliando a dificuldade de interação com os governos locais. A baixa interação entre agentes de diferentes níveis de governança também leva a uma institucionalização dos problemas, com manutenção das barreiras. Por exemplo, a pouca interação entre órgãos estaduais e estruturas de governança municipais faz com que as boas práticas de manejo e tratamento dos resíduos sejam descoordenadas, o que dificulta novos arranjos comerciais e regulatórios, como consórcios intermunicipais.

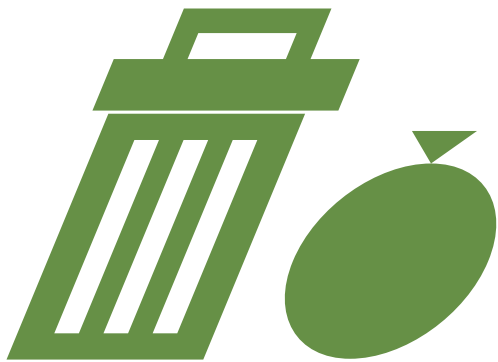
O segundo grupo de problemas perpassa aspectos técnicos, econômicos e de mercado. A baixa competitividade dos subprodutos das medidas de abatimento de emissões, em particular biometano e eletricidade, é uma das principais barreiras de mercado apresentadas. Inicialmente, derivam dos altos custos de capital inerentes à implementação dos projetos, que são causados, principalmente, por: i) inadequação da tecnologia às condições locais; ii) inexistência de cadeia de suprimentos; iii) falta ou dificuldade no acesso a crédito em condições competitivas. Ressalta-se que, atualmente, a viabilidade desconsidera a monetização do custo da externalidade associada à emissão de GEE, aspecto que poderia alterar a viabilidade técnico-econômica das atividades de baixo carbono avaliadas neste estudo.

Esse ponto pode ser caracterizado pela análise sistêmica, pela inexistência ou não atuação de agentes relevantes de mercado no desenvolvimento das medidas de abatimento. Em particular, agentes de pequeno porte econômico preponderam no setor e geralmente atuam de maneira isolada e em nichos de mercado. Além disso, esses agentes não apresentam o mesmo nível de interação estabelecido pelos agentes de maior porte, o que lhes confere baixo poder tanto de governança sobre a cadeia produtiva quanto de negociação com os agentes financeiros. Logo, essa fraca interação afeta diretamente outra grande barreira de mercado, relativa à necessidade de estruturação e/ou criação de uma cadeia de suprimento e serviços.⁷³

De fato, esses dois grandes problemas não são independentes. A baixa institucionalização reduz a realização de investimentos por agentes do setor que, por consequência, continuam atuando em nichos e com pouca influência na formação do arcabouço institucional e regulatório. Dessa forma, medidas tomadas em âmbito nacional começam a perder legitimidade, pois encontram dificuldade de implementação em esferas regionais e locais.

Por fim, outro ponto relevante é a baixa participação de agentes externos no desenvolvimento das medidas de abatimento de emissões de GEE, que é consequência da falta de coordenação das atividades. Esses agentes externos podem ser empresas que prestem serviços relacionados com a implementação de atividades de baixo carbono (por exemplo, empresas de engenharia para manutenção e montagem de biodigestores ou plantas de compostagem). Ou podem ser empresas usuárias dos produtos ou que tenham interações em seus mercados como consequência do desenvolvimento das medidas de abatimento. Por exemplo, empresas de energia elétrica, para as medidas que resultem na geração de eletricidade, ou empresas operadoras de frota, para medidas com uso do biometano combustível.

73 A criação de uma cadeia de suprimento e serviços tem como premissa implícita também a maior disponibilidade de mão de obra qualificada.



Instrumentos de política pública propostos

Capítulo

10

10 INSTRUMENTOS DE POLÍTICA PÚBLICA PROPOSTOS

Após a discussão das principais barreiras, que representam os pontos de entrave ao desenvolvimento de ações de baixo carbono no setor, objetiva-se propor implementação e/ou aprimoramento de instrumentos de política pública capazes de ultrapassá-los, seja solucionando-os, contornando-os ou mudando o foco da aplicação. Mais do que isso, os instrumentos objetivam tanto potencializar efeitos sinérgicos dos cobenefícios quanto minimizar efeitos adversos decorrentes da adoção das atividades de baixo carbono pelo setor de gestão de resíduos.

Segundo Dunn (1994), o processo de formulação de uma política pública é dado em cinco passos: i) estruturação do problema; ii) projeção e estimativas de estados futuros; iii) recomendação de ações; iv) monitoramento das ações; e v) avaliação das ações. Partindo de uma adaptação dessa tipologia, o Quadro 10 apresenta os elementos considerados para a formulação das propostas de instrumentos de política pública apresentadas a seguir.

Quadro 10 – Etapas e Objetivos Considerados na Proposição de Instrumentos de Política Pública

Etapas	Objetivos
Descrição do problema e objetivo	Identificação de qual problema é o alvo da proposta, juntamente com o objetivo da instrumento.
Recomendação de ações	Identificação dos instrumentos necessários para solucionar o problema.
Atores a serem mobilizados	Identificação dos atores que devem ser mobilizados com vistas à formulação e implementação dos instrumentos de política pública.
Horizonte de implementação	Identificação do prazo requerido para implementação das medidas (curto, médio e longo prazo).
Mecanismos de monitoramento	Identificação das principais formas de monitoramento e acompanhamento da proposta.

A etapa de descrição do problema foi atendida por meio do levantamento de barreiras, cobenefícios e potenciais efeitos adversos inerentes e/ou decorrentes da implementação das atividades de baixo carbono. Os instrumentos de política pública objetivarão remover essas barreiras, potencializando e minimizando os efeitos positivos e negativos, respectivamente. Todavia, este é somente o primeiro passo para a elaboração dos instrumentos. Ainda é necessário que o problema seja estudado mais profundamente, com análises detalhadas para a melhor definição das principais questões e consequente melhor ajuste das propostas.

As definições de quais tipos de instrumentos, atores a serem mobilizado e horizonte de implementação devem ser estabelecidas de acordo com o objetivo e com a natureza da política definida, ambiental, energética, industrial, ciência e tecnologia, inovação ou climática. A classificação utilizada seguirá Taylor et al. (2012) apresentada no Quadro 11, embora se deva salientar que os instrumentos não serão propostos, hermeticamente, às tipologias descritas.

Quadro 11 – Classificação, Objetivos e Exemplos de Instrumentos de Políticas Públicas

Tipos de Instrumentos	Objetivo	Exemplos
Comando e controle	Visam ao estabelecimento e à imposição de padrões de poluição, controle de processos produtivos, zoneamentos, cotas e períodos de exploração de recursos naturais.	Padrões, zoneamento, licenças e cotas.
Econômicos	Ações que atuam no sentido de alterar o preço (custo) de utilização de um recurso, internalizando as externalidades e afetando o seu nível de utilização (demanda).	Taxas, subsídios, criação de mercados, linhas de crédito e financiamento de ações voltadas para mitigação de emissões de GEE.
Informação	Ações que objetivam a melhoria das decisões dos agentes por meio do aprimoramentos no acesso às informações.	Etiquetagem e certificação, difusão de informação-alvo e exposição de benchmarks.
Regulatórios	Objetivam a sistematização de leis e normas de forma a regulamentar um mercado.	Regulação voluntária, acordos e convênios negociados, políticas de agentes privados.
Suporte e desenvolvimento de capacidades	Buscam o desenvolvimento de determinadas habilidades para o desenvolvimento do mercado.	Desenvolvimento de pesquisa e conhecimento, treinamentos formais, projetos-piloto ou de demonstração, criação de redes e desenvolvimento de projetos em parceria, ações de apoio institucional e planejamento.

Nesse contexto, inicialmente, será descrita a abordagem de construção das propostas de instrumentos de política pública. Trata-se de explorar, de forma mais detalhada, os níveis de atuação e interação dos agentes do setor com vistas à definição e ao formato de implementação dos instrumentos a serem formulados. Considerando essa abordagem, serão apresentadas as propostas de instrumentos de política pública visando à adoção dos cenários de baixo carbono pelo setor de gestão de resíduos. Como os instrumentos visam, principalmente, à superação de barreiras à implementação das medidas, serão apresentados quadros-síntese dos entraves, cobenefícios e potenciais efeitos adversos listados no Capítulo 9 que buscarão evidenciar sua influência para a adoção dos cenários de baixo carbono pelo setor. Mais do que isso, apontarão os efeitos diretos e indiretos oriundos de cada barreira, que serão objeto da formulação dos instrumentos de política pública. Em seguida, os instrumentos serão propostos e sintetizados, inicialmente, em um quadro que apresenta os entraves identificados, e não as opções de mitigação de emissões de GEE consideradas para o setor. Essa abordagem se justifica pela visão sistêmica adotada neste estudo, que é derivada da transversalidade e interação dos entraves identificados para as diferentes atividades de baixo carbono. Cumpre salientar, portanto, que a eficácia da adoção de agenda de baixo carbono pelo setor está condicionada à elaboração e implementação sistêmica, transversal e conjunta dos instrumentos de política pública. E, por fim, serão destacados os mecanismos de monitoramento previstos nos instrumentos de política pública propostos.

10.1 ABORDAGEM DE CONSTRUÇÃO DE PROPOSTAS DE INSTRUMENTOS DE POLÍTICA PÚBLICA

Na elaboração de proposta de instrumentos de política pública, a forma de entendimento do problema-alvo, da definição dos instrumentos e do modelo de implementação é fundamental para sua eficácia. Parte dessa discussão já foi realizada na problematização das barreiras, evidenciando a necessidade de análise sistêmica e interativa dos diferentes entraves ao desenvolvimento das medidas. Todavia, o entendimento de diferentes níveis⁷⁴ de atuação dos diversos agentes e a forma como estes interagem é fundamental para a efetividade das propostas.

Geels (2013) indica dois grandes eixos estratégicos de atuação dos instrumentos de política pública: no nível dos nichos, identificando objetivos de longo prazo e coordenando ações de curto prazo por meio de estímulo ao aprendizado de diferentes naturezas e a criação e fortalecimento de redes. E, no nível dos regimes, definindo condições de contorno por meio de taxas, regulações e incentivos.⁷⁵

Outro ponto relevante, segundo Geels (2013), é a necessidade de avaliação coordenada do desenvolvimento de determinada tecnologia, ou objeto de estudo, para definir ações. Caso o desenvolvimento de determinada medida de abatimento esteja em fase inicial, ações que estimulem aprendizado, troca de conhecimento, criação e intensificação de redes serão preferenciais (nível dos nichos) e deverão estar alinhadas a metas e visões de longo prazo. Em contrapartida, medidas de abatimento que já estejam em fase avançada de desenvolvimento devem ser estimuladas por meio de instrumentos de comando e controle, visto que são capazes de alterar situações estabelecidas e estáveis (nível dos regimes).

Esse entendimento é corroborado também por outros estudos, como os apresentados em Negro et al. (2012) e Suurs (2009). Esses autores evidenciam a necessidade de coordenação das ações de incentivo às medidas de baixo carbono, demonstrando que a ordem de implementação também é relevante.

Alguns outros pontos também devem ser levados em consideração. Primeiro, as propostas devem ter definidos períodos de implementação, apontar atores a serem mobilizados e propor mecanismos de monitoramento, que deverão observar o estágio de desenvolvimento das medidas. Segundo, é fundamental priorizar a continuidade das propostas, pois práticas de *start-stop* tendem a desincentivar investimentos e alocação de recursos. Por último, questões de cunho regional e local devem ser levadas em consideração tanto na definição de metas em nível estratégico quanto em decisões de caráter operacional.

Essa abordagem foi recentemente corroborada pela Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE, 2015) para a elaboração de propostas relacionadas ao desenvolvimento sustentável. Portanto, será considerada para a elaboração das propostas a seguir.

⁷⁴ Níveis como apresentado por Geels (2002).

⁷⁵ Nichos são lócus protegidos ou com algum suporte onde há ainda pouca estabilidade de regras e agentes. Regimes são ambientes onde já estão consolidadas as regras (formais e informais) e apresentam alta estabilidade. Um exemplo poderia ser o setor elétrico, para regime, e algum mercado com incentivo específico como tarifas premium ou quotas, para nichos.

10.2 INSTRUMENTOS DE POLÍTICA PÚBLICA PARA A ADOÇÃO DAS ATIVIDADES DE BAIXO CARBONO PELO SETOR DE GESTÃO DE RESÍDUOS

A elaboração de propostas de mecanismos que possam ser utilizados em políticas públicas passa necessariamente pela correta e completa identificação do problema, com a descrição de todos os agentes envolvidos e arcabouço institucional em que estes operam.

A caracterização do problema exige, inicialmente, identificação das principais barreiras ao desenvolvimento das medidas de mitigação e, em seguida, verificação de possíveis interações entre os entraves. A partir dessa investigação, foi possível verificar as seguintes condições gerais existentes para desenvolvimento e difusão das atividades de baixo carbono no setor:

- Barreiras técnicas – a maioria das medidas de abatimento enfrenta barreiras técnicas relativamente simples de resolver, seja por conta do estado do desenvolvimento da tecnologia em âmbito nacional, ou devido ao acesso, internacionalmente, e necessidade de adaptação ao país. Tecnologias de aproveitamento energético (incluindo sistemas de limpeza e monitoramento) do biometano, entretanto, precisam de relevante desenvolvimento tecnológico;
- Barreiras econômicas – a principal barreira ainda é o acesso ao investimento inicial (barreira de acesso ao capital), que compreende o desenvolvimento de novas linhas de crédito com redução nos custos de transação. Dada a descentralização dos investimentos (governos e empreendimentos locais e regionais), muitos agentes não conseguem acessar as linhas existentes. Questões econômicas relativas ao atual nível de impostos praticados no setor também inibem a possibilidade de realização de investimentos em atividades que não pertencem ao seu core business;
- Barreiras de mercado – podem-se destacar como principais entraves para o desenvolvimento do mercado de energia proveniente de resíduos a falta de competitividade das fontes energéticas produzidas, que é um fator-chave para várias medidas; a inexistência de uma cadeia de serviços (desde fornecimento de equipamentos até serviços de operação e manutenção) para a respectiva medida; e a concentração da oferta das tecnologias, em âmbito internacional, por um pequeno número de empresas. Pontos clássicos como assimetria de informação, estrutura de taxas e subsídios para alternativas de tratamento já estabelecidas também são importantes;
- Barreiras institucionais – dois grandes grupos de barreiras institucionais foram mapeadas neste estudo. Primeiro, consequência da gestão pública dos resíduos, a incipiência e/ou inexistência de arranjos regulatórios e comerciais que viabilizem a adoção de tecnologias de baixo carbono pelo setor. Por exemplo, o atual arcabouço regulatório do setor elétrico impossibilita a comercialização de energia gerada a partir do biogás. Outros pontos, como falta de normatização, processos burocráticos e falta de projetos bem-sucedidos, também são entraves importantes para legitimar as medidas;
- Barreiras culturais e de capacitação – destacam-se a resistência e/ou o desconhecimento, por partes de agentes do setor, à adoção de novos processos produtivos e utilização de combustíveis produzidos a partir do biogás e a resistência e o desconhecimento dos benefícios à/da segregação dos resíduos.

Nesse contexto e perante o mapeamento das barreiras constante do Capítulo 9, os Quadros 12 e 13 sintetizam os principais entraves à difusão das atividades de baixo carbono propostas para o setor. No Quadro 12, são apresentados os principais tipos de barreiras, com respectivas barreiras específicas que serão relacionadas para as diferentes medidas de abatimento. A presença da barreira é marcada com X. Nesse quadro, é possível verificar quais são as barreiras mais influentes para cada medida de abatimento. Cumpre destacar que será atribuída uma numeração às barreiras utilizada como ponto de partida para a análise do Quadro 13, em que são descritos os efeitos diretos e indiretos decorrentes dos entraves relacionados.

A incineração de RSU com aproveitamento energético enfrenta os maiores entraves à difusão. A difusão da medida, com relação à dimensão técnica, encontra barreiras decorrentes da ausência da especificação dos resíduos para a queima nas câmaras de combustão e da necessidade de adaptação, junto aos incineradores, de sistemas de tratamento e monitoramento de emissões de dioxinas e furanos. Quanto ao mercado, não há uma planta de incineração comercial operando no Brasil e uma cadeia de suprimentos e serviços constituída. Logo, a adoção da atividade depende da importação de tecnologia e prestação de serviços, o que se reflete em falta de competitividade. Esta, por sua vez, também é afetada pelos altos valores de Capex e Opex da implementação e operação dos incineradores e unidades de geração de energia. Nesse contexto, é premente a alavancagem de recursos financeiros em linhas de financiamento para investimentos e capital de giro, que contrasta com dificuldades dos atores para a comprovação da viabilidade técnico-econômica da atividade e custos de transação inerentes às operações de crédito. Finalmente, ainda que essas barreiras fossem removidas, restaria a resistência de diferentes atores do setor à difusão da tecnologia, por conta da possível contaminação por emissões de dioxinas e furanos, e competição pelos materiais recicláveis que são fonte de emprego e renda de associações de reciclagem e catadores.

Nota-se, portanto, que as barreiras são interdependentes, o que resulta em um ciclo vicioso que impede a difusão das tecnologias, conforme exposto acima e no Quadro 13. Esse aspecto corrobora a opção metodológica desse estudo de avaliá-las, integradamente, com vistas à elaboração de instrumentos de política pública que sejam eficazes para introduzir as atividades de baixo carbono no setor.

Cumpre enfatizar que os instrumentos também devem considerar os cobenefícios e potenciais efeitos adversos das medidas. Observa-se, no Quadro 14, a consolidação desses elementos por tecnologia, devendo-se enfatizar que esses elementos devem ser considerados pelos formuladores de políticas públicas. As medidas de aproveitamento de biogás de aterro e difusão da biodigestão, para produção de biometano e geração elétrica, conquistam a maior quantidade de cobenefícios associados.

Quadro 12 – Quadro-síntese das Barreiras Mapeadas, segundo Diferentes Atividades de Baixo Carbono Propostas para o Setor de Gestão de Resíduos

Tipos de barreiras	Barreiras específicas	Número da barreira	Degradação do biogás de aterro com flare	Aproveitamento de biogás em aterro	
				Geração elétrica	Produção de biometano
1. Barreiras técnicas	a. Tecnologia pouco desenvolvida e/ou não adaptada para aplicação	1a			X
	b. Ausência de especificação dos resíduos e/ou de mão de obra qualificada	1b			
2. Barreiras de mercado	a. Baixa competitividade dos produtos gerados (eletricidade, biometano e composto)	2a		X	X
	b. Inexistência ou baixo desenvolvimento de cadeia de suprimentos e serviços	2b		X	X
	c. Dificuldade no acesso a tecnologias em função da estrutura do mercado	2c		X	X
	d. Assimetria de Informação	2d	X	X	X
3. Barreiras econômicas	a. Altos custos de capital	3a		X	X
	b. Altos custos operacionais e/ou dificuldades de fluxo de caixa	3b			
	c. Altos custos de transação para acesso a crédito e/ou comercialização do produto	3c	X	X	X
4. Barreiras institucionais	a. Inexistência de arranjos comerciais adequados	4a	X	X	X
	b. Inadequação ou baixo respaldo de instrumentos regulatórios	4b		X	X
5. Barreiras culturais e de capacitação	a. Resistência por parte de diferentes agentes	5a		X	X
	b. Falta de boas práticas e casos de sucesso difundidos	5b			
	c. Baixa legitimação da prática	5c	X	X	X
	d. Falta de conhecimento dos benefícios das tecnologias e/ou para a elaboração de EVTE	5d	X	X	X

Fonte: Elaboração própria

Atividades de Baixo Carbono						
Biogás	Difusão da biodigestão		Compostagem da fração orgânica de RSU	Incineração de RSU com aproveitamento energético	Aproveitamento de biogás de ETE	Biodigestão de resíduos agropecuários
de no	Geração elétrica	Produção de biometano				
	X	X		X		X
				X		X
	X	X	X	X	X	X
	X	X		X	X	X
	X	X		X	X	X
	X	X				X
	X	X		X	X	X
	X	X	X	X	X	X
	X	X		X	X	X
	X	X	X	X	X	X
	X	X	X	X	X	
	X			X		
	X	X		X	X	X
	X	X		X	X	X

Quadro 13 – Efeitos Diretos e Indiretos das Barreiras à Adoção das Atividades de Baixo Carbono pelo Setor de Gestão de Resíduos

Número da barreira	Efeitos diretos e indiretos (problema derivado) das barreiras
1a	Efeitos diretos: - Custos mais elevados e menores eficiências de processo.
1b	Efeitos indiretos: - Gera e mantém barreiras econômicas (altos Capex e Opex), barreiras de mercado (baixa competitividade dos produtos) e barreiras culturais (baixa legitimação, resistência à adoção e falta de conhecimento do benefícios das tecnologias).
2a	Efeitos diretos: - Custos mais elevados.
2b	- Baixa ou nenhuma interação entre os diferentes agentes. - Pouca capacidade de influenciar a mudança de condições de infraestrutura.
2c	- Pouca interação com agente externos e entrada de novos agentes.
2d	Efeitos indiretos: - Gera e mantém barreiras econômicas (altos Capex e Opex), barreiras de técnicas (lento desenvolvimento tecnológico) e barreiras culturais (baixa legitimação e falta de casos de sucesso).
3a	Efeitos diretos: - Dificulta a difusão de investimentos. - Dificulta a entrada de novos agentes.
3b	Efeitos indiretos: - Gera e mantém barreiras de mercado (baixo desenvolvimento da cadeia e competitividade dos produtos), barreiras de técnicas (lento desenvolvimento tecnológico) e barreiras culturais e de capacitação (baixa legitimação, falta de casos de sucesso e de conhecimento para elaboração de EVTE).
3c	
4a	Efeitos diretos: - Dificulta o estabelecimento de infraestruturas necessárias (física, financeira e de conhecimento) e a competitividade das atividades.
4b	Efeitos indiretos: - Gera e mantém barreiras de técnicas (desenvolvimento de projetos), barreiras de mercado (baixo desenvolvimento da cadeia e competitividade dos produtos), barreiras econômicas (altos Capex e Opex).
5a	Efeitos diretos: - Dificulta ou impede a interação entre os diferentes agentes. - Dificulta ou impede o desenvolvimento de capacidades dos agentes.
5b	- Mantém a relação de domínio das práticas estabelecidas.
5c	Efeitos indiretos: - Gera e mantém barreiras de técnicas (lento desenvolvimento tecnológico e consequente aprendizado), barreiras de mercado (baixo desenvolvimento da cadeia e competitividade dos produtos), barreiras econômicas (altos Capex e Opex) e barreiras institucionais (estruturas regulatórias e lacunas regulatórias).
5d	

Fonte: Elaboração própria

Ainda que não seja o objetivo deste estudo, foi possível quantificar alguns dos cobenefícios citados. Nos cenários BC e BC+I, o setor se apropria, por meio de economia de custos com energia e combustíveis, advinda das medidas com aproveitamento energético, de uma receita trazida a valor presente da ordem de R\$ 850 milhões e R\$ 1,9 bilhão, respectivamente.

Os montantes de energia final economizados e produzidos também são bastante consideráveis. No cenário BC, há a substituição de 5,5 bilhões de litros de óleo diesel e a autoprodução e consequente economia de 52 TWh de eletricidade. Já no cenário BC+I, o volume de óleo diesel é de 17 bilhões de litros e de eletricidade de 47 TWh. Esses cobenefícios geram implicações relevantes. Inicialmente, promovem segurança energética e diminuem a exposição do setor a variações nos preços da energia.⁷⁶ E, em segundo lugar, menor necessidade de importação de óleo diesel, que gera economia de divisas. Note-se, portanto, que os cobenefícios também são interdependentes e geram uma sucessão de efeitos sistêmicos.

Por fim, vale destacar que o setor tem a possibilidade de se tornar um grande ofertante de um energético renovável no longo prazo, o biogás. A Tabela 63 mostra que a oferta de biogás proveniente do setor poderia atingir, no cenário BC+I, em 2050, algo em torno de 16 milhões de m³ por dia de metano, equivalente a aproximadamente metade da capacidade atual do Gasbol (Gasoduto Bolívia-Brasil).

Tabela 63 – Oferta de Biogás nos Cenários BC e BC+I por Atividade

Cenário BC (mil m ³ /dia)	2015	2020	2025	2030	2035	2040	2045	2050	Acumulado no período
Biodigestão de resíduos da agropecuária	41	133	426	1.277	3.172	5.405	6.968	8.043	110.867
Difusão da biodigestão de RSU	0	76	169	276	397	633	891	1.158	15.761
Aproveitamento de biogás em aterros	46	49	412	668	900	1.094	1.234	1.313	26.064
Aproveitamento do biogás de ETE	91	152	240	364	489	569	656	752	14.876
Total	177	410	1.247	2.585	4.957	7.701	9.750	11.266	167.568
Cenário BC+I (mil m ³ /dia)	2015	2020	2025	2030	2035	2040	2045	2050	Acumulado no período
Biodigestão de resíduos da agropecuária	41	134	433	1.369	3.889	7.464	9.986	11.633	150.832
Difusão da biodigestão de RSU	0	261	1.003	1.874	2.245	2.421	2.560	2.664	59.526
Aproveitamento de biogás em aterros	46	49	244	672	988	1.065	1.026	968	23.321
Aproveitamento do biogás de ETE	65	111	231	411	521	542	556	564	13.782
Total	151	555	1.911	4.326	7.643	11.493	14.127	15.829	247.461

Fonte: Elaboração própria

76 Isso acontece caso a maioria dos modelos de negócio adotados utilize esquemas de autoprodução, ou seja, consumo das energias produzidas dentro do próprio setor.

Quadro 14 – Quadro-síntese dos Cobenefícios e Efeitos Adversos por Atividades de Baixo Carbono Propostas para o Setor de Gestão de Resíduos

Tipos de cobenefícios	Descrição dos cobenefícios e efeitos adversos	Degradação do biogás de aterro com flare	Aproveitamento de biogás em aterro		
			Geração elétrica	Produção de biometano	Degradação do biogás
Econômicos	Redução da dependência do petróleo		X	X	
	Geração de renda	X	X	X	
	Redução de custos operacionais		X	X	
	Aumento nas receitas		X	X	
Energéticos	Segurança energética		X	X	
	Diversificação da matriz energética		X	X	
	Integração às cadeias produtivas				
Sociais	Geração de emprego	X	X	X	
	Melhoria da saúde pública		X	X	
	Desenvolvimento local				
Ambientais	Redução da emissão de poluentes	X	X	X	
	Tratamento e reuso da água				
	Aumento da vida útil dos aterros				
Efeitos adversos	Receita evitada (não valoração do biogás)	X			
	Penalidade energética		X	X	
	Aumento no consumo de água		X	X	
	Perda de emprego e renda				
	Riscos à saúde				
	Competição de insumos				

Fonte: Elaboração própria

Atividades de Baixo Carbono					
Difusão da biodigestão		Compostagem da fração orgânica de RSU	Incineração de RSU com aproveitamento energético	Aproveitamento de biogás de ETE	Biodigestão de resíduos agropecuários
geração elétrica	Produção de biometano				
X	X		X	X	X
X	X	X	X	X	X
X	X		X		
X	X	X	X	X	X
X	X		X	X	X
X	X		X	X	X
	X		X		X
X	X	X	X	X	X
X	X	X		X	
		X			X
X	X	X		X	X
				X	
X	X	X	X		
X	X		X		
		X	X		
					X

Após a discussão das barreiras e dos respectivos problemas sistêmicos, fica claro que a adoção dos instrumentos propostos deve ser realizada de maneira coordenada, objetivando interromper o ciclo vicioso de interação dos entraves. Como consequência da análise, fica evidente a demanda por medidas de criação de estrutura e formação de base de dados para decisão. Essas ações têm como objetivo a difusão e produção do conhecimento acerca de práticas pouco intensivas em carbono que resultariam na remoção de barreiras técnicas por meio da difusão das medidas que trariam os seguintes efeitos indiretos: redução dos custos das tecnologias; ganho de competitividade dos produtos; legitimação, conhecimento dos benefícios e diminuição da resistência à adoção das medidas.

Para tanto, seria fundamental a criação de um centro de suporte nacional a prefeituras e estados capaz de discutir e orientar a elaboração de arranjos regulatórios e institucionais, a definição de planos, os mapeamentos sistêmicos, a agenda de treinamentos e gerenciamento de ações mais promissoras visando à redução de emissões de GEE pelo setor. A criação desse centro de referência seria coordenada pelo Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações (MCTIC), com suporte da Rede Clima, sendo que, inicialmente, objetivaria o desenvolvimento e a difusão das tecnologias-chave de baixo carbono, em particular o aproveitamento do biogás de aterro; a difusão da biodigestão, incineração de RSU com aproveitamento energético; e a biodigestão de resíduos agropecuários. Compreende-se que o horizonte de implementação seria de curto prazo.⁷⁷

Para tanto, é fundamental a implementação de projetos-piloto que devem contar com parcerias de estados, municípios e do setor privado. Deve-se ressaltar que a definição dos projetos deve seguir critérios técnicos. Fundamentalmente, deve ser precedido da realização de estudos de potencialidades técnica, econômica, ambiental e social, que deverão indicar: parâmetros a serem seguidos pela planta-piloto e arranjos institucionais que devem ser criados para sua implementação e monitoramento. Mais do que isso, poderiam ser mobilizados atores de universidades e do Sistema S (Sebrae e Senai), que utilizariam os projetos-piloto para treinamento de mão de obra, em particular a capacitando na elaboração de EVTE e gestão dos empreendimentos.

Ademais, poderia ser criado, no curto prazo, um Grupo de Trabalho ao Apoio de Centros de Referência em Tecnologias de Baixo Carbono (GT Baixo Carbono), com participação de atores dos governos em âmbito federal, estadual e municipal, instituições de pesquisa e atores da sociedade civil, que objetivaria desenvolver o arcabouço institucional para facilitação da criação do centro de suporte. Por fim, o GT Baixo Carbono poderia elaborar um plano de trabalho visando ao levantamento sistêmico e anual da composição de resíduos, o que permitiria a remoção de barreiras culturais e de capacitação, em particular, resistência por parte dos agentes e falta de conhecimentos dos benefícios das tecnologias, assim, diminuição da assimetria de informações. Com horizonte de implementação de curto prazo, duas ações deveriam ser previstas: i) desenvolvimento de equipes responsáveis pelo levantamento, em parceria com estados, municípios e centros de pesquisa; ii) elaboração de mapa do potencial e composição dos resíduos, como base de dados para estudos de viabilidade.

77 Considera-se como curto, médio e longo prazo, respectivamente, 1 a 2 anos; 3 a 5 anos; e a partir de 6 anos.

Essas ações têm por objetivo principal identificar o estado da arte do setor e subsidiar, com informações mais precisas, os tomadores de decisão nos âmbitos técnico e de mercado. Um exemplo é o mapeamento da composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos, que viabiliza a implementação de atividades de baixo carbono e mitiga a falta de informação de operadores de mercado. Outra oportunidade é o mapeamento nos moldes de sistemas tecnológico de inovação (NEGRO; HEKKERT; SMITS, 2007; WIECZOREK; HEKKERT, 2012b), que avaliam a estrutura em termos de agentes, relações e regras, dinâmica e evolução das práticas.

Visando à remoção das barreiras de mercado à adoção das medidas de baixo carbono no setor, inicialmente, propõe-se, no médio prazo, a criação de um mercado para os produtos das medidas de abatimento, quais sejam: biometano, eletricidade e composto. Esse instrumento sinalizaria ao mercado a existência de uma demanda cativa pelos produtos, o que fomentaria o desenvolvimento da cadeia de serviços e suprimentos que, por sua vez, adicionaria conteúdo local às tecnologias-chave de baixo carbono. Esses aspectos, conjuntamente, trariam competitividade aos produtos.

Uma abordagem interessante para esse tipo de medida é o gerenciamento estratégico de nichos (SCHOT; GEELS, 2008). Pragmaticamente, ações como definição de cotas,⁷⁸ subsídios,⁷⁹ alocação de recursos⁸⁰ e estruturas de contratação simplificada⁸¹ para determinados negócios-alvo deveriam ser implementadas. Compreende-se que a formulação desse instrumento poderia ser iniciada no curto prazo, mediante a elaboração de estudos para definição das ações preferenciais por segmento, e poderia envolver, especialmente, os ministérios das Cidades, Minas e Energia e Fazenda, assim como agências reguladoras (Aneel e ANP) e a Empresa de Pesquisa Energética.

A criação de certificação de agentes potencializaria o estabelecimento de arranjos comerciais adequados, o que traria competitividade para os produtos gerados por meio da redução de entraves associados a fluxo de caixa e custos de transação. Evidentemente, esse instrumento deve ter respaldo regulatório e envolveria a criação de uma agência certificadora, a qual monitoraria e revisaria, anualmente, o atendimento aos critérios de certificação. O horizonte de implementação seria de médio a longo prazo, e a criação da instituição certificadora seria uma atribuição dos ministérios citados.

A partir dos instrumentos tecnológicos e de mercado, é esperado que haja maior legitimação para o desenvolvimento de medidas alocativas de recursos.⁸² Nesse caso, dois instrumentos econômicos são fundamentais: estrutura de crédito para atividades de baixo carbono e subsídios e incentivos temporários.

78 Exemplificado pela experiência brasileira na área de biocombustíveis, em que o etanol anidro, misturado à gasolina, e o biodiesel, misturado ao óleo diesel, têm garantia de consumo em prol da redução da dependência externa.

79 Conforme já realizado no Brasil, com a menor incidência de alíquotas de impostos sobre o óleo diesel, combustível que transporta a produção e os trabalhadores, que sobre a gasolina. Também pode ser verificada nas tarifas do setor elétrico, de acordo com a classe de consumo.

80 Financiamentos com taxas menores por parte de bancos públicos, também já desenvolvidos no Brasil.

81 Leilões por fonte no setor elétrico e aplicação de *net metering*, que estão em curso no mercado nacional.

82 Cumpre enfatizar que o desenvolvimento das ações anteriores também necessita de recursos (financeiros, físicos, humanos), porém o volume inicial é bem menor do que o volume necessário para o desenvolvimento dos instrumentos econômicos.

O primeiro diz respeito à definição de quais serão os recursos e meios para financiar os projetos nos segmentos do setor. Diversas são as possibilidades, como a utilização de programas já existentes com critérios diferentes, tais como linhas de financiamento do BNDES e da Caixa Econômica Federal. Trata-se de inserir metas de mitigação de emissões de GEE e que facilitem o estabelecimento de uma cadeia produtiva visando ao aproveitamento energético dos resíduos no Brasil.⁸³ Idealmente, as linhas de crédito devem considerar menores taxas de juros para agentes certificados no setor. Essas ações proporcionariam a redução dos custos de capital, consequentemente, potencializando a viabilidade econômica das atividades de baixo carbono, em particular o aproveitamento energético do biogás de aterros e ETE; difusão da biodigestão; incineração de RSU com aproveitamento energético; e biodigestão de resíduos da agropecuária.

Também devem merecer atenção a descentralização das estruturas de crédito e a alavancagem em fundos internacionais que financiem opções de mitigação de emissões de GEE. Inicialmente, o repasse dos Fundos de Participação de Estados e Municípios deveria incluir critérios capazes de privilegiar as ações de baixo carbono, como um percentual mínimo de utilização, similar ao conceito de ICMS Verde adotado por alguns estados. Outros instrumentos seriam necessários para promover a diversificação e descentralização das linhas de financiamento, difusão dos investimentos e entrada de novos atores no setor. Esse seria o caso dos recursos ou linhas estaduais de créditos, emissão de títulos, criação de fundos, entre outras. Essas ações deveriam ser coordenadas pelo Ministério da Fazenda e pelo Ministério das Cidades, com participação das secretarias estaduais da Fazenda, sendo o crédito disponibilizado junto a bancos estaduais comerciais e de fomento. Por se tratar de medida relativamente simples, o horizonte seria de curto prazo. No que se refere à alavancagem em fundos internacionais de recursos, deveriam ser elaborados projetos visando à captação, pelo Ministério da Fazenda, pelo Ministério das Cidades e por bancos de fomento, junto ao Global Environmental Facility (GEF), Green Climate Fund (GCF), Banco Interamericano de Desenvolvimento (IDB) e fundos de pensão. Em virtude da necessidade da elaboração de projetos e posterior estabelecimento de parcerias para aplicação dos recursos financeiros, compreende-se que o horizonte de implementação seria de longo prazo, e os atores a serem mobilizados seriam, principalmente, estados e municípios.

Vale destacar que é de extrema importância a coordenação desses recursos com uma política climática. Isso implica, por exemplo, a definição de critérios para empreendimentos de gestão de resíduos em um fundo único de mudanças climáticas e/ou de baixo carbono. Nesse contexto, medidas não convencionais também poderiam ser estabelecidas, com a mudança em esquemas de garantias e contratação necessária para projetos em *project finance*. Um exemplo é a utilização da própria frota de caminhões como garantia de compra do biometano produzido. Esse mecanismo vai ao encontro de contratos de performance do tipo de eficiência energética, em que a economia de energia (e de custos) é definida em relação a uma referência – no caso de transportes, a importação prevista de combustíveis fósseis. Essas atividades poderiam ser coordenadas pelos ministérios da Fazenda, do Meio Ambiente e das Cidades, com a participação de estados e municípios, e seriam voltadas a uma estratégia de implementação de longo prazo.

83 Tal critério já é utilizado para redução da taxa de juros da aquisição de caminhões que utilizem mais de 20% de biodiesel, pelo BNDES, e para empreendimentos de solar e eólica em financiamentos do BNDES em parceria com o Ministério da Indústria, Comércio Exterior e Serviços.

Por outro lado, em um horizonte de curto prazo, que permitiria a implementação parcial das atividades setoriais de baixo carbono a partir de 2017, poderiam ser criados mecanismos de incentivos e subsídios econômicos. Trata-se de instrumentos de transição que serviriam até mesmo para a legitimação e a difusão de casos de sucesso do setor. Sob a coordenação do Ministério da Fazenda, poderiam ser implementadas reduções nas alíquotas de importação e subsídios regionais e locais temporários, com a previsão de fundos para compensação que objetivariam mitigar assimetrias fiscais.

Por fim, deve-se destacar que é imprescindível que esse conjunto de instrumentos leve em consideração as diferentes escalas de investimento e sua lógica descentralizada. A implementação baseada em nichos ou mercados prioritários, seguindo a lógica de promoção das estruturas básicas para atendimento de metas de longo prazo, é fundamental. Mais do que isso, devem ser associadas atividades de capacitação dos agentes locais e definição de arranjos comerciais e regulatórios mais para grupos de mercados, considerando as particularidades regionais e locais.

Instrumentos no âmbito institucional também devem ser propostos, na medida em que permitiriam a remoção de barreiras associadas à inexistência de arranjos comerciais que promovam a comercialização do biogás e à inadequação da regulação existente, sobretudo no setor elétrico. Para tanto, devem ser criados instrumentos que promovam a coordenação dos instrumentos legais e regulatórios (existentes ou não). Nesse sentido, inicialmente, deve-se privilegiar a destinação de rejeitos somente a aterros e condicionar seu licenciamento à introdução de práticas de degradação do biogás e aproveitamento energético. No médio prazo, deve-se regulamentar o uso do biogás de RSU e efluentes para geração elétrica e biometano, assim como uso do biometano de aterros e ETE. Esses mecanismos deveriam ser formulados em âmbito federal, por meio dos ministérios relevantes e das agências de regulação, com o monitoramento sob responsabilidade de governos estaduais e municipais.

Finalmente, para a remoção de barreiras culturais e de capacitação, poderiam ser propostos dois instrumentos: desenvolvimento de um centro nacional de suporte e apoio a estados e municípios para a adoção de atividades de baixo carbono e criação do Programa Nacional de Reciclagem e Segregação de Resíduos (PNRSR). O primeiro mecanismo abrange ações adicionais à proposta formulada para remoção de barreiras técnicas. Trata, por exemplo, da elaboração de um manual de melhores práticas de baixo carbono e de arranjos comerciais e regulatórios para sua promoção. Ademais, do mapeamento sistêmico e periódico do estado da arte e melhores tecnologias disponíveis para a redução de emissões de GEE. Por sua vez, o PNRSR objetivaria o estabelecimento de acordos com municípios para criação de rotas de coleta seletiva e centro de triagem, assim como o treinamento de catadores para desenvolvimento de formas alternativas de geração de renda. Em particular, esse instrumento visa à criação de alternativa de renda à coleta convencional, sobretudo de material reciclável. Compreende-se que MCTIC, MCidades e MMA poderiam coordenar, com suporte da Rede Clima e apoio de governos estaduais e municipais, essa atividade. O horizonte de implementação seria de curto e médio prazo.

Os instrumentos de política pública propostos para a remoção das diferentes barreiras e potencialização dos cobenefícios associados à adoção dos cenários de baixo carbono estão sintetizados no Quadro 15.

Quadro 15 – Quadro-síntese dos Instrumentos Específicos Propostos Visando à Adoção das Atividades de Baixo Carbono pelo Setor de Gestão de Resíduos

Nº da barreira	Tipos de instrumentos	Instrumentos e objetivos propostos
1a 1b	- Econômicos - Informação - Regulatórios - Suporte e desenvolvimento	1 - Desenvolvimento de um centro nacional de suporte e apoio a estados e municípios para a adoção de atividades de baixo carbono - Desenvolvimento de tecnologias-chave a partir de mapeamento de nichos e metas de longo prazo - Desenvolvimento de projetos-piloto - Utilização de projetos-piloto para treinamento de mão de obra 2 - Facilitação à criação de centro de nacional de suporte - Desenvolvimento de acordos voluntários com agentes de mercado - Coordenação com projetos-piloto e projetos de pesquisa - Utilização e/ou adaptação de centros já estabelecidos em diferentes regiões do país 3 - Levantamento sistêmico da composição de resíduos - Desenvolvimento de equipes em parcerias com estados, municípios e centros de pesquisa - Elaboração de mapa do potencial e composição dos resíduos, visando à criação de uma base de dados para estudos de viabilidade
2a 2b 2c 2d	- Comando e controle - Econômicos - Informação - Regulatórios - Suporte e desenvolvimento	4 - Criação de mercado para os produtos das medidas de abatimento - Identificação de nichos mais competitivos e atuação prioritária (diminuição de custos das propostas) - Criação de cotas (periodicamente revisadas) para os produtos de acordo com metas de longo prazo, mapeamento sistêmico e nichos-alvo - Criação de uma estrutura de contratação simplificada para casos específicos 5 - Criação de certificação de agentes - Criação de uma agência certificadora, com monitoramento e revisão anual do atendimento/critérios de certificação
3a 3b 3c	- Econômicos - Informação - Regulatórios - Suporte e desenvolvimento	6 - Criação de estrutura de crédito para atividades de baixo carbono - Utilização de linhas específicas já existentes com alteração dos critérios (BNDES e Caixa) - Definição de critérios de preferência para diferentes condições de crédito de acordo com as metas de longo prazo, eficiência do empreendimento, nichos-alvo e agentes certificados - Criação de estruturas descentralizadas de crédito, como emissões de títulos estaduais e municipais e criação de fundos regionais - Alavancagem de recursos financeiros junto ao GEF, GCF, BID e fundos de pensão - Condicionamento de crédito ao estabelecimento da cadeia produtiva no país (de maneira gradual como para eólica e solar no BNDES) - Atendimento de própria frota como <i>project finance</i> 7 - Implementação de incentivos e subsídios temporários - Redução de imposto de importação de tecnologias de baixo carbono - Promoção de subsídios regionais e locais temporários, com criação de fundo para compensação

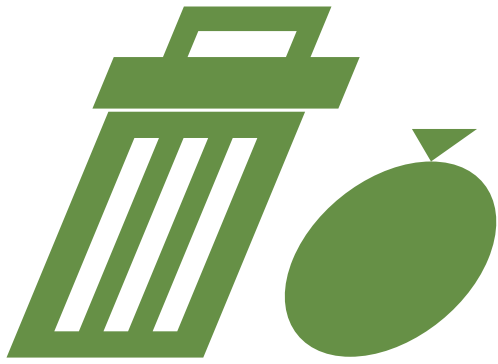
Nº da barreira	Tipos de instrumentos	Instrumentos e objetivos propostos
4a 4b 5a 5b 5c 5d	- Comando e controle - Econômicos - Informação - Regulatórios - Suporte e desenvolvimento	8 - Coordenação de instrumentos legais e regulatórios - Avaliação da evolução gradual da destinação somente de rejeito a aterros - Condicionamento dos licenciamento ambientais a práticas sustentáveis (ex.: licenciamento de aterros somente com degradação de biogás e recuperação energética) - Regulamentação do uso de biogás de RSU e efluentes para geração elétrica e biometano 9 - Desenvolvimento de um centro nacional de suporte e apoio a estados e municípios para a adoção de atividades de baixo carbono - Criação de manual de melhores práticas de baixo carbono e de arranjos comerciais e regulatórios para a sua promoção - Realização de mapeamento sistêmico e periódico do estado da arte e melhores tecnologias disponíveis para a redução de emissões de GEE - Definição de metas de longo prazo - Definição e gerenciamento de nichos (regiões e modelos de negócio) prioritários 10 - Criação do Programa Nacional de Reciclagem e Segregação de Resíduos (PNRSR) - Estabelecimento de acordos com municípios para criação de rotas de coleta seletiva e centro de triagem - Treinamento de catadores para desenvolvimento de mão de obra da cadeia de serviços

Fonte: Elaboração própria

Por fim, cumpre enfatizar que os mecanismos de monitoramento anteriormente citados devem ser especificados e rigidamente acompanhados. Devem considerar diferentes dimensões e ser avaliados por meio de indicadores de performance, como eficiências técnica e financeira, mas também devem ser participativos, com consultas às diversas partes envolvidas. Os instrumentos devem ser estabelecidos com a especificação de responsabilidades e tarefas.

Dessa maneira, fecha-se o ciclo inicial de estabelecimento de uma proposta para o setor, que, como apresenta caráter dinâmico, deve ser monitorado e ajustado periodicamente de acordo com a efetividade (ou não) e as atividades desenvolvidas.

Cumprido enfatizar, novamente, que o sucesso da implementação de uma agenda de baixo carbono no setor de gestão de resíduos passa pela implementação conjunta dos mecanismos propostos.



Considerações
finais

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este estudo teve por objetivo auxiliar o governo brasileiro a reforçar sua capacidade técnica de apoiar a implementação de ações de mitigação de emissões de GEE no setor de gestão de resíduos. Para tal, foi desenvolvida metodologia para projeção de longo prazo das emissões do setor, a qual resultou na construção de três diferentes cenários para o período de 2010 a 2050.

O primeiro cenário, denominado de cenário de referência (REF), apresentou características tendenciais de mercado, o que pressupõe o cumprimento das políticas setoriais e mantém o ritmo natural de incorporação das tecnologia. No cenário de baixo carbono (BC), foram consideradas tecnologias disponíveis comercialmente que podem ser aplicadas pelo setor para reduzir emissões de GEE: i) degradação de biogás de aterro com *flare*; ii) aproveitamento do biogás de aterro para geração de energia elétrica; iii) aproveitamento de biogás de aterro para produção de biometano; iv) difusão da biodigestão da matéria orgânica de RSU e geração de eletricidade; v) difusão da biodigestão da matéria orgânica de RSU e produção de biometano; vi) compostagem da fração orgânica de RSU; vii) incineração de RSU com aproveitamento energético; viii) aproveitamento do biogás em sistemas de tratamento anaeróbico de ETE para geração de eletricidade; e ix) biodigestão de resíduos da agropecuária com aproveitamento energético. Quanto à medida de aproveitamento dos resíduos da agropecuária, deve-se destacar que os potenciais de redução de emissões de GEE, semelhantemente à metodologia empregada pela TCN, foram informados para reporte pelo setor de Afolu. Finalmente, no cenário de baixo carbono com inovação (BC+I), foram avaliadas as mesmas tecnologias, porém com a incorporação de efeitos de curvas de aprendizagem sobre os potenciais e custos de abatimento.

A despeito das limitações inerentes à construção de cenários setoriais de emissões de GEE, que tendem a sobre e subestimar, respectivamente, potenciais e custos das atividades de baixo carbono, constatou-se haver oportunidades significativas de redução de emissões. Os cenários BC e BC+I revelaram que o setor de gestão de resíduos poderia contribuir com redução acumulada de emissões, até 2050, de 1,86 a 1,94 bilhão de tCO₂e. Em termos relativos, seria possível apresentar emissões de GEE entre 49% e 51% menores, em 2050, comparativamente ao nível do cenário REF. Grande parte das medidas apresentou custos marginais de abatimento negativos ou próximos de nulos, o que revela viabilidade técnico-econômica no horizonte de análise deste estudo. Ademais, segundo taxas de desconto de 8% ao ano nos cenários BC e BC+I e de 14% ao ano no cenário BC+I, haveria benefício econômico decorrente da implementação do conjunto de atividades de baixo carbono pelo setor. Pôde-se identificar a importância das seguintes opções de mitigação: soluções de aterro; tratamento anaeróbico de efluentes; aproveitamento do biogás; e aproveitamento de resíduos da agropecuária.

Embora aparentem viabilidade técnico-econômica, as medidas não fazem parte do cenário tendencial do setor. Isso demonstra que existem barreiras à sua implementação, as quais foram avaliadas detalhadamente e em conjunto com potenciais cobenefícios e efeitos adversos da sua adoção. Esses elementos subsidiaram a proposição de instrumentos de políticas públicas para adoção de atividades de baixo carbono.

Verificou-se que a incineração de RSU, com aproveitamento energético, enfrenta os maiores entraves à difusão, com inúmeras barreiras técnicas, mercadológicas, econômicas, institucionais, culturais e de capacitação. Em particular, verificou-se que as barreiras são interdependentes, causando um ciclo vicioso que impede a difusão das tecnologias. Esse aspecto ressalta a importância da opção metodológica empregada pelo estudo, com vistas à elaboração de instrumentos de política pública para viabilizar a adoção das atividades de baixo carbono pelo setor.

Além disso, a caracterização do problema, primeiro identificando as principais barreiras ao desenvolvimento das medidas de mitigação e, em seguida, verificando possíveis interações entre elas, se mostrou uma abordagem relevante para o entendimento da complexidade das questões de definição de instrumentos de políticas públicas. Para o setor, além das características das barreiras de mercado, econômicas e técnicas comuns ao desenvolvimento de diversas medidas de abatimento em outros setores (disponibilidade e acesso a crédito, disponibilidade de serviços, questões de desenvolvimento e adaptação de tecnologias), verificou-se a importância de entraves institucionais e regulatórios, os quais afetam direta e/ou indiretamente diversas barreiras.

Desse modo, as propostas foram definidas a partir do entendimento de que as barreiras institucionais são as primeiras que devem ser removidas. Isso não reduz a importância das outras barreiras, mas identifica que, mesmo a definição e implementação das medidas que podem mitigar as outras barreiras, tornam-se mais complexas caso as barreiras institucionais não sejam removidas.

Verificou-se que é preciso estabelecer metas e condições de contorno mais rígidas, em particular para o aproveitamento energéticos de biogás em aterros. Uma proposta inicial é o não licenciamento de aterros que não contenham esquemas de degradação de metano, medida de comando e controle que deve ser aplicada também para definir as condições de contorno do mercado. Aliada a essas ações, deve ser estabelecida a infraestrutura de comercialização e regulação necessária. O mesmo se aplica para o setor de efluentes, em que as questões institucionais são mais fortes que as técnicas. Além dos instrumentos regulatórios, instrumentos de caráter alocativo, como a criação de estrutura de crédito e a formação de mercados, são fundamentais.

A implementação de medidas de baixo carbono só pode ocorrer se houver as necessárias estruturas de disponibilização de recursos. Os tomadores de decisão devem não só estar cientes das oportunidades, como devem ter um aparato acessível que viabilize a decisão. Importante destacar que não somente recursos financeiros são necessários, mas também a disponibilidade de mão de obra qualificada é relevante. Finalmente, estruturas descentralizadas de produção e difusão de conhecimento devem ser desenvolvidas concomitantemente à criação das estruturas de alocação de recurso. Essas estruturas serão responsáveis por criar um *lôcus* de difusão das medidas, aumentando a sua legitimação com consequente aumento da demanda.

O desenvolvimento de cenários de baixo carbono é uma ferramenta amplamente utilizada para a investigação de oportunidades de redução de emissões de GEE. No entanto, os cenários apresentam diversas limitações que devem estar evidentes quando for feita a interpretação dos potenciais e custos de abatimento. Estes justificam a opção do projeto de integração dos cenários de emissões de GEE, metodologia que permite obter estimativas aditivas de potenciais de abatimento e robustas de custos marginais de mitigação. Portanto, este estudo se presta, fundamentalmente, para a identificação das atividades de baixo carbono e proposição de instrumentos de política pública para sua implementação.

A análise setorial considerada nesse relatório não permite a detecção de não aditividades de potenciais de mitigação que podem derivar, por exemplo, da competitividade por insumos e tecnologias visando à redução de emissões de GEE. É o caso dos resíduos da agropecuária, que podem ser alocados mais eficientemente, sob o ponto de vista de mitigação de emissões, para a geração termoeletrônica. Em suma, trata-se de uma limitação da modelagem setorial, motivo pelo qual o projeto se utiliza da técnica de construção integrada de cenários, da qual resulta estimativas robustas de potenciais e custos setoriais de mitigação de emissões de GEE.

O segundo grupo de limitação diz respeito à identificação das principais barreiras e instrumentos de políticas públicas. Neste trabalho, as barreiras foram levantadas de acordo com pesquisa realizada na literatura científica e experiência dos consultores. Porém, dada a lógica descentralizada de decisões do setor, é de suma importância o levantamento de condições locais e regionais para o aprimoramento da discussão. Portanto, é altamente recomendável a realização de análises sistêmicas em diferentes níveis (nacional, regional e local). Essa melhor descrição das barreiras, automaticamente, deixará claros outros possíveis ganhos com a adoção das medidas, consequentemente, aprimorando o processo de formulação de instrumentos de política pública de baixo carbono.

Cabe também destacar que a discussão de possíveis cobenefícios foi realizada de maneira muito breve e merece investigação mais detalhada. Contudo, muitos dos cobenefícios são dependentes de condições locais, o que dificulta sua investigação quando a fronteira de análise é agregada em nível nacional. Consequentemente, com uma melhor descrição da situação dos entraves setoriais e das diversas medidas de abatimento, a seleção de instrumento de ação se tornará muito mais precisa, potencializando sua eficácia para mitigar emissões de GEE.

Por fim, outra limitação desse estudo resulta das projeções econômicas consideradas na construção dos cenários. Para tratar dessa questão, tendo em vista a transversalidade e a relevância das variáveis macroeconômicas para os cenários setoriais de emissões, será considerada uma segunda visão de crescimento setorial do PIB no âmbito da modelagem integrada, a qual considerará os efeitos de curto e médio de prazo do recente contexto econômico nacional.



Referências

REFERÊNCIAS

- ABREU, F. V.; COSTA FILHO, M. A. F; SOUZA, M. C. L. *Biogás de aterros sanitários para geração de energia renovável e limpa*: um estudo de viabilidade técnica e econômica. Disponível em: <<http://www.eng.uerj.br/publico/anexos/1280380722/07-c0343-a1-viana-cibim2009.pdf>>. Acesso em: 1 ago. 2014.
- AGÊNCIA INTERNACIONAL DE ENERGIA – IEA. *Biogas production and utilisation*. Paris: IEA, 2005.
- _____. *Energy statistics manual*. Paris: IEA, 2005.
- _____. *Experience curves for energy technologies*. Paris: IEA, 2000.
- _____. *Waste to energy – Summary and conclusions from the IEA Bioenergy ExCo71 Workshop*. Vienna, Austria: IEA, 2013.
- ALLESCH, A.; BRUNNER, P. Assessment methods for solid waste management: A literature review. *Waste Management & Research*, 32, n. 6, p. 461-473, 2014.
- ALVES FILHO, M. Combinação entre diesel e gás natural zera a emissão de material particulado. *Jornal da Unicamp*, Campinas, n. 411, p. 29, setembro 2008.
- ALVES, I. et al. Potencial energético dos resíduos orgânicos brasileiros. In: MAHLER, C. *Lixo urbano: o que você precisa saber sobre o assunto*. Rio de Janeiro: Revan, v. I, p. 139-156, 2012.
- ANDRADE NETO, C. O.; CAMPOS, J. R. Capítulo 1: Introdução. In: CAMPOS, J. R. (Coord.). *Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbico e disposição controlada no solo*. Rio de Janeiro: PROSAB/FINEP, 1999.
- ARROW, K. The economic implication of learning-by-doing. *Review of Economic Studies*. 29 (3), 155-173, 1962.
- ARSOVA, L. *Anaerobic digestion of food waste: current status, problems and an alternative product*. Disponível em: <http://www.seas.columbia.edu/earth/wtert/sofos/arsova_thesis.pdf> Acesso em: 29 set. 2014.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DAS INDÚSTRIAS DE ÓLEO VEGETAL – ABIOVE (Brasil). *Notas à imprensa*. Disponível em: <<http://www.abiove.org.br/site/index.php?page=notas-a-imprensa>>. Acesso em: 1 ago. 2014.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE DISTRIBUIDORES DE ENERGIA ELÉTRICA – ABRADDEE (Brasil). *Tarifas de energia*. Disponível em: <<http://www.abradee.com.br/setor-de-distribuicao/tarifas-de-energia/tarifas-de-energia>>. Acesso em: 1 ago. 2014.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS – ABRELPE (Brasil). *Atlas brasileiro de emissões de GEE e potencial energético na destinação de resíduos sólidos*. São Paulo: Abrelpe, 2013.

_____. *Energia elétrica proveniente de resíduos sólidos urbanos*. Rio de Janeiro: Abrelpe, 2014.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE TRATAMENTO DE RESÍDUOS – ABETRE (Brasil). *Panorama das estimativas de geração de resíduos industriais*. São Paulo: Abetre, 2006.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DOS COMERCIALIZADORES DE ENERGIA – ABRACEEL (Brasil). *Relatório anual 2013*. Brasília: Abraceel, 2013.

BALMANT, W. *Concepção, construção e operação de um biodigestor e modelagem matemática da biodigestão anaeróbia*. 2009. 60p. Dissertação (Mestrado em Engenharia e Ciências dos Materiais). Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Ciência dos Materiais - PIPE, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2009.

BANCO MUNDIAL. *Handbook for the preparation of landfill gas to energy projects in Latin America and the Caribbean*. Waterloo, Ontario: World Bank, 2004.

_____. *Viability of current and emerging technologies for domestic solid waste treatment and disposal: implications on dioxin and furan emissions*. Washington, DC: World Bank, 2011.

BARBOZA, M. G.; AMORIM, E. L. C. *Tratamento anaeróbio de esgotos através de reatores tipo UASB*. Maceió: UFAL, 2010.

BARÉA, L. C. RALF. *Reator anaeróbio de manto de lodo e fluxo ascendente reduzindo custos e economizando energia no tratamento de esgotos*. Curitiba: Sanepar, 2006.

BERGEK, A. et al. Technological innovation systems in contexts: conceptualizing contextual structures and interaction dynamics. *Environ. Innov. Soc. Transitions*. doi:10.1016/j.eist.2015.07.003.

BIJKER, W. E.; HUGHES, T. P.; PINCH, T. *The social construction of technological systems : new directions in the sociology and history of technology*. [S.l.]: MIT Press, 1987.

BOSCHMA, R. Proximity and innovation: a critical assessment. *Reg. Stud.* 39, 61-74, 2005. Disponível em: <<http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/0034340052000320887?journalCode=cres20>>. Acesso em: 1 ago. 2014.

BOSTON CONSULTING GROUP. *Perspectives on experience*. Boston Consulting Group Inc., 1968.

BRASIL. Agência Nacional de Energia Elétrica – ANEEL. *Glossário*. Disponível em: <<http://www.aneel.gov.br/biblioteca/glossario.cfm>>. Acesso em: 1 ago. 2014.

BRASIL. Banco Nacional do Desenvolvimento Econômico e Social – BNDES. *Roteiros e normas*. Disponível em: <http://www.bndes.gov.br/SiteBNDES/bndes/bndes_pt/Ferramentas_e_Normas/Roteiros_e_Manuais>. Acesso em: 1 ago. 2014.

BRASIL. Caixa Econômica Federal. *Produtos e serviços*. Disponível em: <http://www.caixa.gov.br/pj/pj_comercial/mp/index.asp>. Acesso em: 1 ago. 2014.

BRASIL. Centrais Elétricas Brasileiras S.A. – ELETROBRAS. *Proinfa*. Disponível em: <<http://www.elektrobras.com/eREF/Proinfa/data/Pages/LUMISABB61D26PTBRIE.htm>>. Acesso em: 1 ago. 2014.

BRASIL. Companhia de Saneamento do Paraná – SANEPAR. *Manual técnico para utilização agrícola do lodo de esgoto no Paraná*. Curitiba: Sanepar, 1997.

BRASIL. Empresa de Pesquisa Energética – EPE. *Balanço Energético Nacional 2014 – ano-base 2013*. Rio de Janeiro: EPE, 2014.

_____. *Demanda de energia 2050*. Rio de Janeiro: EPE, 2014c.

_____. *Economicidade e competitividade do aproveitamento energético de resíduos rurais*. Rio de Janeiro: EPE, 2014b.

_____. *Economicidade e competitividade do aproveitamento energético dos resíduos sólidos urbanos*. Rio de Janeiro: EPE, 2014a.

_____. *Inventário energético de resíduos sólidos urbanos*. Rio de Janeiro: EPE, 2014a.

_____. *Mais de mil projetos se inscrevem para leilão*. Disponível em: <<http://www.epe.gov.br/leiloes/Documents/Leil%C3%B5es%202014/INFORME%20%C3%80%20IMPrensa-5%202014.pdf>>. Acesso em: 22 nov. 2015.

_____. *Potencial de redução de emissões de CO₂ em projetos de produção e uso de biocombustíveis*. Disponível em: <http://www.epe.gov.br/Petroleo/Documents/Estudos_29/EPE%20-%202%C2%BA%20Biocombust%C3%ADveis%20x%20MDL.pdf>. Acesso em: 11 ago. 2014.

BRASIL. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. *Pesquisa Nacional de Saneamento Básico – PNSB / 2008*. Rio de Janeiro: IBGE, 2010. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb2008/PNSB_2008.pdf>. Acesso em: 22 dez. 2016.

BRASIL. Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada – IPEA. *Diagnóstico de resíduos sólidos urbanos*. Brasília: IPEA, 2012.

_____. *Diagnóstico dos instrumentos econômicos e sistemas de informação para gestão de resíduos sólidos*. Brasília: IPEA, 2012.

_____. *Diagnóstico dos resíduos orgânicos do setor agrossilvopastoril e agroindústrias associadas*. Brasília: IPEA, 2012.

BRASIL. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. *Emissões de metano por fermentação entérica e manejo de dejetos de animais*. Relatórios de referência: Agricultura. Segundo inventário brasileiro de emissões e remoções antrópicas de gases de efeito estufa. Brasília: MCTI, 2011.

_____. *Primeiro inventário brasileiro de emissões antrópicas de gases de efeito estufa*. Relatórios técnicos de referência. Brasília: MCTI, 2005.

_____. *Segunda comunicação nacional do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima*. Disponível em: <http://www.mct.gov.br/upd_blob/0215/215070.pdf>. Acesso em: 12 ago. 2014.

_____. *Segundo inventário brasileiro de emissões antrópicas de gases de efeito estufa*. Brasília: MCTI, 2010.

_____. *Sistema de estimativa de emissões de GEE/2006-2012*. São Paulo: Observatório do Clima, 2014.

_____. *Primeira comunicação nacional do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima*. Brasília: MCTI, 1994.

BRASIL. Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações. *Estimativas anuais de emissões de gases de efeito estufa no Brasil*. Disponível em: <http://www.mct.gov.br/upd_blob/0235/235580.pdf>. Acesso em: 22 dez. 2016.

BRASIL. Ministério das Cidades. *Diagnóstico do manejo de resíduos sólidos urbanos – 2012*. Brasília: MCidades, 2014.

_____. *Plano Nacional de Saneamento Básico – Plansab*. Brasília: MCidades, 2013.

BRASIL. Ministério de Minas e Energia. *Leilões de energia elétrica*. Disponível em: <http://www.mme.gov.br/programas/leiloes_de_energia/menu/inicio.html>. Acesso em: 1 ago. 2014.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. *Manual para implantação de compostagem e coleta seletiva no âmbito de consórcios públicos*. Brasília: MMA, 2010.

_____. *Política Nacional de Resíduos Sólidos: contexto e principais aspectos*. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/residuos-solidos/politica-nacional-de-residuos-solidos/con-textos-e-principais-aspectos>>. Acesso em: 8 jan. 2013.

_____. *Resolução Conama nº 357*. Brasília: MMA, 2005.

_____. *Resolução Conama nº 430*. Brasília: MMA, 2011.

BRASIL. Ministério do Planejamento. *10º Balanço do PAC 2*. Brasília: MP, 2014.

_____. *Balanço 4 anos PAC 2*. Disponível em: <http://www.pac.gov.br/pub/up/pac/11/PAC11_CidadeMelhor.pdf>. Acesso em: 12 dez. 2015.

BRASIL. *Plano Nacional sobre Mudança do Clima*. Brasília, 2008. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/smcq_climaticas/_arquivos/plano_nacional_mudanca_clima.pdf>. Acesso em: 22 dez. 2016.

BRASIL. Programa Nacional de Conservação de Energia Elétrica – PROCEL. *Relatório de resultados do Procel 2013 – ano-base 2012*. Rio de Janeiro: Procel, 2013.

BRUNSON, R.; NAADIMUTHU, G. *Schum's outline of theory and problems of operational research*. New York: McGraw-Hill, 1997.

BRUNDTLAND, G. H. *Our common future*. Disponível em: <<http://www.un-documents.net/our-common-future.pdf>>. Acesso em: 12 jun. 2014.

CÂMARA DE COMERCIALIZAÇÃO DE ENERGIA ELÉTRICA – CCEE (Brasil). *Preços médios*. Disponível em: <http://www.ccee.org.br/portal/faces/pages_publico/o-que-fazemos/como_ccee_atua/precos/precos_medios>. Acesso em: 1 ago. 2014.

CARLSSON, B.; STANKIEWICZ, R. On the nature, function and composition of technological systems. *J. Evol. Econ.* 1, 93-118. Doi:10.1007/BF01224915.

CARVALHO, M. et al. Putting solid household waste to sustainable use: a case study in the city of Rio de Janeiro, Brazil. *Waste Management & Research*, 30, n. 12, 1312-1319, 2012. Doi: 10.1177/0734242X12462280.

CARVALHO, N. *Tratamento de lodo e reuso*. Salvador: UFBA, 2010.

CENTRO DE ESTUDOS AVANÇADOS EM ECONOMIA APLICADA – CEPEA. *Estudo do potencial de energia renovável proveniente dos aterros sanitários nas regiões metropolitanas e grandes cidades do Brasil*. Piracicaba/SP: Cepea, 2005.

CHERNICHARO, C. A. L. *Reatores anaeróbios: princípios do tratamento biológico de águas residuárias*. 2. ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 1997.

CHERNICHARO, C. A. L.; VAN HAANDEL, A.; FORESTI, E.; CYBIS, L. F., 2001, Capítulo 1: Introdução. In: *Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios*. Rio de Janeiro: Prosab/Finep.

COHEN, W. M.; LEVINTHAL, D. A. Innovation and learning: the two faces of R&D. *The Economic Journal* 99(397): 569-596.

COOKE, P.; GOMEZ URANGA, M.; ETXEBARRIA, G. Regional innovation systems: Institutional and organisational dimensions. *Res. Policy*. 26, 475-491. Doi:10.1016/S0048-7333(97)00025-5.

DAMODARAM, Aswath. *Estimating discount rates*. Disponível em: <<http://people.stern.nyu.edu/adamodar/pdfiles/eqnotes/dcf rates.pdf>>. Acesso em: 11 out. 2015.

DE GOUVELLO et al. *Estudo de baixo carbono para o Brasil*. Disponível em: <<https://www.esmap.org>>.

org/sites/esmap.org/files/Relatorio_BM_Principal_Portugues_SumarioExecutivo.pdf>. Acesso em: 20 fev. 2016.

DE OLIVEIRA, L. G. S. *Aproveitamento energético de resíduos agrícolas: o caso da agroeletricidade distribuída*. 2011. 282 p.. Dissertação (Mestrado em Ciências do Planejamento Energético) – UFRJ/COPPE/PPE, Rio de Janeiro, 2011.

DIJKGRAAF, E.; VOLLEBERGH, H. R. J. Burn or bury? A social cost comparison of final waste disposal methods. *Ecological Economics*, 50, n. 3-4, 233-247, 2004.

DUNN, W. N. *Public policy analysis: an introduction*. New Jersey: Prentice-Hall, 1994.

ELECTRIC POWER RESEARCH INSTITUTE – EPRI. *Water and sustainability: U.S. electricity consumption for water supply and treatment – the next half century*. Palo Alto: Epri, 2002.

ELECTRIGAZ. *Feasibility study: biogas upgrading and grid injection in the Fraser Valley*. Canada: British Columbia, 2008.

EUROPEAN COMMISSION. *Technology learning curves for energy policy support*. European Union, 2012.

EUROSTAT. *Estatísticas de geração de RSU nos países da União Europeia*. Disponível em: <http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Waste_generation_and_landfilling_indicators#Waste_generation_by_waste_category_in_kg.2Finhabitant>. Acesso em: 30 mai. 2015.

_____. *In 2012, 42% of treated municipal waste was recycled or composted*. Disponível em: <<http://ec.europa.eu/eurostat/web/products-press-releases/-/8-25032014-AP>>. Acesso em: 22 dez. 2016.

EXANTE. *Benefícios econômicos da expansão do saneamento: qualidade de vida produtividade e educação valorização ambiental*. Disponível em: <http://cebds.org/wp-content/uploads/2014/03/Relatorio_Beneficios-Economicos-do-Saneamento.pdf>. Acesso em: 22 dez. 2016.

FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTTOFE – FNR. *Guia prático do biogás*. Ministério da Nutrição, Agricultura e Defesa do Consumidor da Alemanha (BMELV). 5. ed. [S.l.], 2010.

FERNANDES, V. A. *Eco-driving: uma ferramenta para aprimorar a sustentabilidade do transporte de carga – estudo de caso aplicado a veículos de coleta de resíduos em áreas urbanas*. 2013. 63p. Dissertação (Mestrado em Engenharia dos Transportes) – UFRJ/COPPE/Programa de Engenharia de Transportes. Universidade Federal do Rio de Janeiro: Rio de Janeiro, 2013.

FOXON, T. J. Transition pathways for a UK low carbon electricity future. *Energy Policy* 52, 10-24. Doi:10.1016/j.enpol.2012.04.001.

FRAUNHOFER ISE. *Levelized cost of electricity renewable energy technologies*. Fraunhofer Institute for Solar Energy Systems ISE, Freiburg, 2013.

FREEMAN, C. *Technology, policy, and economic performance: lessons from Japan*. Pinter Publishers, 1987.

GEELS, F. W. *From sectoral systems of innovation to socio-technical systems: Insights about dynamics and change from sociology and institutional theory*. Res. Policy 33, 897-920, 2004. Doi:10.1016/j.respol.2004.01.015.

_____. *Technological transitions as evolutionary reconfiguration processes: a multi-level perspective and a case-study* 31, 1257-1274, 2002. Doi:10.1016/S0048-7333(02)00062-8.

GEELS, F. W.; SCHOT, J. The dynamics of transitions – A Socio-Technical Perspective. In: *Transitions to sustainable development: New directions in the study of long term transformative change*. Routledge, 2010.

GEELS; FRANK. System innovation: Dynamics and policy implications. Vinnova, Estocolmo, Suécia. Disponível em: <<http://www.vinnova.se/PageFiles/751311175/System%20Innovation%20F%20Geels.pdf>>. Acesso em: 23 dez. 2015.

GODIN, B. *The linear model of innovation: The historical construction of an analytical framework*, reprinted in Recent Developments In The Economics Of Science And Innovation, AREFert N. Link and Cristiano Antonelli (eds.), Edward Elgar, 2014.

GODOY, L. C. A logística na destinação do lodo de esgoto. *Revista Científica On-line Tecnologia – Gestão – Humanismo*. Guaratinguetá: FATEC, 2013.

GRIN, J.; ROTMANS, J.; SCHOT, J. *Transitions to sustainable development: New directions in the study of long term transformative change*. Routledge, 2010.

GUMERMAN, E.; MARNAY, C. *Learning and cost reductions for generating technologies in the National Energy Modeling System (NEMS)*. University of California Berkeley, 2004.

HALSNÆS K. *Economics of greenhouse gas limitations: main reports: methodological guidelines*. UNEP Collaborating Centre on Energy and Environment, Risø National Laboratory, Denmark, Risø [Denmark], 212 p., (ISBN: 87-550-2490-4), 1998.

HEKKERT, M. P.; NEGRO, S. O. Functions of innovation systems as a framework to understand sustainable technological change: Empirical evidence for earlier claims. *Technol. Forecast. Soc. Change* 76, 584-594, 2009. Doi:10.1016/j.techfore.2008.04.013.

HEKKERT, M. P.; SUURS, R. A.; NEGRO, S. O.; KUHLMANN, S.; SMITS, R. E. H. M. Functions of innovation systems: A new approach for analyzing technological change. *Technol. Forecast. Soc. Change* 74, 413-432, 2007. Doi:10.1016/j.techfore.2006.03.002.

HUBER, C. et al. *Green-X: deriving optimal promotion strategies for increasing the share of RES-E in a dynamic European electricity market – final report*, Viena University of Technology, Viena, 2004.

HUGHES, N.; STRACHAN, N. Methodological review of UK and international low carbon scenarios. *Energy Policy* 38, 6056-6065, 2010. Doi:10.1016/j.enpol.2010.05.061.

INÁCIO, C. T.; BETTIO, D. B.; MILLER, P. R. M. *O papel da compostagem de resíduos orgânicos urbanos na mitigação de emissões de metano*. Documentos 127 – Embrapa Solos Rio de Janeiro, RJ – 2010. Disponível em: <<http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/35983/1/documentos-127.pdf>>. Acesso em: 30 mai. 2015.

INFORMA ECONOMICS FNP/ANUALPEC. *Anuário da pecuária brasileira, 2013*. São Paulo: Argos Comunicação FNP, 2013.

INSTITUTO TRATA BRASIL – TRATABRASIL. *De olho no PAC* – Release. São Paulo: TrataBrasil, 2014.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE – IPCC. *Climate change 2014: Mitigation of climate change*. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Edenhofer, O., R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, E. Farahani, S. Kadner, K. Seyboth, A. Adler, I. Baum, S. Brunner, P. Eickemeier, B. Kriemann, J. Savolainen, S. Schlömer, C. von Stechow, T. Zwickel and J.C. Minx (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 2014.

_____. *Fourth Assessment Report*. Geneva: IPCC, 2007.

_____. *Good practice guidance and uncertainty management in national greenhouse gas inventories*. Geneva: IPCC, 2000.

_____. *Greenhouse gas inventory reporting instructions* – Revised IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. Geneva: IPCC, 1997.

_____. *Guidelines for national greenhouse gas inventories*. Volume 2, Energy. Disponível em: <<http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol2.html>>. Acesso em: 15 jan. 2016.

_____. *Guidelines for national greenhouse gas inventories*. Volume 5, Waste. Disponível em: <<http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol5.html>>. Acesso em: 15 jan. 2016.

_____. *Guidelines for national greenhouse gas inventories 2006*. Geneva: IPCC, 2006.

INTERNATIONAL SOLID WASTE ASSOCIATION – ISWA. *Waste-to-energy state-of-the-art-report*. 6. ed. Copenhagen, Dinamarca, 2012.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. *Tratamento de esgotos domésticos*. Rio de Janeiro: ABES, 1995.

JUNGINGER, M. et al. Technological learning in bioenergy systems. *Energy Policy* 34, 4024-4041, 2006. Doi:10.1016/j.enpol.2005.09.012.

KAHOULI-BRAHMI, S. Technology learning in energy-environment-economy modeling: a survey. *Energy Policy*, v. 36, 138-162, 2008.

KAPLAN, P.; DECAROLIS & THORNLOE. Is it better to burn or bury waste for clean electricity generation? *Environmental Science & Technology*, 43 (n. 6): 1711-1717, 2009.

KARANGIANNIDIS, A.; PERKOULIDIS, G. A multi-criteria ranking of different technologies for the anaerobic digestions for energy recovery of the organic fraction of municipal solid wastes. *Bioresource Technology*, 100: 2355-2360, 2009.

KATO, M. T.; FLORENCIO, L.; ARANTES, R. F. M. *Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios* – Coletânea de Artigos Técnicos – Volume II, Prosab/Finep: Belo Horizonte, 2001.

LANTZ, M.; SVESSON, M.; BJÖRNSSON L.; BJÖRNSSON, P. The prospects for an expansion of biogas systems in sweden-incentives, barriers and potentials. *Energy Policy*, 35: 1830-1843, 2006.

LETTINGA, G. et al. Use of the upflow sludge blanket reactor concept for biological waste water treatment especially for anaerobic treatment. *Biotechnology and Bioengineering*, 22: 699-734, 1980.

LETTINGA, G.; HULSHOFF POL, L. M. UASB process design for various types of wastewaters. *Water Science Tech.*, 24: 87-107, 1991.

LI et al. Solid-state anaerobic digestion for methane production from organic waste. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 15: 821-826, 2011.

LIMA, F. P. *Energia no tratamento de esgoto: Análise tecnológica e institucional para conservação de energia e uso do biogás*. 2005. 139 p. Dissertação (Mestrado em Energia) – EP/FEA/IEE/IF/USP: São Paulo, 2005.

LINO, F. A. M. *Consumo de energia no transporte da coleta seletiva de resíduo sólido domiciliar no município de Campinas (SP)*. 2009. 213 p. Dissertação (Mestrado em Planejamento de Sistemas Energéticos) – FEM/PSE: Campinas, 2009.

LORA, E. E. S.; NASCIMENTO, M. A. R. *Thermoelectric generation: Planning, project and operation*. 457-461, 2004.

LOUREIRO, S. et al. Analysis of potential for reducing emissions of greenhouse gases in municipal solid waste in Brazil, in the state and city of Rio de Janeiro. *Waste Management*, 33, n. 5, 1302-1312, Maio 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2013.01.024>>. Acesso em: 25 out. 2016.

MAHMOUD, N. J. A. Anaerobic Pre-Treatment of Sewage Under Low Temperature (15°C) Conditions in an Integrated UASB-Digester System. 2002. 129 p. Tese de Ph.D. Wageningen University: Wageningen, 2002.

MALERBA, F. Sectoral systems of innovation and production. *Res. Policy* 31, 247-264, 2002. Doi:10.1016/S0048-7333(01)00139-1.

MEDEIROS FILHO, C. F. *Reatores UASB*. Material Didático. UFCG, 2009.

MELLO, E. J. R. *Tratamento de esgoto sanitário: Avaliação da estação de tratamento de esgoto do bairro Novo Horizonte, na cidade de Araguari – MG*. 2007. 99 p. Monografia. UNIMINAS: Uberlândia, 2007.

METCALF; EDDY. *Wastewater engineering treatment disposal reuse*. 4. ed. New York: McGraw – Hill Book, 2003.

MONAYNA, S. A. V. C. *Gerenciamento de resíduos líquidos e sólidos*. Apresentação Powerpoint. Goiânia: UFG, 2012.

MOREIRA, H. *Aproveitamento energético de biogás em ETE: status quo na Alemanha e no Brasil*. Apresentação Powerpoint no 1º Congresso Técnico Brasil Alemanha de Gestão Sustentável de Resíduos Sólidos Urbanos. Jundiaí/SP: Probiogás/MCidades/GIZ, 2013.

MORRIS, J. Recycling versus incineration: an energy conservation analysis. *Journal of Hazardous Materials*, v. 47, p. 277-293, 1996.

NEGRO, S. O.; ALKEMADE, F.; HEKKERT, M. P. Why does renewable energy diffuse so slowly? A review of innovation system problems. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 16, p. 3836-3846, 2012.

NEGRO, S. O.; HEKKERT, M. P.; SMITS, R. E. Explaining the failure of the Dutch innovation system for biomass digestion-A functional analysis. *Energy Policy*, 35, p. 925-938, 2007.

NELSON, R. R.; WINTER, S. G. *An evolutionary theory of economic change*. Harvard University Press, 1982.

NOGUEIRA, L. A. H. *Biodigestão: a alternativa energética*. São Paulo: Nobel, 1986.

NORTH, D. C. *Institutions, institutional change and economic performance*. Cambridge: Cambridge University Press. 1990.

OBSERVATÓRIO DO CLIMA. *Sistema de estimativa de emissões de GEE/Nota Metodológica Setor de Resíduos*. São Paulo: Observatório do Clima/Instituto de Manejo e Certificação Florestal e Agrícola, 2013.

ORGANIC WASTE SYSTEM – OWS. *Dados sobre a tecnologia Dranco*. Disponível em: <<http://www.ows.be>>. Acesso em: 5 ago. 2012.

ORGANIZAÇÃO PARA A COOPERAÇÃO E DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO – OCDE. *System innovation: Synthesis report*. OECD: Paris, 2015.

PALERMO, G. et al. Reduction of emissions from Brazilian cattle raising and the generation of energy: Intensification and confinement potentials. *Energy Policy*, 68, p. 28-38. May 2014.

PELLEGRINI, M. *Inserção de centrais cogeneradoras a bagaço de cana no parque energético do estado de São Paulo: exemplo de aplicação de metodologia para análise dos aspectos locais e de integração*. São Paulo: USP, 2002.

PEREIRA, R. H.; BRAGA, S. L.; BRAGA, C. V. Substituição parcial do óleo diesel pelo gás natural em motores: atratividade da tecnologia e sua avaliação experimental. V ENCONTRO BRASILEIRO DOS PROFISSIONAIS DO MERCADO DE GÁS. São Paulo: Workout. 2004. Disponível em: <http://www.workoutenergy.com.br/publicacao_vencontro/trabalhos_tecnicos/download/ricardo_hernandez.pdf>. Acesso em: 22 dez. 2016.

PEROVANO, T. G.; FORMIGONI, L. P. A. *Geração de energia a partir de subprodutos do tratamento de esgotos sanitários*. 2011. 101 p. Monografia. UFES: Vitória, 2011.

PERSSON, M.; JÖNSSON, O.; WELLINGER, A. *Biogas upgrading to vehicle fuel standards and grid injection*. IEA Bioenergy, Task 37 – Energy from Biogas and Landfill Gas. IEA: Paris, 2006.

PETERSON, A.; WELLINGER, A. *Biogas upgrading technologies – developments and innovations*. IEA Bioenergy, Task 37 – Energy from Biogas and Landfill Gas. IEA: Paris, 2006.

PIRES, A. B. et al. Análise de viabilidade econômica de um sistema de compostagem acelerada de resíduos sólidos urbanos. In: 3º CONGRESSO INTERNACIONAL DE TECNOLOGIAS PARA O MEIO AMBIENTE. Bento Gonçalves, RS, 2012.

PORTUGAL-PEREIRA, J. et al. Agricultural and agro-industrial residues-to-energy: Techno-economic and environmental assessment in Brazil. *Biomass and Bioenergy* 81, 521-533, 2015. Doi:10.1016/j.biombioe.2015.08.010.

RAVEN, R. P. J. M.; GEELS, F. W. Socio-cognitive evolution in niche development: Comparative analysis of biogas development in Denmark and the Netherlands (1973-2004). *Technovation* 30, 87-99, 2010. Doi:10.1016/j.technovation.2009.08.006.

RIO DE JANEIRO. Secretaria de Estado do Ambiente. *Destinação final de resíduos sólidos urbanos no estado do Rio de Janeiro em 2005*. Rio de Janeiro: SEA, 2006.

_____. *Inventário de emissões de gases de efeito estufa do estado do Rio de Janeiro*. Rio de Janeiro: SEA, 2007.

_____. *Lixão Zero*, 2014. Disponível em: <<http://www.rj.gov.br/web/sea/exibeconteudo?article-id=926885>>. Acesso em: 4 dez. 2012.

RIO DE JANEIRO. Secretaria Municipal de Meio Ambiente da Prefeitura da Cidade do Rio de Janeiro. *Inventário de emissões de gases do efeito estufa da cidade do Rio de Janeiro*. Rio de Janeiro: Prefeitura da Cidade do Rio de Janeiro, 1999.

RODRIGUEZ, A.; PREDPALL, D.; HAMID, S. *Evaluation of alternative solid waste processing technologies report*. URSCooperation Technical report prepared for City of Los Angeles, 2005.

ROGERS, E. M. *Diffusion of innovations*. 5. ed. New York: Simon and Schuster, 2003.

ROSENBERG, N. *Inside the black box*. Cambridge: Cambridge University Press, 1982.

RUBIN, E. et al. *Modeling technology learning for electricity supply technologies – Phase I report* to Electric Power Research Institute (EPRI), Pittsburgh, EUA: Carnegie Mellon University, 2013.

RYCKEBOSCH, E.; DROUILLON, M.; VERVAERN, H. Techniques for transformation of biogas to Biomethane. *Biomass and Bioenergy*, v. 35, p. 1633-1645, 2011.

SAGAR, A.; ZWAAN, B. van der. Technological innovation in the energy sector: R&D, deployment, and learning-by-doing. *Energy Policy*, 34, 17, 2601-2608, 2006.

SAHAL, D. Technological guideposts and innovation avenues. *Research Policy* 14 (2), 61-82, 1985.

SÃO PAULO. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB. *Emissões de metano no tratamento e na disposição de resíduos*. São Paulo: Cetesb, 2006.

_____. *Manual de opções para tratamentos de esgotos de pequenas comunidades*. São Paulo: Cetesb, 1988.

SCHOT, J.; GEELS, F. W. *Strategic niche management and sustainable innovation journeys: theory, findings, research agenda, and policy* 20, 537-554, 2008. Doi:10.1080/09537320802292651.

SCHRATTENHOLZER, L.; MCDONALD, A. Learning rates for energy technologies. *Energy Policy*, 29(4), p. 255-261, 2001.

SIEMENS. *Industrial Steam Turbines*. Siemens AG, 2013. Disponível em: <<http://siemens.com/energy/steamturbines>>. Acesso em: 1 ago. 2014.

SILVA NETO, J. C. et al. *Estimativa dos custos de implantação de aterros sanitários nas bacias do rio São Francisco e Parnaíba*. 26º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Disponível em: <<http://www.cabo.pe.gov.br/pners/CONTE%C3%A9ADO%20DIGITAL/ATERROS%20SANIT%C3%81RIOS/CUSTOS%20IMPLANT%20ATERROS%20SANIT.pdf>>. Acesso em: 22 dez. 2016.

SILVA, C. E. S. *Caracterização qualitativa dos esgotos*. Apresentação Powerpoint. Santa Maria/RS: UFSM, 2007.

SINGH, J. et al. Progress and challenges to the global waste management system. *Waste Management & Research*, p. 1-13, 17 June 2014. Doi: 10.1177/0734242X14537868.

SMIT, T.; JUNGINGER, M.; SMITS, R. Technological learning in offshore wind energy: Different roles of the government. *Energy Policy* 35, 6431-6444, 2007. Doi:10.1016/j.enpol.2007.08.011.

STERN, D. The rise and fall of environmental kuznets curve. *World Development*, v. 32, n. 8, 2004.

SUNG, S. *Anaerobic water treatment technologies*. Material Didático. Iowa State University, 2008.

SUURS, R. A. A. Motors of sustainable innovation. *Mot. Sustain. Innov. – Toward a theory Dyn. Technol. Innov. Syst.*, 2009.

TAYLOR, C. et al. Selecting policy instruments for better environmental regulation: A critique and future research agenda. *Environ. Policy Gov.* 22, 268-292, 2012. Doi:10.1002/eet.1584.

TERRAZA, H.; WILLMUSEN, H. *Guidance note on LFG capture and utilization*. Inter-American Development Bank, Technical Notes 108, 2009.

THE INTERNATIONAL RENEWABLE ENERGY AGENCY – IRENA. *Road transport: the cost of renewable solutions*. Bonn: IRENA, 2013.

THOMPSON, A. G.; WAGNER-RIDDLE, C.; FLEMING, R. Emissions of N₂O and CH₄ during the composting of liquid swine manure. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 91, p. 87-104, 2004.

UK. Department for Environment Food and Rural Affairs UK – DEFRA. 2013a. *Incineration of municipal solid waste*. Disponível em: <www.defra.gov.uk>. Acesso em: 14 jan. 2016.

_____. 2013b. *Advanced biological treatment of municipal solid waste*. Disponível em: <www.defra.gov.uk>. Acesso em: 14 jan. 2016.

UK. Parliamentary Office of Science and Technology – POST. *Energy and sewage*. Londres: Post, 2007.

USA. Energy Information Administration – EIA. *Updated capital cost estimates for utility scale electricity generating plants*. Washington: EIA, 2013.

USA. Environmental Protection Agency – EPA. *Anaerobic digestion fact sheets*. Disponível em: <<http://www.epa.gov/agstar/anaerobic/fact.html>>. Acesso em: 1 ago. 2014.

_____. *Project Development Handbook*. Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2016-11/documents/pdh_full.pdf>. Acesso em: 22 jan. 2017.

_____. *Municipal solid waste generation, recycling, and disposal in the united states: facts and figures for 2012*. Disponível em: <http://www.epa.gov/solidwaste/nonhaz/municipal/pubs/2012_msw_fs.pdf>. Acesso em: 1 mai. 2015.

_____. *Summary for current LMOP landfill and LFG energy project database*. Disponível em: <https://www.epa.gov/lmop/landfill-gas-energy-project-data-and-landfill-technical-data> . Acesso em: 22 jan. 2017.

USA. National Renewable Energy Laboratory – NREL. *Energy efficiency strategies for municipal wastewater treatment facilities*. Golden: NREL, 2012.

USINA VERDE. *Planilha de custos*. [S.l.]. 2013.

WEBER, K. M.; ROHRACHER, H. Legitimizing research, technology and innovation policies for transformative change: Combining insights from innovation systems and multi-level perspective in a comprehensive “failures” framework. *Res. Policy* 41, 1037-1047, 2012. Doi:10.1016/j.respol.2011.10.015.

WIECZOREK, A. J.; HEKKERT, M. P. Systemic instruments for systemic innovation problems: A framework for policy makers and innovation scholars. *Sci. Public Policy* 39, 74-87, 2012. Doi:10.1093/scipol/scr008.

WRIGHT, T. P. Factors affecting the cost of airplanes. *Journal of Aeronautical Sciences*, 3 (4), 122-128, 1936.

YEH, S.; RUBIN, E. *Uncertainties in technology experience curves for energy-economic models*. Proc. of NAS Workshop on Assessing the Economic Impacts of Climate Change 2010.

Anexo

ANEXO

Parâmetros de cálculo para o consumo específico da frota da Comlurb (RJ):

- i)** Redução de demanda mensal de óleo diesel anunciada, por veículo: 25% (= 745 litros);
- ii)** Consumo normal mensal (100%) de um caminhão da Comlurb: $4 \times 745 \text{ litros} = 2.980 \text{ litros de óleo diesel}$;
- iii)** Jornada dos caminhões de lixo nos dias de teste: 16 h;
- iv)** Distância média percorrida pelo caminhão de lixo em um dia de teste: 160 km;
- v)** Velocidade média do caminhão de lixo durante os testes: 10 km/h;
- vi)** Distância média mensal dos caminhões de lixo: $160 \text{ km/dia} \times 30 \text{ dias/mês} = 4.800 \text{ km/mês}$;
- vii)** Consumo específico (distância/consumo): $4.800 \text{ km} / 2.980 \text{ l} = 1,61 \text{ km/l de óleo diesel}$.

