

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

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

**ANÁLISE DE CICLO DE VIDA (ACV) DE SISTEMAS INTEGRADOS DE
TRATAMENTO E DISPOSIÇÃO FINAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS
PARA CIDADES DE MÉDIO PORTE**

Autor: Aline Isabel Melo Henríquez

Orientador: Prof. Dr. Jose Carlos Escobar Palacio

Co-orientador: Prof. Dr. Electo Eduardo Silva Lora

Itajubá, 22 setembro de 2016

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ITAJUBÁ
INSTITUTO DE ENGENHARIA DE ENERGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE ENERGIA
DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

**ANÁLISE DE CICLO DE VIDA (ACV) DE SISTEMAS INTEGRADOS DE
TRATAMENTO E DISPOSIÇÃO FINAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS
PARA CIDADES DE MÉDIO PORTE**

Autor: Aline Isabel Melo Henriques

Orientador: Prof. Dr. Jose Carlos Escobar Palacio

Co-orientador: Prof. Dr. Electo Eduardo Silva Lora

Curso: Mestrado em Engenharia de Energia

Área de Concentração: Exploração do uso racional de Recursos naturais e Energia.

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

Itajubá,

22 setembro de 2016

MG – Brasil

AGRADECIMENTOS

A Deus que sempre me acompanha e permite levantar nos tempos mais difíceis, sempre me faz lembrar que para ele nada é impossível.

À minha família, por quem decidi empreender essa aventura tão longe, amo com todo meu coração, meu Pai adorado Roque, minha querida mãe Marina, meus irmãos Laura e Yesith são minha razão de acordar cada dia animada e meu cachorro Slash que chegou para dar alegrias a nossa casa.

Ao professor Jose Carlos, por ter me recebido como orientada, por sua grande contribuição profissional, todo meu apreço pela paciência.

Ao professor Electo, pelo apoio e confiança. A sua elegância ao ensinar e conduzir me enchem de orgulho por tê-lo como Co-orientador.

Aos colegas do NEST em especial aos especialistas de ACV, toda minha admiração. À Matheus, Lidiane, Maria Luíza, Aldemar, Marcio e Ana Moni, pela sua dedicação e comprometimento tão admiráveis, muito acrescentaram para este trabalho.

Aos professores, especialmente Arnaldo e Maria Luíza, minha gratidão pela generosidade, atenção e pelos momentos de ensinamento tão importantes.

Ao professor Chernicharo é uma honra sua presença como membro da banca avaliadora, obrigada por sua grande contribuição científica e profissional, é minha inspiração.

A Martha quem me ajudou a conhecer a faculdade e o mestrado, sem seu apoio não houvesse chegado a cumprir esse sonho.

Aos amigos colombianos morando em Itajubá, cuja motivação e carinho fizeram toda dificuldade parecer menor. Em especial ao Juan Carlos por todo o amor, compreensão, companhia, ajuda incondicional e paciência ao longo desses anos tão especiais.

As repúblicas Boa pergunta e Repatroa, minha segunda família no Brasil, sempre estarão em meu coração, adoro vocês.

As amigas tão maravilhosas que Deus colocou em meu caminho aqui em Brasil, Nathy, Hugo, Erika, Lidiane, Carolina, Naliane, Milena, Andrés e Ivan, obrigada por todo o apoio, sempre encontraram em mim uma amiga para toda a vida.

Ao CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico) e a CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) pelo apoio financeiro para o desenvolvimento deste trabalho.

E, em especial...

Aos amigos de perto e de longe (minha querida amiga Karen), sempre se fazendo tão presentes.

Sem vocês, nada teria sentido e graça. Muito obrigada, meus queridos.

RESUMO

MELO, H. A. I. (2016), *análise de ciclo de vida (ACV) de sistemas integrados de tratamento e disposição final de resíduos sólidos urbanos para cidades de médio porte*, dissertação de Mestrado em Engenharia de Energia da Universidade Federal de Itajubá, 142p.

Considerando-se a necessidade de aprofundar o conhecimento da gestão de resíduos sólidos urbanos (RSU) e seus efeitos no ambiente natural, este trabalho procurou contribuir analisando diferentes rotas de aproveitamento energético de RSU. Foram utilizadas as características de geração de RSU do Consórcio Intermunicipal dos Municípios da Microrregião do Alto Sapucaí Consorcio (CIMASAS) conformada por 11 municípios brasileiros, com vistas à comparação de seis cenários distintos: Cenário 1 (Cenário referência) – Aterro Sanitário sem recuperação energética e queima em Flare; o Cenário 2 - Aterro Sanitário com recuperação energética em MCI; Cenário 3 - Sistema de tratamento de resíduos com biodigestão anaeróbia e recuperação energética em MCI, Cenário 4 - Sistema de tratamento de resíduos com gaseificação e geração de eletricidade em MCI; o Cenário 5 – Sistema de tratamento de resíduos com reciclagem e Cenário 6 - Sistema integrado de tratamento de resíduos. Na análise ambiental foi utilizada a avaliação do ciclo de vida (ACV) para consolidar os inventários dos cenários, considerando-se uso de materiais, energia, além das emissões, com posterior avaliação do impacto do ciclo de vida (AICV) pelo software *SimaPro*, utilizando o método CML IA *baseline*, para cinco categorias de impacto (aquecimento global, depleção abiótica, depleção da camada de ozônio, acidificação e eutrofização). Para o consumo e energia evitada de todo o ciclo de vida foi utilizado o método *Cumulative energy Demand*, com os dados foram calculados 3 indicadores: Eficiência Energética do Ciclo de Vida, Relação de Energia Fóssil e Balanço Energético Líquido. Os resultados para Brasil confirmam a necessidade de reduzir a deposição de resíduos em aterros, sendo este o pior Cenário para todas as categorias de impacto. Os resultados majoritariamente indicaram melhor desempenho ambiental no sistema integrado, apresenta benefícios na geração de energia, materiais que podem ser comercializados e biofertilizante. Na análise energética, pode-se concluir que a partir da perspectiva do uso de energia, tem o melhor desempenho o sistema integrado, seguido da digestão anaeróbia; o aterro sem recuperação de energia é a pior escolha. O estudo também avalia outros fatores, como a taxa de reciclagem, a composição de RSU e densidade populacional para determinar as combinações adequadas para diferentes condições locais.

Palavras-Chave - ACV, aterro sanitário, biogás, digestão anaeróbia, gaseificação, reciclagem, eficiência energética, RSU.

ABSTRACT

MELO, H. A. I. (2016), *life cycle analysis (LCA) of integrated treatment and disposal systems of municipal solid waste to medium-sized cities*, MSc. Dissertation in Energy Engineering – Federal University of Itajubá, 142p.

Considering the need to deepen the knowledge of municipal solid waste management and its effects on the natural environment, this study sought to contribute analyzing different energy recovery route MSW. They used the features of the MSW CIMASAS generation made up of 11 municipalities, with a view to compare six different scenarios: Scenario 1 (reference scenario) - landfill without energy recovery and flaring; Scenario 2 - landfill with energy recovery in MCI; Scenario 3 - Waste management system with anaerobic digestion and energy recovery in MCI; Scenario 4 - Waste management system with gasification and electricity generation in MCI; Scenario 5 - Waste management system with recycling and Scenario 6 - Integrated system of waste treatment. In the environmental analysis was used to life cycle Assessment (LCA) to consolidate the inventories of scenarios, considering use of materials, energy, in addition to emissions, with subsequent evaluation of the impact of the life cycle (LCIA) for SimaPro software, using the method CML IA baseline for five categories of impact (global warming, abiotic depletion, depletion of the ozone layer, acidification and eutrophication). For consumption and avoided energy throughout the life cycle we used the Cumulative Energy Demand method, data were calculated as 3 indicators: Energy Efficiency Life Cycle Fossil Energy Ratio and Net Energy Balance. The results for Brazil confirm the need to reduce the disposal of waste in landfills, which is the worst scenario for all impact categories. The results overwhelmingly indicated improved environmental performance in the integrated system presents benefits in power generation, materials that can be marketed and biofertilizers. In the energy analysis, it can be concluded that from the perspective of energy usage, has the best performance integrated system, followed by anaerobic digestion; the landfill without energy recovery is the worst choice. The study also evaluates other factors, such as the recycling rate, the composition of MSW and population density to determine the appropriate combinations to different local conditions.

Keywords - LCA, landfill, biogas, anaerobic digestion, gasification, recycling, energy efficiency, MSW.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	11
1.1	Objetivos	13
1.1.1	Objetivo Geral	13
1.1.2	Objetivos Específicos	13
1.2	Justificativa	14
1.3	Estrutura da Dissertação.....	17
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	18
2.1	Resíduos Sólidos Urbanos	18
2.1.1	Composição dos RSU	21
2.1.2	Populações de médio porte	22
2.2	Tecnologias para Conversão de Energia a Partir de Resíduos Sólidos (WtE).....	23
2.2.1	Conversão Biológica.....	26
2.2.2	Aterro sanitário	36
2.2.3	Tratamento térmico de resíduos.....	41
2.2.3.1	Incineração.....	41
2.2.4	Tecnologias para Conversão Energética dos gases	46
2.2.5	Reciclagem	46
2.3	Avaliação do Ciclo de Vida (ACV)	49
2.3.1	Atribucional e consequential ACV	50
2.3.2	Estrutura metodológica para ACV.....	50
2.3.2	Softwares e bases de dados para ACV: <i>SimaPro</i>	53
2.3.3	Método de análise de impactos.....	54
2.3.4	Categorias de Impacto Ambientais.....	55
2.3.5	Principais impactos sobre a atmosfera considerados pela ACV em um sistema energético	59
2.3.6	Balanço Energético do Ciclo de Vida.....	59
2.3.7	Demanda de Energia Acumulada	60
2.3.8	Os inventários de ciclo de vida regionalizados.....	61
2.3.9	Aplicação de ACV em estudos de sistemas de tratamento e disposição final dos RSU	64
3	METODOLOGIA	69
3.1	Dados de Entrada	69

3.1.1	Aterro Sanitário de Itajubá.....	69
3.1.2	Populações de Médio Porte (entre 100.000 – 300.000 habitantes)	70
3.1.3	Projeção populacional do CIMASAS	71
3.1.4	Projeção da geração de RSU do CIMASAS	72
3.1.5	Caracterização e Composição dos Resíduos Sólidos Urbanos em Estudo	74
3.1.6	Estimativa de geração de biogás de aterro no CIMASAS	76
3.1.7	Aproveitamento Energético do Biogás de aterro no CIMASAS	79
3.1.8	Aproveitamento Energético do biogás na digestão anaeróbia	80
3.1.9	Aproveitamento Energético do gás de gaseificação no CIMASAS	82
3.2	Análise Ambiental.....	83
3.2.1	Definição de objetivo e escopo.....	83
3.2.2	Unidade funcional e função do sistema	83
3.2.3	Fronteiras dos sistemas	84
3.2.4	Definição de Cenários.....	86
3.2.5	Análise do inventário de ciclo de vida (AICV)	87
3.2.6	SIMAPRO	88
3.2.7	Avaliação de Impacto	88
3.3	Eficiência Energética do Ciclo de Vida.....	89
4	ANÁLISE DO INVENTÁRIO DO CICLO DE VIDA.....	90
4.1	CENÁRIO 1– Aterro Sanitário sem Recuperação Energética e Queima em <i>Flare</i>	90
4.1.1	Entradas principais Cenário 1.....	91
4.1.2	Inventário da queima em <i>flare</i> e emissões fugitivas.....	92
4.1.3	Inventário do Tratamento de Chorume.....	94
4.1.4	Inventário de diesel para transporte e compactação	95
4.1.5	Inventário da Eletricidade.....	96
4.2	CENÁRIO 2 – Aterro Sanitário com Recuperação Energética em MCI	98
4.2.1	Inventário de Emissões do Motor de Combustão Interna.....	99
4.3	CENÁRIO 3. Sistema de Tratamento de Resíduos com Biodigestão Anaeróbia e Recuperação Energética em MCI	99
4.3.1	Inventário de Digestor anaeróbio.....	100
4.3.2	Inventário do sistema de limpeza e purificação do biogás e Motor de Combustão Interna101	
4.3.3	Inventário de tratamento do composto	102
4.3.4	Biofertilizante	103

4.3.5	Inventário de tratamento do chorume	104
4.4	CENÁRIO 4. Sistema de Tratamento de Resíduos com Gaseificação e Geração de Eletricidade em MCI.....	105
4.4.1	Inventário do gaseificador	106
4.4.2	Inventário de sistema de limpeza de gás de gaseificação	108
4.4.3	Inventário do Motor de Combustão Interna.....	109
4.5	CENÁRIO 5. Sistema de Tratamento de Resíduos com Reciclagem.....	109
4.6	CENÁRIO 6 – Sistema Integrado de Tratamento de Resíduos	112
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	115
5.1	EFICIÊNCIA ENERGÉTICA DO CICLO DE VIDA	115
5.2	AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS AMBIENTAIS PARA OS CENÁRIOS	117
5.3	Caracterização do Cenário 1 (Aterro Sanitário sem Recuperação Energética e Queima em <i>Flare</i>)	117
5.3.1	Caracterização do Cenário 2 (Aterro Sanitário com Recuperação Energética em MCI)	118
5.3.2	Cenário 3 (Sistema de Tratamento de Resíduos com Biodigestão Anaeróbia e Recuperação Energética em MCI)	119
5.3.3	Caracterização do Cenário 4 (Sistema de Tratamento de Resíduos com Gaseificação e Geração de Eletricidade em MCI).....	120
5.3.4	Caracterização do Cenário 5 (Sistema de Tratamento de Resíduos com Reciclagem)	121
5.3.5	Caracterização do Cenário 6 (Sistema Integrado de Tratamento de Resíduos)...	122
5.4	Comparação de Impactos Ambientais.....	123
5.4.1	Potencial de aquecimento global	123
5.4.2	Potencial de depleção abiótica.....	124
5.4.3	Potencial da depleção da camada de ozônio.....	125
5.4.4	Potencial de acidificação	126
5.4.5	Potencial de eutrofização	127
5.5	Comparação geral entre os Cenários analisados	127
6	CONCLUSÕES.....	130
	APÊNDICE A	133
	APÊNDICE B.....	135
	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	139

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1 Estratégia de gestão de resíduos Suécia	19
Figura 2.2 Destinação final dos RSU coletados no Brasil.....	20
Figura 2.3. Destino dos resíduos sólidos no Brasil.....	20
Figura 2.4. Índices de reciclagem alcançados para alumínio, papel e plástico.	21
Figura 2.5. Composição média dos resíduos sólidos gerados nas cidades brasileiras.....	22
Figura 2.6. Hierarquia de gestão de RSU.	23
Figura 2.7 Tecnologias para conversão de resíduos em energia	24
Figura 2.8 Gestão de resíduos sólidos urbanos em países Europeus.....	24
Figura 2.9 Aumento da capacidade de Digestores anaeróbios para tratamento de resíduo sólido em alguns países Europeus por milhão de habitantes por país.	25
Figura 2.10 Rotas metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia.	28
Figura 2.11 Grupos de microrganismos que participam da digestão anaeróbia.....	28
Figura 2.12 Esquema planta de digestão anaeróbia de RSU	30
Figura 2.13 Modelos esquemáticos de um digestor com a tecnologia Dranco	34
Figura 2.14 Variação da composição do gás produzido no aterro ao longo das diversas fases de atividade microbiológica. Fonte: Tchobanoglous <i>et al.</i> (1993), <i>apud</i> USEPA (2005).....	37
Figura 2.15 Esquema de uma usina de geração completa em um aterro.	38
Figura 2.16 Destinação final dos RSU entre 2012 e 2013 no Brasil (t/dia).	40
Figura 2.17 Estágios do ciclo de vida de um produto	49
Figura 2.18 Fases da avaliação do ciclo de vida.....	51
Figura 2.19 Evolução temporal do número de dissertações e teses produzidas no Brasil no período de 1997 a 2012 sobre o tema ACV.....	62
Figura 3.1 Aterro Sanitário de Itajubá. Fonte. Gonçalves (2007)	69
Figura 3.2 Projeção populacional para os municípios do CIMASAS nos anos de 2014 a 2034	72
Figura 3.3 Projeção da geração de RSU do CIMASAS durante a vida útil do aterro.....	73
Figura 3.4. Composição gravimétrica assumida para o CIMASAS, 2015	74
Figura 3.5 Panorama geral da composição gravimétrica dos RSU do CIMASAS	75
Figura 3.6 Curva de geração de metano do CIMASAS (t de CH ₄ /ano).....	78
Figura 3.7 Estimativas de geração de biogás e metano a partir de <i>LandGEM</i>	79
Figura 3.8 Unidade funcional	84
Figura 3.9 Fronteiras dos sistemas	84

Figura 5.1. Fronteiras do sistema no Cenário 1	91
Figura 5.2 Fronteiras do sistema da eletricidade	96
Figura 5.3 Fronteiras do sistema no Cenário 2.....	98
Figura 5.4 Fronteiras do Cenário 3.....	100
Figura 5.5 Fronteiras do Cenário da gaseificação	105
Figura 5.6 Balanços de massa e energia para o sistema de tratamento de resíduos com gaseificação e geração de eletricidade em MCI.	106
Figura 5.7 Variação da composição do gás de gaseificação em função da RE.....	107
Figura 5.8. Cenário limite do sistema de reciclagem de RSU.....	110
Figura 5.9 Limites do sistema no Cenário 6.....	113
Figura 6.1 Resultados do Indicador LCEE para todo os cenários	116
Figura 6.2 Comparação percentual da caracterização dos impactos para o cenário 1, aterro sanitário com queima em <i>flare</i>	118
Figura 6.3 Comparação percentual da caracterização dos impactos para o Cenário 2.....	119
Figura 6.4 Comparação percentual da caracterização dos impactos para o Cenário 3.....	120
Figura 6.5 Comparação percentual da caracterização dos impactos para o Cenário 4.....	121
Figura 6.6 Comparação percentual da caracterização dos impactos para o Cenário 5.....	122
Figura 6.7 Comparação percentual da caracterização dos impactos para o Cenário 6.....	122
Figura 6.8 Resultados da AICV para Aquecimento Global.	123
Figura 6.9 Caracterização da categoria de impacto depleção abiótica para todos os Cenários.....	124
Figura 6.10 Resultados da AICV para Depleção da Camada de Ozônio.	125
Figura 6.11 Resultados da AICV para Acidificação	126
Figura 6.12 Resultados da AICV para Eutrofização	127
Figura 6.13 Resultados dos impactos ambientais para tratamento e disposição final de 1 t de RSU obtidos com o método CML IA baseline.....	128
Figura 6.14 Comparação percentual da caracterização do impacto ambiental dos cenários analisados	129

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 Percentagem e características das impurezas contidas no biogás.....	29
Tabela 2.2 Processos de tratamento da FORSU	31
Tabela 2.3 Balanço energético de plantas de metanização.....	31
Tabela 2.4 Análise comparativa entre as tecnologias de metanização	32
Tabela 2.5. Principais características técnicas das plantas com tecnologias DRANCO	35
Tabela 2.6 Compostos traças do aterro sanitário	38
Tabela 2.7. Disposição final de resíduos sólidos urbanos no Brasil entre 2000 e 2008.....	39
Tabela 2.8 Plantas de gaseificação e pirólise de RSU no mundo.....	44
Tabela 2.9 Composição do RSM no Brasil e potencial de energia conservativa	48
Tabela 2.10. Resumo dos métodos de análise de impactos ambientais mais importantes no ACV	54
Tabela 2.11 Categorias de impacto no método CML IA <i>baseline</i>	57
Tabela 2.12 Resumo dos impactos sobre a atmosfera e poluentes considerados em uma ACV.....	59
Tabela 2.13 método de avaliação de impacto da demanda de energia acumulada (CED) implementado em ecoinvent.....	61
Tabela 2.14 Grupos de pesquisa em ACV no Brasil por instituição e área predominante.....	62
Tabela 2.15 Dissertações e artigos com ACV no grupo de pesquisa NEST – UNIFEI	63
Tabela 2.16 Trabalhos com ACV comparando diferentes tecnologias de tratamento e disposição final dos RSU.....	66
Tabela 3.1 População dos municípios do CIMASAS que encaminham os RSU ao aterro sanitário de Itajubá.....	70
Tabela 3.2 Geração de RSU per capita.....	73
Tabela 3.3. Composição gravimétrica dos RSU de cidades de médio porte	74
Tabela 3.4 Composição física dos RSU do CIMASAS, teor de umidade, cinzas e análise elementar	75
Tabela 3.5 Determinação dos valores de L_0 [$m^3 CH_4/t$].	76
Tabela 3.6 Determinação dos valores de k [ano^{-1}].	77
Tabela 3.7 Dados para a estimativa da geração de metano	77
Tabela 3.8 Dados da planta de Aterro Sanitário	80
Tabela 3.9 Parâmetros operacionais digestão anaeróbia (1 t)	81
Tabela 3.10 Dados da planta de gaseificação	82

Tabela 5.1. Principais parâmetros considerados no Cenário de Aterro Sanitário.	90
Tabela 5.2 Inventário consolidado dos dados de entrada do Cenário 1 para 1 t _{RSU}	91
Tabela 5.3 Emissão de gases durante a queima do biogás em <i>flare</i>	92
Tabela 5.4 Inventário do biogás de aterro, emissões fugitivas e emissões controladas.	92
Tabela 5.5 Inventário das emissões do chorume do aterro sanitário para a água.....	94
Tabela 5.6 Inventário ciclo de vida para o diesel	95
Tabela 5.7 Eletricidade por fonte de energia no Brasil	97
Tabela 5.8 Fatores de emissão durante o processo de utilização de biogás em MCI.....	99
Tabela 5.9 Dados de entrada digestor anaeróbio para 0,507 t _{RSO}	101
Tabela 5.10 Composição do biogás do digestor anaeróbio	101
Tabela 5.11 Inventário de 1 t de composto.....	103
Tabela 5.12 Fertilizantes inorgânicos substituíveis por utilização de composto.....	103
Tabela 5.13 Inventário das concentrações das emissões do tratamento do chorume	104
Tabela 5.14 Entradas no Cenário de gaseificador	107
Tabela 5.15 composição do gás de gaseificação	108
Tabela 5.16 Entradas do sistema de limpeza de gás de gaseificação (kg/t _{RSU})	108
Tabela 5.17 Inventário das Emissões do MCI com o gás de gaseificação	109
Tabela 5.18 Composição dos RSU antes de qualquer recolha e quantidade recolhida para cada fração, expressa em percentagem.	111
Tabela 5.19 Eficiência da Reciclagem	111
Tabela 5.20 Produto obtido com a recuperação de materiais (produto secundário) e seu correspondente produto substituído (produto primário).....	112
Tabela 5.21 Composição do potencial de energia economizada no Brasil	112
Tabela 6.1 Resultados dos indicadores LCEE e FER.....	115
Tabela 6.2 Impactos ambientais para tratamento e disposição final de 1 t de RSU obtidos com o método CML IA baseline	127

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABCV: Associação Brasileira do Ciclo de Vida
ABNT: Associação Brasileira de Normas Técnicas
ACP: Potencial de acidificação
ACV: Análise do Ciclo de Vida
ADP: Potencial de depleção abiótica
AICV: Análise do Inventário do Ciclo de Vida
BEN Balanço Energético Nacional
CED: Demanda Acumulada de Energia
CDR: combustível Derivado de Resíduos
CFC: Clorofluorcarbono
CIMASAS: Consórcio Intermunicipal dos Municípios da Microrregião do Alto Sapucaí
COD: Carbono Orgânico Dissolvido
COV: Compostos Orgânicos Voláteis
COVNM: Compostos Orgânicos Voláteis Não-Metânicos
DA: Digestão Anaeróbia
DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO: Demanda Química de Oxigênio
EIA: Estudo de Impacto Ambiental
EPA: *Environmental Protection Agency*
EPE: Empresa de Pesquisas Energéticas
ETP: Potencial de eutrofização
FER: Relação de energia fóssil
FORSU: fração orgânica do resíduo sólido urbano
GEE: Gases de Efeito Estufa
GWP: Potencial de aquecimento global
HTP: Potencial de toxicidade humana
IBICT: Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e tecnologia
ICV: Inventário do Ciclo de Vida
LCEE: Eficiência energética do ciclo de vida
MDL: Mecanismo de Desenvolvimento Limpo
NBR: Norma Brasileira
NEB: Balanço Energético Líquido
NEST: Núcleo de Excelência em Geração Termelétrica e Distribuída
NMVOC: Compostos orgânicos voláteis não metânicos
ONU: Organização das Nações Unidas
PCI: Poder Calorífico Inferior
pH: Potencial Hidrogeniônico
PIB: Produto Interno Bruto
RSO: Resíduo Sólido Orgânico
RSU: Resíduos sólidos urbano
UNIFEI: Universidade Federal de Itajubá

1 INTRODUÇÃO

No Plano Nacional de Resíduos Sólidos a prevenção e redução dos resíduos são importantes e devem ser priorizadas antes da recuperação do recurso. Na hierarquia Lisney *et al.* (2003) aborda a recuperação de energia como necessária para a gestão sustentável dos resíduos que tenham sido gerados. Em comunidades menos desenvolvidas economicamente e países em desenvolvimento, a reciclagem pode ser feita informalmente por chefes de família que separam certos componentes valiosos dos resíduos, tais como vidro, garrafas de plástico e latas de metal, para comercializar; ou por catadores coletando das ruas. Em comunidades e países mais economicamente desenvolvidos, a reciclagem está mais formalizada, e os materiais são coletados por sistemas com variados graus de participação das casas em segregação da fonte e de tecnologia avançada em instalações de separação de resíduos, tais como instalações de recuperação de materiais. Práticas de recuperação de energia são geralmente predominantes em comunidades mais desenvolvidas e de climas mais frios, onde é utilizada na forma de calor ou eletricidade (EUROSTAT, 2014).

Com as políticas para reduzir o desperdício de aterro e para aumentar as fontes de energia renováveis, as autoridades locais em muitas nações estão se voltando para tecnologias para a recuperação da energia a partir de resíduos (em inglês: *Waste to Energy* - WtE). Atualmente, as tecnologias comercialmente disponíveis incluem processos térmicos, como a incineração, pirólise, a gaseificação; e processos biológicos, tais como a Digestão Anaeróbia (DA) e de recuperação de gás de aterro. O tratamento mecânico biológico e térmico mecânico são métodos de pré-tratamento que separam o RSU para reduzir o volume de resíduos que entram no aterro (WILLIAMS, 2005), bem como para separar o combustível derivado de resíduos (CDR) ou produção de combustível sólido recuperado para o processamento térmico (CEWEP, 2007).

A gaseificação foi a tecnologia selecionada, porque poderia processar quantidades menores de resíduos. A DA, porque é uma tecnologia que por meio da degradação da matéria orgânica pode gerar valiosos produtos como biogás e composto, é utilizada o tratamento de águas residuais e sua aplicação em resíduos está aumentando. Também pode operar em vários locais e climas, tornando-o adequado para diferentes países do mundo e especificamente para resíduos sólidos orgânicos. Finalmente, a reciclagem porque é uma forma de recuperar e reutilizar resíduos de tipo inorgânico os quais podem ser comercializados.

A análise do Ciclo de Vida (ACV), tem provado ser uma ferramenta adequada para proporcionar uma comparação entre as tecnologias de gestão de resíduos e analisar as vantagens e desvantagens (FRUERGAARD e ASTRUP, 2011) relacionados. No presente estudo, a ACV é usada a partir do conceito de "portão ao túmulo" para abordar a questão da energia, bem como impactos ambientais, sendo o portão como o ponto onde os materiais nos resíduos são reciclados ou eliminados. ACV de gestão de resíduos podem ser utilizados para fins de planejamento, em que muitas opções futuras são exploradas (potencial) ou para analisar os sistemas existentes (retrospectivo), nos quais os dados reais sobre os processos no sistema podem ser coletados e usados (FINNVEDEN *et al.*, 2005).

A ferramenta escolhida para o presente estudo é o Sistema de Medição e Melhoria da Produtividade (*SimaPro*), que é um modelo de software ACV desenvolvido pela empresa holandesa *Pré-consultants*, que compara os impactos ambientais de diferentes sistemas de gestão de RSU. Isto em razão da existência de grande quantidade de inventários, os quais podem ser utilizados para as tecnologias de tratamento e disposição final.

As ferramentas de avaliação que têm um bom fundamento científico são consideradas valiosas para auxiliar os tomadores de decisão em diferentes áreas. No presente estudo se desenvolve a avaliação do ciclo de vida e impactos ambientais para comparar diferentes Cenários de tratamento e disposição final de RSU, propondo uma opção com tecnologias WtE, nomeadamente gaseificação, reciclagem e DA, para populações de médio porte.

1.1 Objetivos

1.1.1 Objetivo Geral

Constitui – se em objetivo geral do presente estudo:

- Avaliar alternativas de tratamento e disposição final dos RSU para populações de médio porte, considerando Cenários para a valorização energética e ambiental.

1.1.2 Objetivos Específicos

São objetivos específicos deste trabalho:

- Identificar Cenários considerando tecnologias de tratamento de resíduos sólidos passíveis de aproveitamento energético como a gaseificação, aterro sanitário, e a biodigestão; e de recuperação de materiais, como a reciclagem.
- Definir um sistema integrado de tratamento e disposição final dos RSU, prevendo menores impactos ambientais com coleta seletiva, a partir da digestão anaeróbia, da gaseificação e da reciclagem, para populações de médio porte, a partir do estudo de caso.
- Elaborar e disponibilizar um inventário de ciclo de vida representativo para os sistemas de tratamento e disposição final dos RSU avaliados, considerando as entradas e saídas que compõem os sistemas definidos.
- Avaliar o desempenho ambiental e energético das diferentes alternativas de tratamento e disposição final de RSU considerando o caso das cidades de médio porte.

1.2 Justificativa

Anualmente, cerca de dois bilhões de toneladas de RSU são gerados globalmente a cada ano e é estimado que possa chegar a 6,1 bilhões de toneladas em 2025 (WORLD BANK, 2012). A produção de resíduos aumenta um ritmo acelerado quando comparado com o crescimento geral da população. Devido ao impacto dos resíduos sólidos e crescimento da população, é necessário desenvolver um plano de gestão integrada de resíduos sólidos, conforme preconiza a lei 12.305/2010 tendo como objetivos não geração, redução, reutilização, reciclagem e tratamento dos resíduos sólidos, bem como disposição final ambientalmente adequada do CDR; assim como o estímulo à implementação da avaliação do ciclo de vida do produto; e o incentivo ao desenvolvimento de sistemas de gestão ambiental e empresarial voltados para a melhoria dos processos produtivos e ao reaproveitamento dos resíduos sólidos, incluídos a recuperação e o aproveitamento energético (BRASIL, 2010).

Uma questão importante que enfrenta cada comunidade no mundo está relacionada com a disposição final dos RSU, devido a que os mesmos quando descartados da forma incorreta geram impactos sobre o meio ambiente que afetam a saúde humana. Na seleção de alternativas para a disposição final dos resíduos é importante considerar os riscos decorrentes da implementação de cada uma e os impactos ambientais que podem ser causados para mitigá-los. Ambientalmente, os processos de gestão sustentável dos resíduos, devem diminuir a geração dos gases de efeito estufa que contribui para o aquecimento global e as mudanças climáticas, é por isso que se estão levando em consideração o uso de transformação de resíduos em energia (WtE) que processa, diminui e substitui o uso de combustíveis fósseis, e assim reduz os gases de efeito estufa.

Países membros da união europeia estão utilizando leis para reduzir o descarte de RSU em aterros e promovem a utilização de técnicas ambientalmente menos comprometedoras, devido às grandes capacidades ocupadas por estes e os impactos ambientais produzidos pelas emissões de GEE a partir dos gases fugitivos, a poluição das águas subterrâneas e do solo.

Os tratamentos, tais como a reciclagem, a gaseificação e a DA estão aumentando independentemente de opções de disposição final. Estes tratamentos podem gerar renda e emprego para a população local. Além disso, os programas de reutilização e reciclagem podem impedir a extração de recursos naturais, reduzindo os impactos ambientais causados pela atividade humana. Por isso, o município deve considerar não apenas os benefícios ambientais,

mas também os aspectos econômicos, políticos e benefícios potenciais, assim como, incluir aos catadores aumentando as melhores condições nos níveis social e econômico como empreendedores na comercialização dos resíduos reciclados.

As atividades de coleta, tratamento e eliminação de resíduos sólidos representam um desafio para todos os municípios ao redor do mundo. A fim de determinar as melhores soluções para o problema, é necessário desenvolver estudos de ACV, análises complementares relativas aos custos, desempenho e logística. Com a ajuda dessas análises, os municípios são capazes de escolher o plano de gestão de resíduos sólidos mais sustentável e curso de ação.

Estudos anteriores realizados no âmbito do NEST (Núcleo de Excelência em Geração Termelétrica e Distribuída), apresentam comparações entre tecnologias específicas como são a incineração e o aterro sanitário que são as mais comuns encontrar para grandes populações, mas ainda faltam avaliar outras tecnologias como a gaseificação, a digestão anaeróbia e a reciclagem, tendo em conta a coleta seletiva, que poderiam ser uma solução para o tratamento e disposição final dos RSU. Isto sobretudo para populações de médio porte que não contam com uma estratégia adequada de tratamento e disposição final. Também é de destacar que as populações estudadas são maiores e por isso, a geração de energia é maior também; dessa forma, devem ter um tratamento e disposição final específicos, que possivelmente os apresentados por populações menores.

Outro aspecto importante que não leva em conta esses estudos é a coleta seletiva, mas é preconizado na lei 12.305/2010, sendo importante para uma melhor gestão dos RSU, como são os resíduos sólidos orgânicos que representam a maior porcentagem de RSU gerados, e ainda não estão sendo tratados de forma independente dos outros resíduos, entre outras características.

O presente estudo, considera diferentes alternativas tecnológicas atualmente disponíveis para o processamento de RSU, e propõe um sistema integrado para populações de médio porte (100.000 e 300.000 habitantes). Segundo o IBGE (2013), os diferentes municípios do país implementam diferentes formas para realizar tratamento e a disposição final dos RSU, mas não apresentam uma alternativa definida, levando em muitos casos a uma disposição inadequada dos resíduos o que ocasiona diversas doenças na população e gera impactos ambientais pelas emissões incontroladas à atmosfera. De igual forma os resíduos em muitos casos não são aproveitados como insumo para a produção de energia através de sua recuperação energética ou de materiais através da reciclagem.

Pelo tamanho populacional, estas apresentam facilidade tanto para educação ambiental quanto para o manejo, viabilizando o aproveitamento energético de RSU e diminuição da quantidade de resíduos gerados nessa parcela da população. É um método para a operação ótima do aproveitamento do biogás, sendo que a literatura sobre tal metodologia é escassa, objetivando a viabilização de empreendimentos energéticos em aterros de populações menores, ampliando o aproveitamento do potencial de produção de energia destes, o que resultará em um aumento da matriz energética renovável brasileira.

No presente estudo, a ACV foi utilizada para comparar os impactos ambientais e de recuperação de energia, das várias alternativas de tratamento de resíduos, em que se pretende ter coleta seletiva dos RSU. Para isto, os resíduos orgânicos vão para a digestão anaeróbia, os resíduos inorgânicos reutilizáveis para a reciclagem e os CDR, sem possibilidades de uso, para a gaseificação, para tentar conhecer o mais impactante e propor uma estratégia de modo a melhorar os processos, reduzindo as emissões de GEE, identificando outras opções de energia renováveis e buscando soluções para as quantidades de resíduos gerados para populações de médio porte.

1.3 Estrutura da Dissertação

Capítulo 1. No presente capítulo são apresentadas as considerações iniciais e comentários relativos ao tema da dissertação. São estabelecidos os objetivos gerais e os específicos, assim como a justificativa ao tema escolhido e a estrutura da dissertação.

Capítulo 2. No capítulo 2 se faz uma revisão bibliográfica da contextualização geral dos RSU no mundo destacando a situação no Brasil. Inclui – se ademais o aproveitamento energético por diferentes tecnologias de tratamento e disposição final. São apresentados trabalhos previamente realizados sobre o tema da análise do ciclo de vida relacionado com alternativas de recuperação de energia com RSU.

Capítulo 3. Este capítulo é dedicado à descrição da metodologia utilizada para a realização desta dissertação. São estabelecidos a unidade funcional, as fronteiras dos sistemas, os Cenários estudados nesse trabalho, a seleção do método de avaliação do impacto, assim como a apresentação da ferramenta computacional aplicado ao trabalho. Assim como os dados a ter em conta para o estudo no CIMASAS, como é a projeção populacional, estimativa de geração de RSU para 20 anos.

Capítulo 4. Apresenta os Cenários e os inventários relativos aos tratamentos e disposição final de aterros sanitários com e sem recuperação de energia e a proposta que inclui a digestão anaeróbia, gaseificação e reciclagem. Além disso, apresenta a projeção de geração de biogás a partir dos RSU, o cálculo de geração de energia elétrica a partir de motores de combustão interna e os balanços de massa e energia para cada Cenário.

Capítulo 5. Neste capítulo são expostos os resultados da Avaliação do Ciclo de Vida e balanço energético dos Cenários analisados. São apresentados os principais impactos ambientais para os Cenários determinados. Apresenta-se uma comparação ambiental entre os sistemas analisados.

Capítulo 6. Neste último capítulo foram apresentadas as principais conclusões do trabalho e sugestões para trabalhos futuros.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Neste capítulo é apresentada a pesquisa bibliográfica referente a informações gerais sobre os RSU, o seu aproveitamento energético, destacando diferentes tecnologias de tratamento e disposição final; além disso se indicam diferentes trabalhos realizados com ACV, onde se analisa o estado das tecnologias para os RSU no mundo e Brasil. A comparação é feita com o presente trabalho, o qual apresenta uma nova proposta de sistemas integrados de tratamento e disposição final como alternativa para os RSU em cidades de médio porte.

2.1 Resíduos Sólidos Urbanos

A Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), NBR 10004 (2004), define resíduos sólidos como aqueles no estado sólido e semissólido, que resultam de atividades da comunidade de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição(...). De acordo com o IPT/CEMPRE (2000), os resíduos sólidos podem ser classificados de várias formas: 1) por sua natureza física: secos ou molhados; 2) por sua composição química: matéria orgânica ou inorgânica; 3) pelos riscos potenciais ao meio ambiente; e 4) quanto à origem. No entanto as formas mais comuns para classificação são em função dos riscos potenciais ao meio ambiente e a saúde pública, como também, em função da natureza e origem.

De modo geral, se pode classificar o resíduo sólido em fração seca (material reciclável e CDR) e úmida (material orgânico). Esta classificação simplista é útil para a identificação das tecnologias de tratamento do resíduo sólido passíveis de aproveitamento energético. Dentro as possibilidades de utilização energética a partir de resíduo sólido destacam-se a gaseificação, aterro sanitário, reciclagem e produção de Combustível Derivado de Resíduos (CDR) para a fração seca, e o tratamento biológico via DA para a fração úmida.

Uma grande problemática como mencionado anteriormente é que a geração de resíduos além do crescimento populacional, está relacionada também com o nível de renda da população, a forte industrialização, a melhoria no poder aquisitivo de uma forma geral, vêm promovendo o acréscimo da geração de resíduos sólidos e a sua disposição, principalmente, ao redor das grandes cidades (BIDONE e POVINELLI, 1999). A relação entre renda e geração de resíduos, compara o PIB per capita [em US\$/hab] com a geração de RSU mostrando uma tendência do crescimento da geração de resíduos com o aumento do PIB. É por isso que no presente estudo

se apresenta a relação entre a composição gravimétrica dos RSU e o PIB de cidades de médio porte no Brasil a fim de analisar a melhor opção para tratamento dos resíduos.

O decreto 7404/2010, estabelece em seus planos de gestão integrada de metas de redução, reutilização, coleta seletiva e reciclagem de resíduos, entre outras, com vistas a reduzir a fração dos RSU encaminhadas para disposição final (BRASIL, 2010). Mais recentemente, estratégias de “resíduo zero” vieram à tona internacionalmente, enfatizando a prevenção e a recuperação de materiais, mas também focando na questão da recuperação energética como uma abordagem para buscar garantir vantagens ambientais adicionais, incluindo a redução da utilização inapropriada de terra e emissões de poluentes.

Em 2005, o governo da Suécia proibiu o aterramento das frações orgânica do resíduo sólido, e em 2007, apenas eram aterrados 4% do total de resíduo produzido no país. Estratégias de reciclagem, tratamento biológico e incineração foram intensificados, como resultado do declínio nas práticas de aterramento (vide Figura 2.1). Em 2010 a Suécia atingiu a reciclagem e compostagem de 50% de todo o RSU domiciliar (DEFRA, 2010). Vê-se a partir daí uma clara estratégia de gestão de resíduo sólido aliado a um programa de expansão do aproveitamento energético deste material.

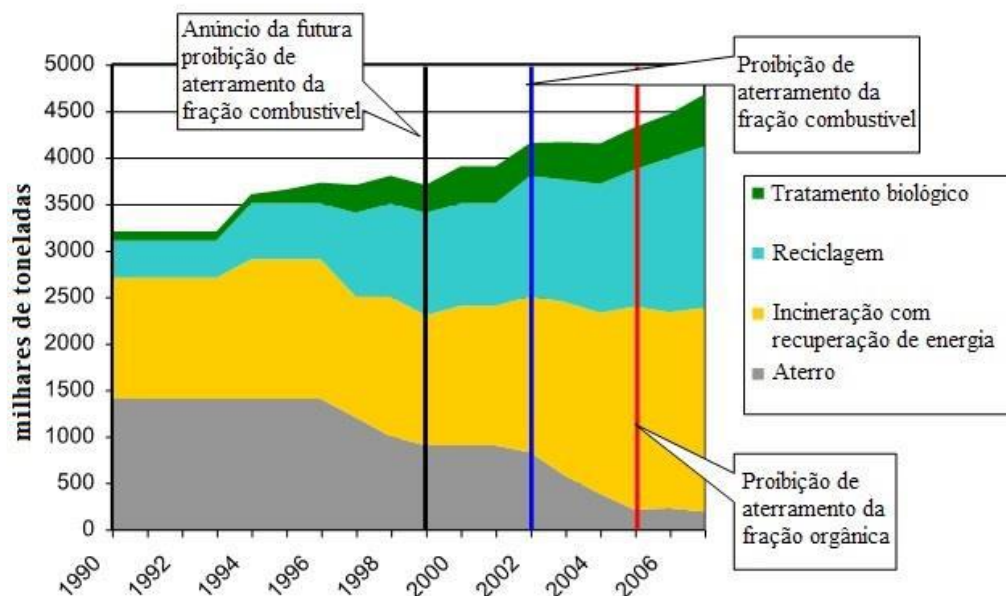


Figura 2.1 Estratégia de gestão de resíduos Suécia

Fonte: DEFRA (2010)

Em 2013, foram gerados no Brasil 76.387.200 toneladas de resíduo sólido, dos quais 90% foram coletados (ABRELPE, 2013). Destes, 58,26% foram destinados a aterros sanitários, e 41,74%

tiveram destinação inadequada, o que resulta em aproximadamente 78.987 mil toneladas diárias de resíduo sólido ainda sendo encaminhadas para aterros controlados e lixões, ocasionando danos e degradação ao ambiente e à saúde humana (vide Figura 2.2).

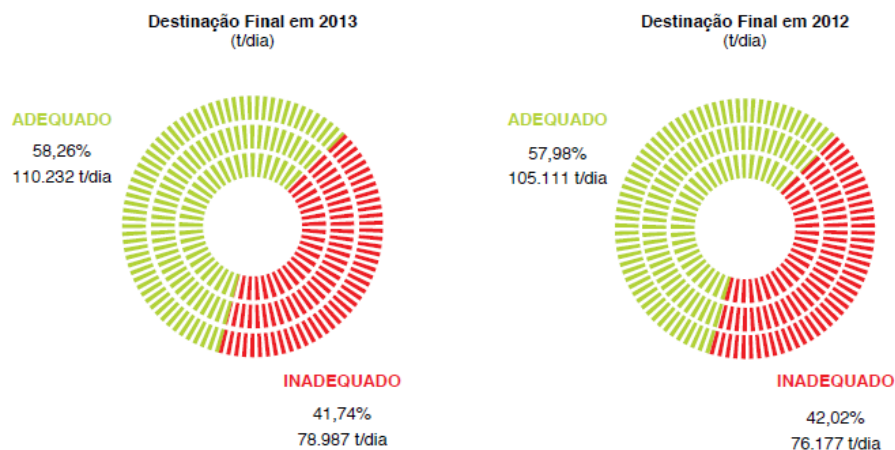


Figura 2.2 Destinação final dos RSU coletados no Brasil.

Fonte: ABRELPE (2013)

De acordo com IPEA (2012), mais de 90% do resíduo gerado em 2008, em massa, foi destinado para a disposição final em aterro sanitário, aterro controlado e lixão, sendo apenas os 10% restantes distribuídos entre unidades de compostagem, unidades de triagem e reciclagem, unidades de incineração, lixões em zonas isoladas e outros destinos (vide Figura 2.3), indicando a baixa valorização do resíduo produzido.

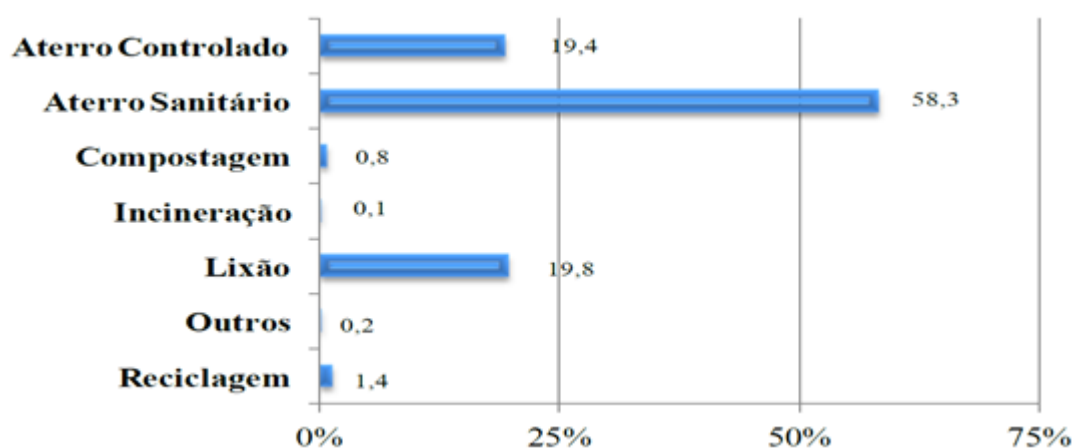


Figura 2.3. Destino dos resíduos sólidos no Brasil.

Fonte. IPEA (2012)

A situação da reciclagem no Brasil ainda não é satisfatória, sendo principalmente mantida pela reciclagem pré-consumo (do resíduo gerado nos processos produtivos), e pela coleta pós-consumo informal (realizada por catadores autônomos, sem vínculos com o município). Até 2008, apenas 18% dos municípios brasileiros desenvolviam programas de reciclagem. Ainda, a

quantidade irrisória de material recuperado por tais programas indica a necessidade de aprofundamento e melhoria de sua eficiência (OLIVEIRA *et al.*, 2008). Na Figura 2.4, pode-se observar os índices de reciclagem dos materiais alumínio, papel e plástico, os quais mostram de maneira geral, uma estabilidade no volume de reciclagem no país.

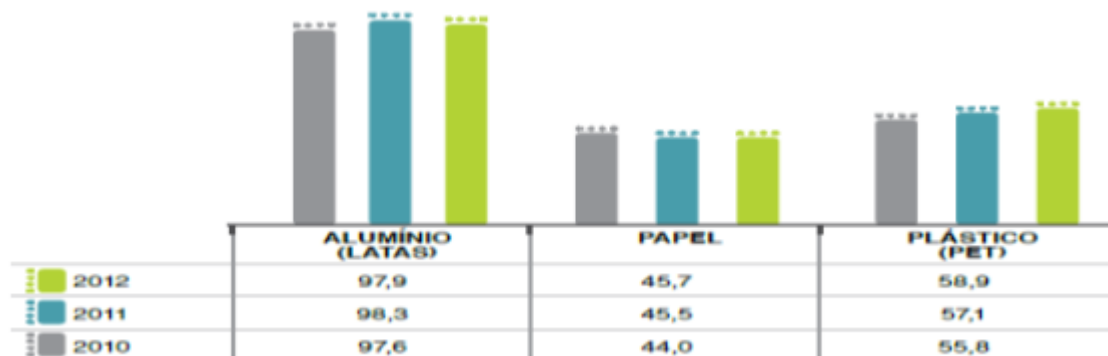


Figura 2.4. Índices de reciclagem alcançados para alumínio, papel e plástico.

Fonte: ABAL (Associação Brasileira de Alumínio); BRACELPA (Associação Brasileira de Celulose e papel); ABIPET (Associação Brasileira da Indústria de PET) (2013).

No que se refere a formas de tratamento da fração orgânica no Brasil, as experiências nacionais com compostagem e biodigestão, as duas formas mais utilizadas para esta finalidade mundialmente, são quase inexistentes. Do total de resíduo orgânico coletado, somente 1,6% (1.509 t/d) é encaminhada para tratamento via compostagem, sendo que 211 municípios brasileiros possuem unidades desta tecnologia (BRASIL, 2011).

2.1.1 Composição dos RSU

O conhecimento da composição dos resíduos é importante para determinar a melhor opção para tratamento dos resíduos. Aqueles com alto teor de umidade e materiais biodegradáveis podem ser uma melhor gestão pela rota bioquímica (digestão anaeróbia) e resíduos com elevado teor de material combustível pode ser melhor gerido termicamente.

De acordo com o Panorama Nacional de Resíduos Sólidos (ABRELPE, 2013), a quantidade de RSM gerada no Brasil em 2012 teve crescimento de 1,3% em relação ao ano anterior. Esta taxa foi superior à taxa de crescimento populacional urbana do período, por volta de 0,9%. Ademais, a geração per capita teve crescimento de 0,4% em relação ao ano de 2011, atingindo o patamar de 383,2 kg/hab/ano.

De acordo com o IPT/CEMPRE (2013), a composição total dos resíduos sólidos gerados nas cidades brasileiras como é mostrado na Figura 2.5 é representada por: 52,5% de matéria

orgânica, 24,5% de papel/papelão, 2,9% de plástico, 2,3% de metal, 1,6% de vidro e, 16,2% de CDR.

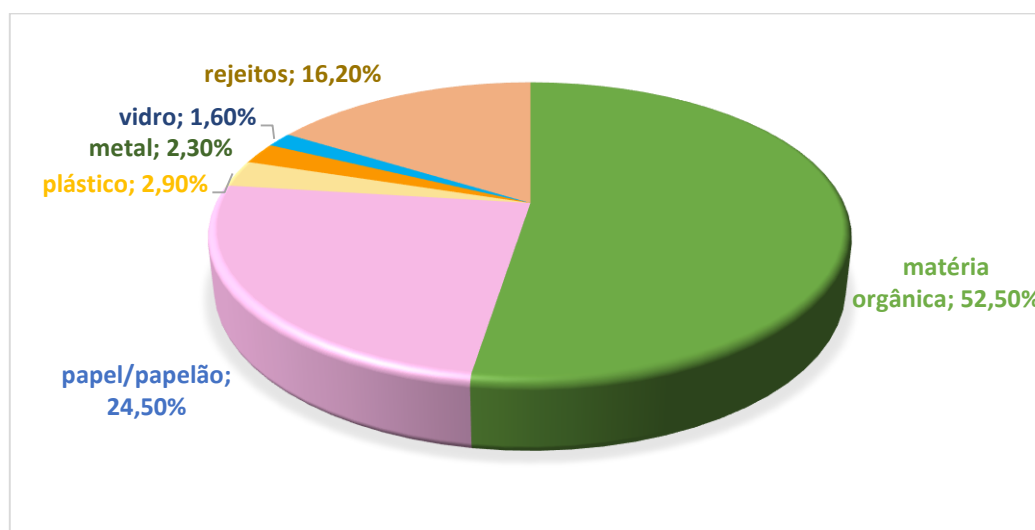


Figura 2.5. Composição média dos resíduos sólidos gerados nas cidades brasileiras

Fonte. IPT/CEMPRE (2013)

Destes dados, observa-se que a maior parcela de resíduos gerados corresponde à matéria orgânica, ressalta-se ainda, segundo dados do CEMPRE (2013), que aproximadamente 5% do resíduo sólido orgânico urbano gerado no Brasil em 2010 foram reaproveitados, sendo reciclado pelo processo da compostagem. Segundo IPEA (2012), indica que o teor de matéria orgânica varia de 20 a 76% (média 51,4%), e a somatória do reciclável varia de 14 a 67% (média de 31,9%), nos municípios brasileiros.

2.1.2 Populações de médio porte

A população selecionada se encontra entre 100.000 e 300.000 habitantes, representam (26,10 %) do total de municípios brasileiros (IBGE, 2015). A rota tecnológica proposta para municípios de médio porte é semelhante para todas as regiões do país e pode ser empregada independentemente da localização geográfica em municípios que atuem de forma isolada ou em conjuntos de municípios por meio da formação de consórcios.

O tamanho da população escolhida possibilita facilidade tanto para educação ambiental quanto para o manuseio dos resíduos e coleta, promovendo o aproveitamento energético do RSU e diminuindo a quantidade dos resíduos disposto em aterro sanitários ou na tecnologia escolhida para seu tratamento e disposição final. Os resultados podem ser utilizados em futuros aprimoramentos, decisões estratégicas de política pública ou investimentos privados.

2.2 Tecnologias para Conversão de Energia a Partir de Resíduos Sólidos (WtE)

WtE (*waste to energy*) refere-se à recuperação da energia a partir de resíduos de materiais utilizáveis em calor, eletricidade ou combustível. Na hierarquia de gestão de resíduos sólidos, apresentada pela Agência Americana de Proteção Ambiental (em inglês: *United States Environmental Protection Agency*, ou USEPA, 2013), conforme ilustrado na Figura 2.6, WtE está classificada antes da eliminação final, indicando as limitações dos aterros em termos de benefícios econômicos e ambientais (FINNVEDEN, 2005).



Figura 2.6. Hierarquia de gestão de RSU.
Fonte DEFRA (2010)

A redução, reutilização e reciclagem de RSU são classificados entre os três primeiros da hierarquia, porém eles exigem o comportamento das pessoas e da sociedade para mudar, o que cria incerteza, mas a geração de resíduos é inevitável. Após a redução, reutilização e reciclagem os resíduos restantes devem ser tratados para reduzir os impactos negativos ao meio ambiente.

WtE é reconhecido como uma alternativa promissora para a gestão de resíduos para superar o problema da geração de resíduos e como um potencial de energia renovável (RE) de origem. As abordagens da WtE podem ser classificadas em três tipos: tratamento térmico, tratamento biológico e aterro (TAN *et al.*, 2014). Opções para tratamento térmico de WtE para produzir eletricidade e calor incluem combustão, pirólise e gaseificação de resíduos (vide Figura 2.7). O tratamento biológico de WtE inclui a digestão anaeróbia, com a produção de biogás. Aterro

sanitário com recuperação de gás CH₄ também pode gerar eletricidade e calor através de turbinas.

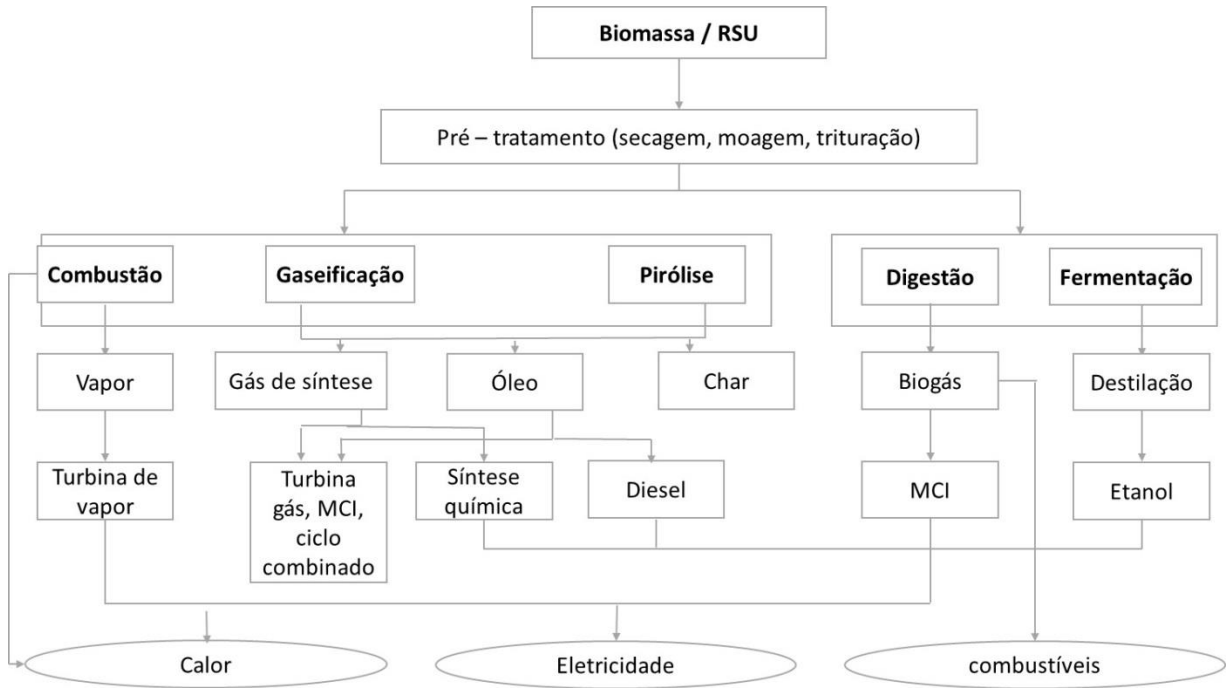


Figura 2.7 Tecnologias para conversão de resíduos em energia

Na Figura 2.8, mostra-se a adoção das tecnologias mais usadas para tratamento e disposição final em diversos países, em que se pode observar os aterros como a mais utilizada, seguida da reciclagem e por último a opção a incineração.

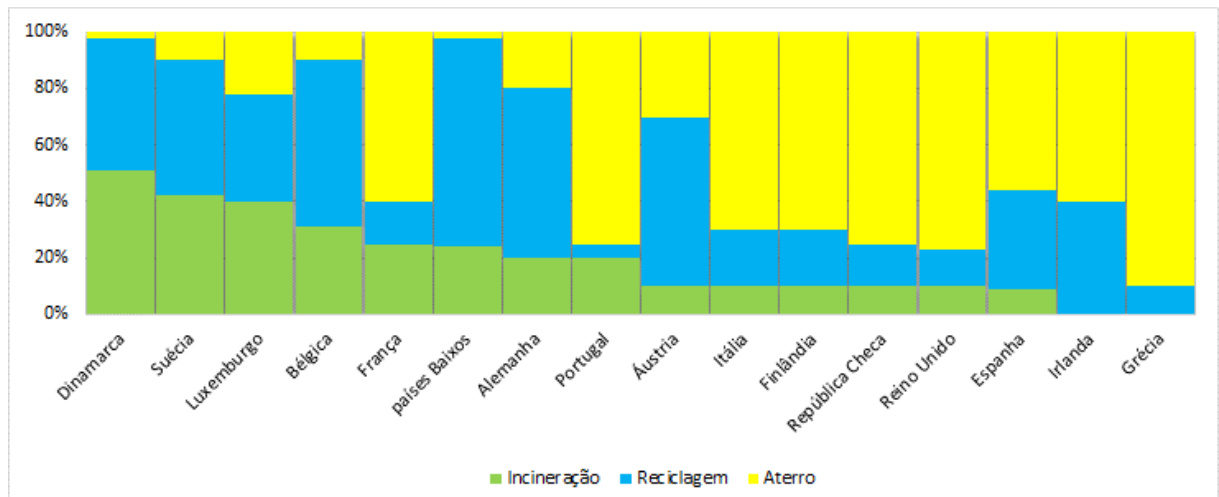


Figura 2.8 Gestão de resíduos sólidos urbanos em países Europeus

Fonte: Eurostat (2012)

Em média, os oito países na Europa com desvio ao aterro como Alemanha, Áustria, Bélgica, Holanda, Suíça, Suécia, Dinamarca, Noruega estão apenas colocando 2% de seus resíduos

sólidos em aterros sanitários. Cada um encaminha pelo menos 50% dos resíduos para a reciclagem e a compostagem, e coletivamente eles empregam 228 plantas térmicas com resíduos em energia (WtE) exatamente a metade de todas as plantas na Europa, para tratar os resíduos para valorização energética. Alemanha e Suíça relatam que conseguiram desperdício zero para aterros sanitários.

A adoção de novas tecnologias para tratamento de resíduo vem ganhando interesse mundialmente nos últimos anos pelo reconhecimento de que o aterramento, ou na pior das hipóteses a disposição em lixões, apenas transfere o problema, sem efetivamente enfrentá-lo (EPE, 2008).

Na Figura 2.9, mostra-se o crescimento da capacidade instalada de digestores anaeróbios para tratamento de resíduo sólido em alguns países Europeus.

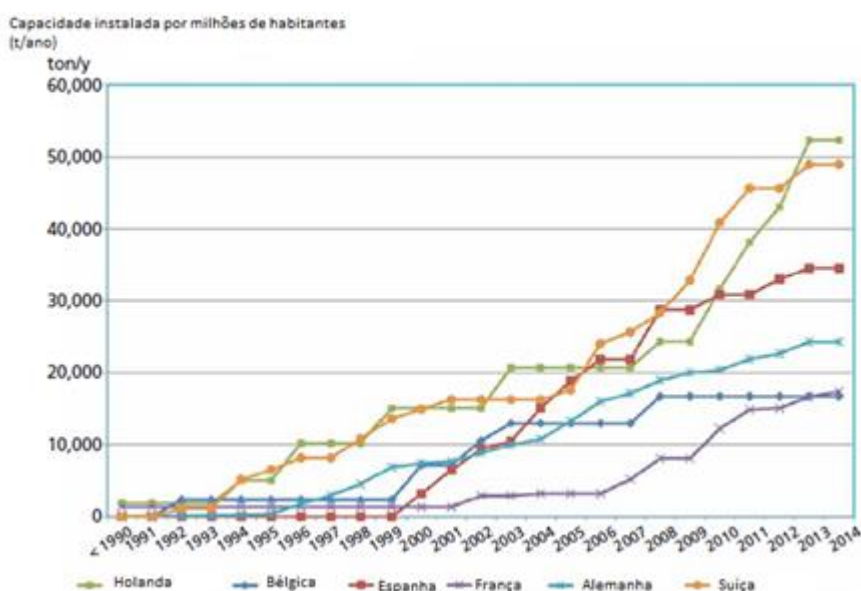


Figura 2.9 Aumento da capacidade de Digestores anaeróbios para tratamento de resíduo sólido em alguns países Europeus por milhão de habitantes por país.

Fonte. De Baere, L., B. Mattheeuws (2011)

O aproveitamento energético dos resíduos sólidos tem sido visto como parte integrante das estratégias do setor energético como uma proposta viável e que poderá ajudar o setor a evitar a necessidade de construção de novas plantas, trazendo benefícios socioambientais e financeiros para a sociedade (OLIVEIRA, *et al.*, 2012). O Brasil continua muito dependente de duas fontes: a hídrica e a térmica a gás natural. A diversificação não é só uma exigência de segurança nacional, mas também a necessidade da inclusão de fontes mais limpas de energia na matriz brasileira. Na geração hídrica, os melhores aproveitamentos já foram construídos e já fazem

parte da matriz energética, enquanto na geração térmica há dependência do preço do petróleo, gás natural e da taxa de câmbio (LANDAU, 2008).

O resíduo possui uma vantagem econômica em comparação com outras fontes de biomassa, em razão de ser coletado regularmente às custas de recursos públicos, além de se pagar uma taxa por seu tratamento (BOGNER *et al.*, 2007). Oliveira, Henriques e Pereira (2010), demonstraram que a produção de energia elétrica a partir da fração orgânica do resíduo sólido (FORSU), com o uso da tecnologia de biodigestão anaeróbia, é mais barata que a geração de energia eólica, com benefícios socioambientais além da redução de CO₂. Foram identificadas 11 usinas com 70.873 kW e 0,0482 % de capacidade instalada (BIG/ANEEL, 2015), no aproveitamento do gás de aterro para produção de energia no Brasil.

Segundo estimativas do governo, a usina impedirá que cerca de 8 milhões de toneladas de gás carbônico equivalente sejam emitidas até 2012 (CENBIO, 2010). O potencial de geração de eletricidade de biogás corresponde de 1,16 - 1,24% do total gerada no país, que de acordo com o Balanço Energético Nacional (BEN) é de 90,7 GW. (SALOMON e SILVA, 2009) apresenta a comparação entre a potencial de geração de biogás e outras fontes de energia que fazem parte do PROINFA. Por outro lado, a utilização de energia biogás não é generalizada no Brasil.

No total, a capacidade instalada para geração de eletricidade, oriunda de gás de aterro, declarada nos projetos é de 254 MW. Adicionalmente, as estimativas para potencial energético no Brasil, de futuros projetos de captura e utilização de gás de aterro é de cerca de 282 MW (ABRELPE, 2013). Neste quesito, o governo pretende estimular o aproveitamento de gases gerados em aterros para fins energéticos, com aporte de recursos para estudos de viabilidade técnica e econômica da implantação destes sistemas.

Podem-se destacar para o presente trabalho a conversão biológica principalmente, focalizando a digestão anaeróbia, os aterros com recuperação de energia e a conversão termoquímica ressaltando a gaseificação. Deve notar-se que a sua aplicação pode ajudar a minimizar os impactos que a sociedade causa ao meio ambiente pelo aumento da geração de tais características especiais que complicam a disposição.

2.2.1 Conversão Biológica

Processos de tratamentos biológicos têm sido amplamente estudados em todo o mundo. A fração de resíduo orgânico e a parcela não reciclável de papel dos RSU podem ser submetidas

ao tratamento biológico, o qual pode ocorrer por meio de dois processos distintos: aeróbio e anaeróbio, os quais utilizam as tecnologias de compostagem que é uma reciclagem da matéria orgânica, tratamento biológico convencional em reatores e biodigestão. Seu principal objetivo é a valorização dos produtos finais: biogás (anaeróbio) e composto (aeróbio e anaeróbio) (MCDOUGALL *et al.*, 2001).

Os processos biológicos são conhecidos por ter várias vantagens sobre a disposição final de RSU em aterros sanitários. Essas vantagens incluem a redução do volume de resíduos, estabilização dos resíduos, eliminação de patógenos e produção de biogás para utilização de energia no caso da digestão anaeróbia. A compostagem é um processo biológico aeróbio, em que a fração orgânica é estabilizada. Como resultado do processo, o CO₂ será liberado para a atmosfera. Com vistas ao aproveitamento energético, neste trabalho se aborda somente o processo anaeróbio, uma vez que permite a utilização do biogás como fonte de geração de eletricidade.

2.2.1.1 Digestão Anaeróbia (DA)

A digestão anaeróbia é um processo biológico no qual os microrganismos decompõem a fração orgânica dos RSU na ausência de oxigênio, com a produção de biogás (HANANDEH E EL – ZEIN, 2010; MATA ALVAREZ, 2003). Do processo de digestão é composto por várias etapas, com diferentes grupos de microrganismos que trabalham em cada passo: a hidrólise, a acidogênese, acetogênese e metanogênese, além da sulfetogênese (RAPPORT *et al.*, 2008). Os subprodutos de DA incluem o biogás e o digestato ou resíduo digerido que pode ser utilizado como fertilizante. Um diagrama de DA é mostrado na Figura 2.10.

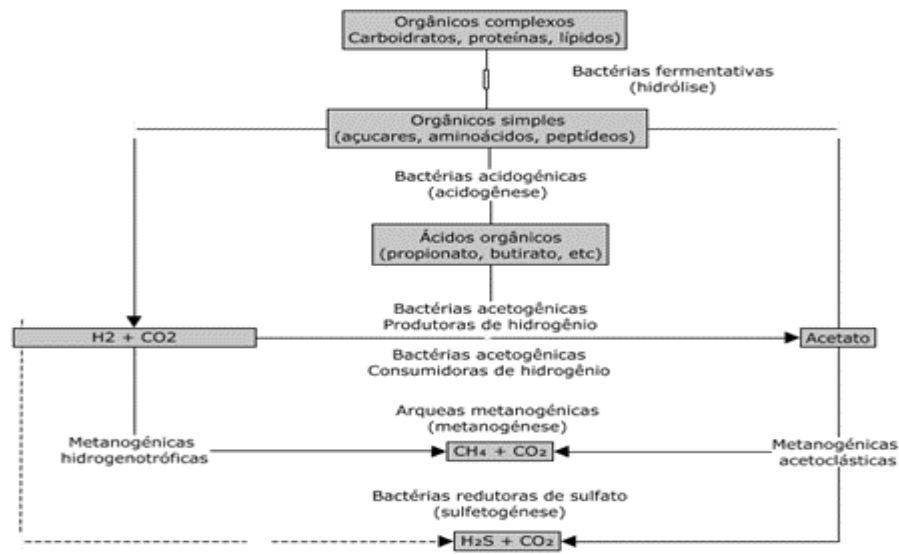


Figura 2.10 Rotas metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia.

Fonte: Chernicharo (2007)

No primeiro passo, de hidrólise, a cadeia complexa de compostos orgânicos é dividida em moléculas estruturais básicas, tais como ácidos graxos, monossacarídeos, aminoácidos e compostos relacionados. O processo é seguido pela acidogênese, onde a subdivisão em vários componentes acontece por bactérias acidogênicas (bactérias fermentativas). A terceira fase de digestão anaeróbia é acetogênese, durante o qual as moléculas simples criadas como resultado da fase acidogênica são ainda utilizadas por bactérias acetogênicas para produzir ácido acético, em grande medida, bem como o dióxido de carbono e hidrogênio. A última etapa de digestão anaeróbia é a metanogênese, durante a qual as bactérias metanogênicas convertem os produtos intermediários em CO_2 , CH_4 e água.

Conforme Gomes (2006), algumas etapas do processo são bem caracterizadas, sobretudo em relação aos grupos de microrganismos responsáveis por realizá-las. Na Figura 2.11 se apresentam os três principais grupos de microrganismos que participam da digestão anaeróbia, como são as bactérias fermentativas, as acetogênicas e as archaeas metanogênicas.

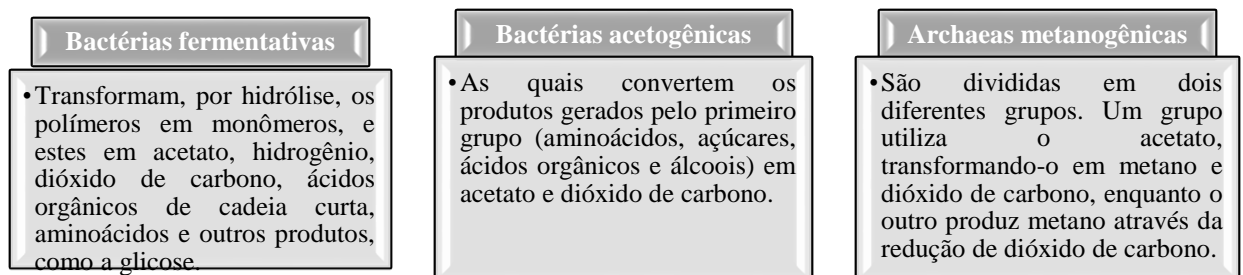


Figura 2.11 Grupos de microrganismos que participam da digestão anaeróbia

Fonte: Adaptado de Chernicharo (2007)

Geralmente os processos de digestão anaeróbia podem ser divididos em quatro estágios: pré-tratamento, digestão de resíduo, recuperação de gás e tratamento da fração sólida residual. Muitos sistemas de digestão requerem pré-tratamento de resíduos para obter uma mistura homogênea. O processamento envolve separação do material não digerível. Os resíduos recebidos pelo digester normalmente vêm de coleta seletiva ou de seleção mecânica. A separação busca assegurar a remoção de materiais indesejáveis ou recicláveis, como o caso de vidros, metais, pedras, etc. (VERMA, 2002).

Dentro do digester a carga depende da modalidade para atingir o teor de sólidos desejado e continua no mesmo pelo tempo de retenção designado. Para diluição, uma ampla variedade de fontes de água pode ser utilizada, como água limpa, água de esgoto ou líquido recirculante do efluente de digester. Um trocador de calor é normalmente requerido para manter a temperatura adequada no reator de digestão. O biogás obtido na digestão acelerada é limpado para obter gás de qualidade, em caso de tratamento residual, o efluente do digester é desidratado (HENRIQUES, 2004).

O biogás da DA consiste principalmente em metano (55–70 % de CH_4) e dióxido de carbono (30- 45% de CO_2), mas também contém impurezas que necessitam ser removidas, dependendo de qual será sua utilização posterior (vide Tabela 2.1). Os componentes do gás dependem do substrato digerido e devem ser monitorados regularmente (DEUBLEIN e STEINHAUSER, 2008).

Tabela 2.1 Percentagem e características das impurezas contidas no biogás

Componente	Teor	Efeito
CO₂	25 - 50 % (volume)	Diminui o poder calorífico
		Modifica as propriedades anti-detonação quando utilizado em motores
		Causa corrosão quando há presença de umidade.
H₂S	0 - 0,5 % (volume)	Efeito corrosivo em equipamentos e tubulações
		Emissões pós combustão de SO_2 ou H_2S quando a combustão é incompleta
NH₃	0 - 0,005 % (volume)	Emissões pós combustão de NO_x
Vapor de água	1,5 % (volume)	Aumento das propriedades anti-detonação
N₂	0,5 % (volume)	Causa corrosão em equipamentos e tubulações
Siloxanos	0 - 50 mg/m ³	Diminui o poder calorífico
Mercaptanos		Aumento das propriedades anti-detonação
		Age como abrasivo e danifica motores

Fonte: Deublein e Steinhauser (2008)

O principal propósito da digestão anaeróbia é a recuperação energética do processo (vide Figura 2.12), pela utilização do metano, um dos poucos combustíveis renováveis que é apropriado para uso em veículos. Além disso o processo permite também a reciclagem do composto orgânico e sua posterior utilização como condicionador de solo.

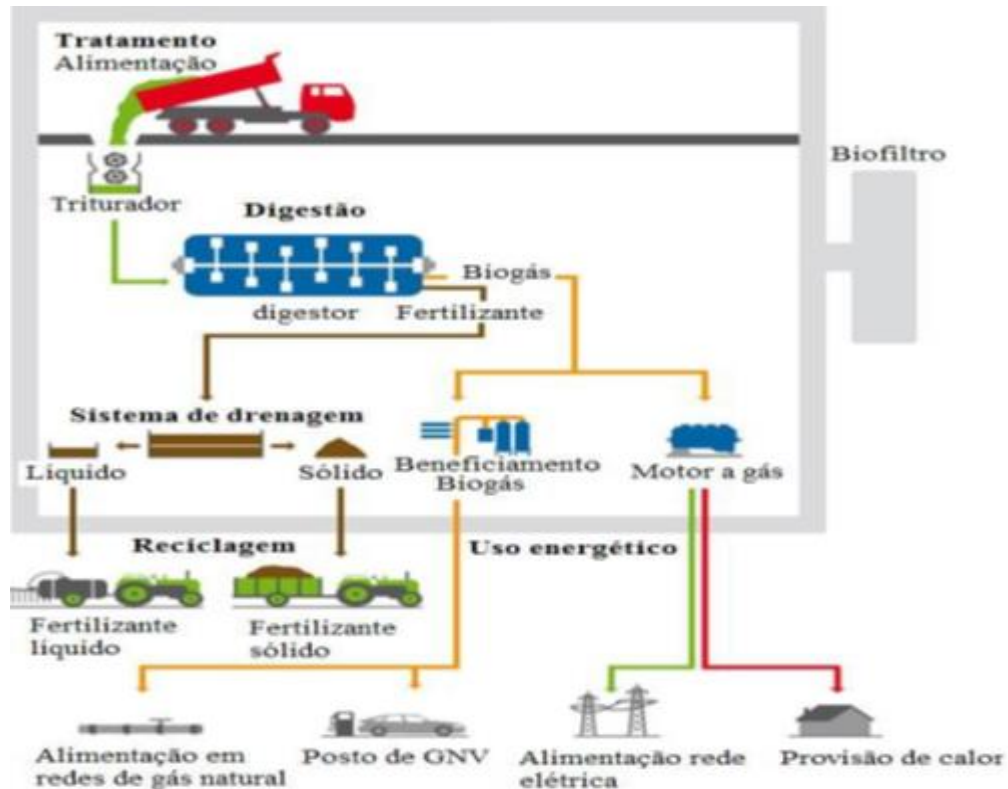


Figura 2.12 Esquema planta de digestão anaeróbia de RSU

Fonte: adaptado de AXPO KOMPOGAS (2013)

2.2.1.2 Características operacionais de plantas de biodigestão anaeróbia da FORSU (Fração Orgânica dos RSU)

Independentemente das configurações da tecnologia ou do sistema de metanização empregado, uma planta industrial direcionada ao tratamento da FORSU deve ser constituída por inúmeros processos sequenciais, de forma a possibilitar a recuperação das principais frações que compõem o RSU.

Os processos de natureza mecânica dizem respeito a mecanismos de separação/triagem e redução de dimensão que, dispostos em diversas configurações, possibilitam a separação das frações orgânica e inorgânica (recicláveis, metais ferrosos, materiais caloríficos e CDR). A fração orgânica será destinada, por sua vez, ao processo biológico subsequente, representado

pelo sistema de biodigestão anaeróbia que promoverá a degradação e estabilização da matéria orgânica com conseqüente geração de biogás. Na Tabela 2.2 são apresentados os processos de tratamento da FORSU e mais para em frente serão descritas plantas de diferentes empresas que utilizam tecnologias de DA em Europa.

Tabela 2.2 Processos de tratamento da FORSU

Processos de tratamento da FORSU	Características
Sistema de pré-tratamento	O sistema de pré-tratamento diz respeito à segregação manual-mecânica dos resíduos sólidos. A classificação mecânica ou automática é realizada por meio de equipamentos de separação magnética, separadores por correntes de Foucault, separadores balísticos, mesas densimétricas, tromels, separadores ópticos, aspiradores de plástico, entre outras tecnologias, conforme estrutura da planta em questão.
Reator (es) de metanização	A matéria orgânica é submetida ao tratamento via digestão anaeróbia, que resulta na estabilização parcial desse material e geração dos subprodutos biogás e lodo digerido. O processo pode utilizar distintas tecnologias (seco, úmido, estágio simples ou múltiplo).
Unidade de compostagem, armazenamento e refino do composto	A fração sólida proveniente da etapa de desaguamento encontra-se parcialmente degradada, sendo necessário apenas um processo final de maturação para que ocorra sua completa estabilização e refino para possibilitar seu uso como condicionante de solos.
Condicionamento e aproveitamento energético do biogás	O biogás gerado durante o processo de metanização é captado e direcionado a um sistema de condicionamento, de forma a tornar o biogás para geração energética. Na maior parte das plantas de tratamento mecânico e biológico o biogás é transformado em energia elétrica e térmica por um sistema de cogeração de eletricidade e calor (<i>Combined Heat and Power</i> – CHP). Uma parcela da energia elétrica é utilizada para operação da própria planta, enquanto o excedente de energia pode ser fornecido para rede elétrica da concessionária local ou comercializado diretamente a consumidores locais
Tratamento/disposição final da fração sólida residual	A fração sólida residual é composta por materiais inorgânicos em geral, geralmente fragmentados, cuja reciclagem não é viável.
Instalações de correção da contaminação	As instalações de correção da contaminação são constituídas principalmente por uma estação de tratamento de efluente (ETE) para tratamento do chorume gerados no processo de desaguamento do lodo e de sistemas de tratamento de odores por meio de biofiltros destinados à desodorização do ar em diferentes setores das instalações da planta.

Fonte. AUSTERMANN *et al.* (2007), VANDEVIVERE (2002), OSTREM (2004), KELLEHER (2007).

Nesse estudo, é considerada a tecnologia via seco e via extra-seco, pois são referenciadas como os processos biológicos mais adequados para o tratamento da FORSU por serem mais estáveis e constituídos por sistemas mais robustos, que possuem menor consumo energético, geram menos efluente líquido e possuem uma menor demanda de água em comparação com os processos úmidos (AUSTERMANN *et al.*, 2007; VANDEVIVERE, 2002; OSTREM, 2004; KELLEHER, 2007). Na tabela 2.3 são apresentados dados referentes à produção e consumo energético das principais tecnologias comerciais de metanização seca disponíveis no mercado europeu.

Tabela 2.3 Balanço energético de plantas de metanização

Tecnologia	Planta	Capacidade	Produção de biogás	Geração de energia	Energia consumida pela planta	Energia excedente	% energia excedente
DRANCO	Kaiserslautern Alemanha	20.000 t/ano FORM	158 m ³ /t	5,2 GWh/ano	0,7 GWh/ano	4,5 GWh/ano	86,60%
	Aaberg, Suíça	11.000 t/ano Resíduo orgânico			0,52 GWh/ano [elétrica] 0,72 GWh/ano [calor]	2,4 GWh/ano [elétrica] 0,4 GWh/ano [calor]	78,3% 35,7%
KOMPOGAS	Passau Hellersberg	39.000 t/ano	115 m ³ /t	9,1 GWh/ano	1,6 GWh/ano	7,5 GWh/ano	78,70%
	Unidade modelo	10.000 t/ano	105 m ³ /t	2,1 GWh/ano	0,3 GWh/ano	1,8 GWh/ano [elétrico]	83,30%
VALORGA	Geneve, Suíça [mesofílica]	13.200 t/ano resíduo orgânico e de poda	100 e 200 m ³ /t	0,435 GWh/ano [elétrico]	0,275 GWh/ano [elétrico]	0,16 GWh/ano [elétrico]	36, 8%
	Tilburg, Holanda	52.000 t/ano FORM e poda	82 m ³ /t	18 GWh/ano	3,3 GWh/ano	14,7 GWh/ano [elétrico]	81,70%
LARAN	Baar, Suíça	18.000 t/ano resíduo orgânico e de poda	85 m ³ /t	0,64 GWh/ano [elétrico]			
	Heppenheim Alemanha	33.000 t/ano FORM, poda e industrial		5,7 GWh/ano [elétrico] 8,8 GWh/ano [elétrico]	1,7 GWh/ano	4,0 GWh/ano [elétrico]	70,20%
	Lemgo, Alemanha [termofílica]	40.000 52.000 t/ano resíduo orgânico	102 m ³ /t	6 GWh/ano			

Fonte. GÓMES (2010) adaptado de INTERNATIONAL (2005)

Segundo um estudo realizado por PROBIOGAS (2015), eles obtiveram com as visitas técnicas subsídios para avaliação in loco das diferentes tecnologias secas em operação com a FORSU na Europa, identificando as principais características operacionais de cada sistema. A Tabela 2.4 sistematiza estas informações.

Tabela 2.4 Análise comparativa entre as tecnologias de metanização

RESUMO DAS PLANTAS

NOME DA UNIDADE		BIOCOMPOST DRANCO	ECOPARC 2 VALORGA	ECOPARQUE DE LA RIOJA KOMPOGAS	CTR VALLADOLID LARAN	AWM BEKON
Tecnologia de metanização		Dranco	Valorga	Kompoegas	Laran Plug Flow	Bekon
Custo de implementação	€	23.289.292	51.000.000	30.000.000	21.874.369	5.000.000
Capacidade instalada da planta	t/ano	120.750	240.000	148.000	200.000	Não informado
Capacidade instalada de metanização	t/ano	20.000	120.000	75.000	15.000	Não informado
Quantidade média estimada de RSU recebidos na planta	t/ano	58.230	217.286	84.467	196.858	25.000
Quantidade média estimada de material enviado a metanização	t/ano	9.645	108.643	42.804	14.764	25.000
População atendida	hab	Não informado	Não informado	300.000	500.000	Não informado
Resíduos processados		RSU não segregado, FORM, resíduos orgânicos, resíduos de poda e resíduos recicláveis	FORM, resíduos orgânicos, resíduos de poda, RSU não segregado, resíduos de embalagens	RSU não segregado, resíduos de embalagens, resíduos de grandes volumes, resíduos de poda	RSU não segregado, resíduos de embalagens, lodo de ETES, resíduos de poda, FORM, recicláveis misturados	FORSU, resíduos de poda
Quantidade de reatores	unid	1	3	6	1	10
Volume dos reatores	m ³	1.770	4.500	1.150	1.986	750
Temperatura de operação	°C	55	37	55	35	35
Produtividade de biogás esperada	m ³ /ano	2.760.000	13.760.000	14.000.000	1.700.000	Não informado
Produtividade média real de biogás	m ³ /ano	499.862	10.547.500	4.905.811	2.021.760	1.800.000
Geração de energia elétrica esperada	MWh/ano	6.000	26.400	12.750	3.000	Não informado
Geração média real de energia elétrica	MWh/ano	850	14.850	7.300	1.750	3.780
Demanda interna de energia elétrica	%	Não informado	59	25	Não informado	Não informado
Demanda interna real de energia elétrica	%	Não informado	Não informado	56%	Não informado	Não informado

Fonte: PROBIOGÁS (2015)

Para o Brasil, no município de Porto Alegre, o DM LU juntamente com a CGTEE e a ELETROBRÁS, realizou um estudo de viabilidade de implantação de uma planta de DA (Projeto ECOPARQUE) com capacidade total de tratamento de 440.000 t/a (1.420 t/d) de RSU. O balanço de massa realizado resultou, para o ano base de projeto (2018), na produção de 100.000 t/a de composto maturado; de 33.200 t/a de materiais recicláveis (papel/papelão, plásticos, vidros e metais); e a geração de 19.620.000 Nm³/ano de biogás, que resultam em 5,1 MW de potência elétrica líquida. A redução de envio de resíduos para disposição em aterros foi

estimada em cerca de 60 %, em peso. Em volume a redução é maior, visto que seriam aterrados somente os rejeitos, que são mais densos (REICHERT *et al*, 2005) o que mostra a importância de uso deste tipo de alternativas.

Ainda há muito que ser feito, mas o desenvolvimento do conhecimento sobre a digestão anaeróbia é um dos mais promissores no campo da biotecnologia, uma vez que é fundamental para promover, com grande eficiência, a degradação dos resíduos orgânicos que são gerados em grandes quantidades nas modernas atividades rurais e industriais.

O presente trabalho optou para avaliar as tecnologias de biodigestão anaeróbia de RSU via seca, foi selecionada a tecnologia DRANCO, descrita a seguir, pela capacidade da planta, a quantidade resíduos, tempo de retenção, o tipo de reator. A tecnologia é descrita a seguir. Quanto às tecnologias via seca de batelada, as mesmas não serão avaliadas neste trabalho, pois a sua participação no mercado ainda é muito pequena e restrita ao tratamento de resíduos agrícolas.

2.2.1.3 Tecnologia DRANCO

O processo DRANCO é um processo de digestão anaeróbia termofílica via seca, o digestor é de único estágio e alto teor de sólidos (seco), fluxo contínuo, vertical, de formato cilíndrico e fundo cônico, tendo seu *design* similar a um silo de armazenamento, conforme pode ser verificado na Figura 2.13. Pode tratar os mais diferentes tipos de resíduos e opera em uma temperatura entre 50 a 58°C. A alimentação é feita continuamente pelo topo do reator e o material digerido é retirado pelo fundo, também continuamente. Também tem sistema de retirada do excesso de água e compostagem final por um período de duas semanas.

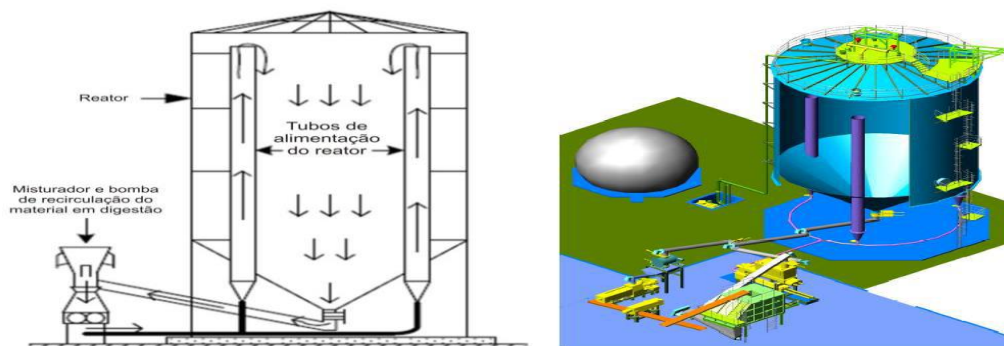


Figura 2.13 Modelos esquemáticos de um digestor com a tecnologia Dranco

Fonte: Adaptada de WILLIAMS (2005) e DE BAERE (2008)

O processo de alimentação ocorre uma vez ao dia, utilizando bombas similares às utilizadas no bombeamento de cimento, introduzindo o material na parte superior do digestor e a extração

pela base, promovendo a descida por gravidade da massa de resíduos pelo reator, e pela recirculação de massa sólida, que ocorre de forma contínua. O chorume é recirculado para ajustar a concentração de sólidos nos resíduos alimentados. O composto produzido é conhecido também como “húmus”.

Durante esse processo, o resíduo a ser alimentado é misturado ao material em digestão na proporção de 6:1 (material digerido: resíduo fresco). O tempo de detenção hidráulico (TDH) varia de 20 a 30 dias, o material extraído é desaguado com prensas a um teor de 50% de ST, sendo posteriormente estabilizado aerobiamente, por aproximadamente duas semanas (INTERNATIONAL, 2005). De acordo com RISE-AT (1998), a produção de biogás é da ordem de 100 a 200 m³ por tonelada de resíduo. Cerca de 50% do biogás é utilizado na própria planta. Na Tabela 2.5 são apresentadas as principais características técnicas das plantas DRANCO.

Tabela 2.5. Principais características técnicas das plantas com tecnologias DRANCO

Característica	Valor
Reator úmido ou seco, e teor de sólidos (%)	Seco, ST = 20 a 50 %
Número de estágios	Único
Tempo de retenção	20 a 30 dias
Tipo de reator	Vertical, alimentação pelo topo
Produção de biogás (Nm ³ /t RSU)	100 a 200
Sistema de mistura do resíduo no interior do reator	Recirculação da massa sólido em digestão
Temperatura	Termofílica

2.2.1.4 Material Digerido da Digestão Anaeróbia

O material digerido é considerado como um subproduto do processo de digestão anaeróbia o qual pode ser aplicado para o solo agrícola, substituindo inorgânicos e agindo como um meio de armazenamento de carbono. A qualidade dos digestores está fortemente relacionada com as características dos resíduos orgânicos utilizados para produzi-lo. Supõe-se que há nutrientes são perdidos durante o processo de digestão anaeróbia; portanto, o conteúdo total de nutrientes no digerido é o mesmo que nos resíduos, seguindo a abordagem de Moller *et al.* (2009).

Além de carbono, a quantidade de nitrogênio presente nos resíduos é um factor crucial para a produção de biogás, já que todos os organismos vivos necessitam de nitrogênio para formar as proteínas das células. Os elementos de carbono e nitrogênio são os alimentos de bactérias anaeróbicas. O carbono é utilizado para produzir energia e nitrogênio para a construção da

estrutura celular. O máximo da literatura recomenda uma faixa de operação C/N proporção de 20/1 - 30/1, com uma óptima relação de 25/1 para o crescimento bacteriano anaeróbio em um sistema de DA.

2.2.2 Aterro sanitário

Os aterros sanitários são grandes reatores anaeróbios onde entram resíduos sólidos e saem biogás e chorume (MMA, 2014). Como a maioria dos RSU no mundo acaba em um aterro sanitário, a geração de CH₄ a partir de aterros tem vindo a ganhar cada vez mais atenção. A deposição em aterro pode ser considerada como uma tecnologia WtE quando o CH₄ gerado é capturado e utilizado para a geração de energia. Aterro com recuperação de energia é bem adequado para os casos em que os RSU possuem uma alta percentagem de matéria biodegradável com alto teor de umidade.

Estima-se que em toda a vida útil de um aterro poderia se gerar 150-250 m³ de biogás por tonelada de resíduos depositados (WILLIAMS, 2005), os quais são recolhidos em gasodutos perfurados ao longo do aterro, para a posterior recuperação de energia. Ele ajuda na mitigação das emissões de GEE a partir de resíduos através da conversão do CH₄ em CO₂.

Segundo a norma ABNT/NBR 8849 (ABNT, 1985) os aterros sanitários constituem uma técnica de disposição de RSU no solo, sem causar danos ou riscos à saúde pública e sua segurança, minimizando os impactos ambientais, que utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos, cobrindo-os com uma camada de material inerte na conclusão de cada jornada de trabalho.

O aterro sanitário, dentro de critérios de engenharia e normas operacionais específicas como as da ABNT, proporciona o confinamento seguro dos resíduos (normalmente, recobrimento com argila selecionada e compactada) evitando danos ou riscos à saúde pública e minimizando os impactos ambientais (BIDONE e POVINELLI, 1999).

O principal componente energético do biogás é o metano (CH₄). Considerando a proporção de metano no biogás, a eficiência do sistema de captação de gases (75%), o PCI de 50 MJ/kg para o metano, e as eficiências dos grupos geradores 33% para MCI (BOVE, 2005), pode-se construir as curvas de potência disponível no aterro.

O gás metano gerado em aterros, se não for devidamente controlado, por meio de sistemas de coleta e aproveitamento ou pela queima em *flare*, contribui, também, para o agravamento do

efeito estufa. Além da oportunidade de gerar energia elétrica, diversificando a matriz energética com uma alternativa descentralizada, a utilização do biogás de aterro contribui para diminuir as consequências das mudanças climáticas, pois o gás metano, produzido pelo resíduo, é cerca de 25 vezes mais nocivo que o gás carbônico (CO_2) na formação do efeito estufa.

As emissões calculadas nos aterros são as emissões fugitivas, que são modeladas considerando a temperatura e a umidade de um local específico. A produção de gases no aterro passa por 3 fases descritas por Farquhar e Rovers (1973, *apud* Barros, 2012). Na primeira fase, o aterro é ativo e não é selado, assim o material enterrado sofre a ação de microrganismos aeróbios e anaeróbios; o metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2) são emitidos. A segunda fase, denominada metanogênica, o aterro é selado, e uma quantidade considerável de metano é produzido. Na última etapa, vários materiais com diferentes taxas de degradação continuam produzindo metano por um período indefinido (IPCC, 2006).

O desafio é capturar o metano, principalmente durante a segunda fase, para produzir energia através da queima. De acordo com o IPCC (2006), a equação para o cálculo mais preciso das emissões de gases de efeito é chamada de DOM (decaimento de primeira ordem), através da qual as emissões produzidas dependem da quantidade de material orgânico enterrado em um determinado período. Todas as fases estão representadas na Figura 2.14.

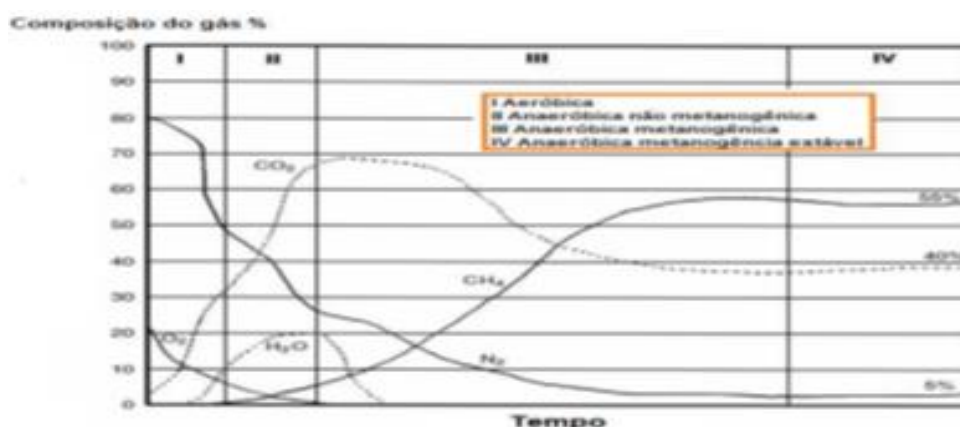


Figura 2.14 Variação da composição do gás produzido no aterro ao longo das diversas fases de atividade microbiana. Fonte: Tchobanoglous *et al.* (1993), *apud* USEPA (2005)

Embora o metano e o dióxido de carbono compõem as principais emissões de aterro, cerca de 1% do gás do aterro sanitário é constituído por 120 a 150 substâncias diferentes. Alguns deles (vide Tabela 2.6) representam um considerável impacto toxicológico (PARKER *et al.*, 2012). Consequentemente, estas emissões fugitivas em um aterro representam um risco potencial para a saúde humana.

Tabela 2.6 Compostos traças do aterro sanitário

Benzeno	Cloroetano	Cloroetano 2-butoxietanol	Arsênico	Mercúrio
1,1-dicloroetano	Tetraclorometano	Metanal 1,3-butadieno	Tricloroetileno	Furano
1,2-dicloroetano	Dissulfeto de carbono	Sulfureto de hidrogênio	Clorometano	Tetraclorodibenzo dioxina

Fonte. PARKER *et al.*, 2012

Um sistema padrão de coleta do biogás de aterro tem três componentes centrais: poços de coleta e tubos condutores, compressor e sistema de purificação do biogás (vide Figura 2.15).

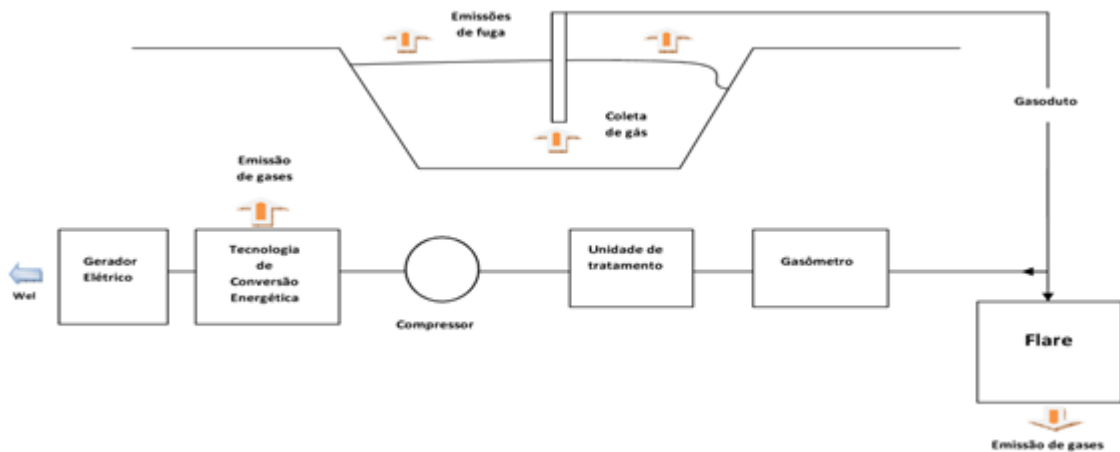


Figura 2.15 Esquema de uma usina de geração completa em um aterro.

Fonte: Santos (2015)

O Sistema de coleta conta com tubos verticais perfurados ou canais e em alguns casos com membrana protetora. Além disto, a maioria dos aterros sanitários com sistema de recuperação energética possui *flare* para queima do excesso do biogás ou para uso durante os períodos de manutenção dos equipamentos (MUYLAERT, 2000; WILLUMSEN, 2001).

De acordo com Barros (2012), a operação de um aterro sanitário envolve o atendimento a prática de compactação dos resíduos sólidos; de recobrimento diário dos resíduos com argila compactada, manutenção de acessos, manutenção das instalações e equipamentos, programa de monitoramento de águas subterrâneas, análise do resíduo e conformidade com as normas e legislação, especialmente, para não haver o risco de disposição inadequada de resíduo perigoso em aterro sanitário, ou ainda, de incompatibilidade entre resíduos aterrados, dentre outros.

- A disposição do resíduo sólido urbano no solo, resulta em inúmeros impactos ambientais negativos, além dos prejuízos sociais e econômicos, entre esses, pode-se citar:

- O risco de contaminação do lençol freático e cursos d'água nas proximidades dos locais de disposição final do resíduo, especialmente quando não possuem adequada impermeabilização de base.
- Maior proliferação de vetores de doenças, que podem ocasionar sérios problemas de saúde pública.
- O total desperdício dos recursos naturais e energéticos contidos nos materiais dispostos nos aterros e lixões.
- A liberação de maus odores, mais intensos e constantes em vazadouros a céu aberto.
- A liberação de maus odores, mais intensos e constantes em vazadouros a céu aberto; a contínua produção de biogás, gerado pela decomposição anaeróbica dos materiais orgânicos presentes nos resíduos já aterrados.
- O desenvolvimento de áreas cobertas por floresta tropical é necessário para a obtenção de novos aterros.

Portanto, seria de interesse para estudar diferentes estratégias de tratamento de resíduos para diminuir a carga sobre o meio ambiente.

Atualmente, os aterros sanitários têm sido bastante criticados devido ao fato de não terem por objetivo tratamento ou reciclagem dos RSU, sendo uma forma de armazenamento/tratamento dos RSU no solo, prática que requer grandes áreas que estão se tornando cada vez mais escassas (CETESB, 2015). A lei 12305/2010 preconiza que só vão para o aterro sanitário os CDR dos resíduos sólidos (BRASIL, 2010).

O número de aterros sanitários está em crescimento no Brasil, principalmente devido ao programa Brasil sem Lixões, que segundo a lei N° 12305 /2010 proíbe o lançamento in natura a céu aberto como forma de destinação ou disposição final de resíduos sólidos e CDR, desta forma busca erradicar os lixões do país por meio da implantação de outras alternativas de disposição e tratamento de resíduos. Na Tabela 2.6, apresentam – se dados de número de lixões, aterros sanitários e aterros controlados no Brasil nos anos de 2000 e 2008.

Tabela 2.7. Disposição final de resíduos sólidos urbanos no Brasil entre 2000 e 2008

Unidade de análise	Lixões		Aterros controlados		Aterros sanitários	
	2000	2008	2000	2008	2000	2008
Brasil	4642	2906	1231	1310	931	1723

Municípios pequenos (< 100.000 Habitantes)	4507	2863	1096	1226	773	1483
Municípios médios (Entre 100.000 e 1000000 hab.)	133	42	130	78	125	207
Municípios Grandes (> 1000000 habitantes)	2	1	5	6	33	33

Fonte: Ipea (2012)

O número de aterros no Brasil quase duplicou, sendo o crescimento concentrado principalmente em pequenos municípios, nos quais se verifica a oportunidade de se aproveitar o biogás para geração descentralizada de energia. De acordo ainda com o Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (IPEA, 2012), dentro deste intervalo de tempo, o Brasil dobrou o volume de resíduos destinados a aterros sanitários, passando de 49,6 para 110 mil de toneladas diárias.

A ABRELPE (2013) demonstra que o número de aterros sanitários também cresceu entre 2012 e 2013 e que já são a forma de destinação para mais da metade dos resíduos gerados no país (vide Figura 2.16). Sendo assim, cerca de 2,2 mil municípios brasileiros já possuem aterros sanitários (MMA, 2014). Apesar do contínuo aumento do número de aterros sanitários no país devido ao fim dos lixões preconizado pela lei 12305/2010 (BRASIL, 2010), poucos deles apresentam aproveitamento energético.



Figura 2.16 Destinação final dos RSU entre 2012 e 2013 no Brasil (t/dia).

Fonte: ABRELPE (2013).

Segundo o Boletim de informações gerenciais BIG da Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL, 2015), existem apenas 11 usinas termelétricas movidas a biogás (considerando-se todas as fontes de biogás) no país, o que totaliza uma potência instalada próxima a 71 MW, valor bastante baixo considerando-se que a potência total instalada no país quase chega a 147 GW. Desta forma o potencial de aproveitamento energético do biogás de aterros ainda é grande e tende a crescer nos próximos anos (BARROS *et al.*, 2014), estimou que para Cenários mais

otimistas, este potencial pode alcançar 5 TWh em 2040, sendo, contudo, a viabilidade econômica desta forma de aproveitamento assegurada somente para cidades com população superior a 200.000 habitantes.

2.2.3 Tratamento térmico de resíduos

As usinas de tratamento térmico de RSU, com geração de energia elétrica, podem reduzir o volume de RSU em aproximadamente 80%. A qualidade da queima do resíduo depende, neste caso, do poder calorífico dos resíduos sólidos municipais, e dos parâmetros de combustão (FEAM, 2010). Dentre os tipos de tratamentos térmicos pode-se citar: a incineração, a gaseificação e a pirólise. Para o presente estudo, considera-se a gaseificação, principalmente pela quantidade de RSU gerados para populações de médio porte, além disso pela redução na emissão de dioxinas, a reciclagem de resíduos de escória e metais valiosos e a redução do espaço nos aterros sanitários, sendo que seria encaminhado somente matéria orgânica.

2.2.3.1 Incineração

A incineração é um processo de tratamento térmico onde os resíduos não processados podem ser usados como matéria-prima. Esta tecnologia tem lugar na presença de uma quantidade suficiente de ar para oxidar a matéria prima (combustível). Os resíduos são queimados na temperatura de 850°C e convertidos em dióxido de carbono, água, materiais não combustíveis como as cinzas de fundo que contém sempre uma pequena quantidade de carbono residual (DEFRA, 2007).

Na instalação de combustão de resíduos sólidos urbanos, onde os resíduos são entregues como matéria prima para a pré-combustão (grelha) e durante a post combustão, gás e cinzas são produzidos. Então, nas próximas fases o gás de combustão é limpo por absorção de água ou diferentes métodos de filtração. Finalmente, o gás limpo é emitido através da chaminé para a atmosfera. A conversão térmica de resíduos em energia é agora a tecnologia mais aplicada para o sistema de gestão de resíduos, devido à geração de calor e energia a partir do fluxo de resíduos.

Com a incineração controlada dos RSU é possível com 500 toneladas diárias, abastecer uma usina termelétrica com potência instalada de 16 MW, o que representa um potencial energético de cerca de 0,7 MWh/t (OLIVEIRA, 2004).

2.2.3.2 Gaseificação dos RSU

A gaseificação é a conversão de resíduos sólidos em um produto gasoso combustível (gás de gaseificação). Estes gases combustíveis contêm CO_2 , CO , H_2 , CH_4 , H_2O , outros hidrocarbonetos, gases inertes e diversos contaminantes (particulados e alcatrões), pode ser utilizada para gerar energia elétrica, calor ou para produção de combustível sintético como gasolina e diesel (LORA e ANDRADE, 2009).

É também reconhecida como "combustão indireta" com a oxidação parcial de resíduos na presença de uma quantidade de oxidante menor do que a necessária para a combustão estequiométrica (ARENA, 2012). A temperatura de funcionamento mínimo para gaseificação é de $1100\text{ }^\circ\text{C}$. A gaseificação de materiais sólidos é uma tecnologia antiga que tem sido aplicado por muitos anos. No entanto, só recentemente foi aplicado na gestão de resíduos.

A gaseificação permite uma redução drástica da quantidade de resíduos a serem dispostas em aterros e é capaz de co-gaseificar diferentes tipos de resíduos, incluindo cinzas residuais provenientes de incineradores convencionais (ARENA, 2012). É menos comprovada em escala comercial, embora mais de 100 gaseificadores RSU estão hoje em operação, com uma capacidade que varia de 10 a 250 kt/a.

A transformação de um combustível de RSU em energia começa com a entrega de RSU para instalações de produção de CDR. O processamento de RSU inclui os estudos de análise de um processo de gaseificação, e os benefícios de retalhamento e peletização de RSU-derivado matérias-primas sobre o rendimento do produto (RUOPPOLO *et al*, 2012; AMMENDOLA *et al*, 2011), mas esse tratamento requer o uso de energia e produz impactos ambientais.

A maioria das plantas de gaseificação utilizam material recuperado ou resíduos CDR com um baixo teor de 6-7% de umidade para produzir gás de gaseificação, o qual pode ser queimado a $850\text{ }^\circ\text{C}$ para fornecer toda a energia dos gases de escape do combustível original. Diferentes tipos de tecnologia de gaseificação incluem *updraught*, *downdraught*, borbulhando de leito fluidizado, circulação reatores de leito fluidizado e forno rotativo. Os três modos de operação são oxidação parcial com o ar, oxidação parcial de oxigênio e gaseificação com vapor (BIFFAWARD, 2003).

Em sua revisão sobre gaseificação de resíduos sólidos, Arena (2012) faz algumas enumerações acerca das vantagens que essa tecnologia apresenta: uma forte redução de massa e no volume de resíduos, aproximadamente 80%, preservando assim, o espaço do aterro; drástica economia

da terra, uma vez que essa tecnologia ocupa um espaço menor que os previstos para um aterro de RSU; destruição dos contaminantes orgânicos, como derivados de hidrocarbonetos e halogênicos, bem como, a eliminação segura dos contaminantes inorgânicos; redução de emissões de gases de efeito estufa (GEE), devido à decomposição anaeróbia dos resíduos orgânicos.

Segundo Paolucci *et al.* (2010), a gaseificação poderia ter um papel importante no tratamento de RSU, porém à grande variação da composição dos resíduos e as diferenças dos tamanhos dos componentes minerais, dificultam a utilização destes, sendo necessário ainda, um aumento entre resíduos secos e úmidos. Para solução destes problemas são necessárias ações como coleta seletiva dos resíduos ou mistura com resíduos industriais não perigosos e de elevado poder calorífico.

Para a tecnologia de gaseificação um dos principais benefícios é que ela pode ser potencialmente utilizada em zonas isoladas ou em plantas de pequena a média escala. Além disso, ela pode ser empregada de forma termicamente mais eficiente do que a incineração, porque as temperaturas de operação são menores, conseqüentemente, os poluentes emitidos na gaseificação são menores do que na incineração. Por meio do gás produzido na gaseificação podem ser produzidos diversos produtos químicos intermediários, os quais possuem variados usos industriais e energéticos em forma de potência, calor ou biocombustíveis para transporte. Desta forma, segundo Lombardi (2012), ainda faltam estudos por demonstrar esta tecnologia como mais eficiente energeticamente e amigável com o meio ambiente, porém vem ganhando relevância nos últimos anos.

Gaseificação e pirólise foram aplicadas ao tratamento de resíduos desde 1970, mas a aplicação destas tecnologias para RSU não encontrou, até agora, uma difusão mundial, exceto no Japão, onde várias plantas inovadoras foram construídas, em geral, com base no processo de gaseificação e, em pequena escala, na pirólise. Em outros países (em particular, EUA, Reino Unido e Itália) a possibilidade de recorrer a tecnologias de tratamento térmico de RSU passou a ser considerada recentemente.

Apesar da recente experiência em gaseificação de RSU, as plantas inovadoras que operam no mundo demonstraram uma boa fiabilidade tecnológica e ambiental, sobretudo para tamanho de capacidade média. A Tabela 2.7 apresenta as dez maiores plantas de gaseificação/pirólise de RSU no mundo, quase exclusivamente no Japão.

Tabela 2.8 Plantas de gaseificação e pirólise de RSU no mundo

Planta	Capacidade	Fornecedor	Data de início	Tecnologia
SVZ, Alemanha	250.000	Envirotherm	2001	Gaseificação
Shin Moji, Kitakyushu city, Japão	220.000	Nippon Steel	2007	Gaseificação
Ibaraki, Japão	135.000	Nippon Steel	1980	Gaseificação
Aomori, Japão	135.000	Ebara	2001	combustão + gaseificação
Kawaguchi, Japão	125.000	Ebara	2002	Combustão + gaseificação
Toyohashi, Japão	108.000	Mitsui	2002	pirólise + combustão
Akita, Japão	120.000	Nippon Steel	2002	Gaseificação
Oita, Japão	115.000	Nippon Steel	2003	Gaseificação
Chiba, Japão	100.000	Thermoselect	2002	Gaseificação
Hamm, Alemanha	100.000	Techtrade	2002	Pirólise + combustão

Fonte. Panepinto *et al.* (2015)

- **Etapas da gaseificação**

Segundo o Basu (2013), as diferentes etapas do processo de gaseificação sobrepõem-se e não existe um limite claro entre elas. As principais etapas são:

a) Secagem da matéria prima

A quantidade de umidade em uma amostra típica de biomassa, está entre 30-60%; assim, cada 1 kg de resíduo, precisa 2260 kJ de energia para vaporizar a água. A operação de secagem é necessária antes do fornecimento dos resíduos no gaseificador. Para a gaseificação o teor de umidade deveria ser teoricamente entre 10-15 % (BASU, 2010).

b) Pirólise

O processo de decomposição térmica da pirólise ocorre após a secagem do combustível sólido, se a temperatura for elevada a níveis adequados, acontecerá a liberação dos gases inflamáveis contidos no sólido. Essa fase também é denominada de volatilização. Portanto, nesta fase ocorre a decomposição dos carboidratos (hemicelulose, celulose, lignina) na temperatura de que varia de 250 a 300°C; e a produção de alcatrão e ácidos leves (350–450°C). Desta forma, os produtos dessas etapas são:

- Gases condensáveis: alcatrão e ácidos;
- Gases não condensáveis (CO, CO₂, H₂, CH₄, O₂);

- Resíduo sólido carbonáceo, conhecido como “Semicoque” ou “Char”.

c) Oxidação parcial

A oxidação parcial é uma reação não catalisada de hidrocarbonetos com oxigênio. Parte dos componentes é convertida a CO₂, CO, H₂O e há geração de energia. A energia necessária para a redução e a secagem é gerada nessa etapa.

d) Redução ou Gaseificação

A gasificação é um processo de redução o qual requer energia para que o átomo de oxigênio seja transferido de uma molécula para a biomassa. Conseqüentemente, o processo de gasificação é um processo endotérmico. Essa energia térmica pode ser fornecida aos reagentes (carvão e gás redutor) a partir de uma fonte externa ou através da combustão de parte da biomassa (voláteis e carvão). As reações químicas que ocorrem são basicamente as combinações de oxigênio do ar com o carbono e o hidrogênio e são classificadas em reações heterogêneas. O “char”, produzido na etapa de pirólise é convertido a CO, CH₄ e H₂.

• Gases Resultantes da Gaseificação

Segundo Neto (2000) o poder calorífico dos gases combustíveis derivados dos resíduos urbanos é baixo, entre 5 e 6 MJ/Nm³, quando comparados ao de outros combustíveis, como destilados e o gás natural, entre 35 e 40 MJ/Nm³.

Os sistemas que utilizam oxigênio puro permitem produzir um gás de maior capacidade calorífica, sendo também mais rápida a sua produção; no entanto, os custos de produção aumentam devido à necessidade de oxigênio puro.

Conforme Silva (2002), o gás obtido pode ser utilizado como combustível em um grupo motor-gerador (baixas potências até cerca de 600 - 1000 kW), em turbinas a gás (acima de 1 MW) ou ainda queimado conjuntamente a outros combustíveis em caldeiras. De acordo com Peres (2001), as impurezas que devem ser controladas para que se possa utilizar o gás em um motor alternativo ou turbina são o alcatrão, cinzas volantes e os óxidos de nitrogênio.

Se utilizado um grupo motor-gerador para converter o gás em eletricidade, pode-se utilizar o gás frio. Assim ele passa por resfriamento e limpeza. As tecnologias aplicadas para a limpeza dos gases dependem do uso aos quais estes se destinam e do ponto no processo a ser aplicada a tecnologia, antes, durante ou depois da gaseificação.

2.2.4 Tecnologias para Conversão Energética dos gases

A conversão energética é o processo que transforma, com dado rendimento, um tipo de energia em outro. No caso do biogás, a energia química contida em suas moléculas é convertida em energia térmica que pode ser convertida em energia mecânica através de um acionador primário, por um processo de combustão controlada. Apesar de existirem diversas tecnologias para conversão energética do biogás, as mais comuns são: Motores de combustão interna e turbinas a gás (COELHO *et al.*, 2006). Segundo Santos (2011), os grupos de geradores de combustão interna podem funcionar por meio dos Ciclos Diesel ou Otto e geram a energia elétrica pela conexão de um gerador ao motor, dependendo a forma em que ocorre a combustão (PECORA, 2006).

Segundo Pecora (2006), no ciclo Diesel, a combustão ocorre pela compressão do combustível na câmara de combustão, enquanto no ciclo Otto, a combustão ocorre pela explosão do combustível através de uma faísca na câmara de combustão. O ciclo Otto consiste em expansão/resfriamento adiabático, seguido de resfriamento a volume constante, aquecimento/compressão adiabático e aquecimento a volume constante. A válvula de entrada de ar abre no tempo preciso para permitir a entrada de ar (misturado ao combustível) no cilindro. A vela dá ignição na mistura no cilindro, o que cria a explosão. A força da explosão é transferida ao pistão. O pistão desce e sobe em um movimento periódico. A força do pistão é transferida através da manivela para o eixo de transmissão. De acordo com Suzuki *et al.* (2011), para que o biogás seja utilizado em sua maior potência para a geração de energia elétrica são em geral necessárias poucas alterações em motores de ciclo Otto ou ciclo diesel, atualmente existentes no mercado.

A tecnologia mais utilizada para a geração de energia elétrica a partir do biogás é o motor de combustão interna (MCI), apresentando maior compatibilidade da potência com a viabilidade econômica, as quais segundo Santos *et al.* (2015), conclui que embora mais caras, possuem melhor desempenho ambiental, sobretudo, com relação à emissão de NO_x e CO gerados, quando comparadas com outras tecnologias.

2.2.5 Reciclagem

Reciclar é economizar energia, poupar recursos naturais e trazer de volta ao ciclo produtivo o resíduo que seria jogado fora, para que o mesmo seja usado novamente como matéria-prima, (BRASIL, 2010).

Segundo Pereira (2000), a reciclagem já é utilizada no Brasil e em várias partes do mundo pelas indústrias de transformação, aonde um programa bem conduzido tende a desenvolver na população uma nova mentalidade sobre questões que envolvem a economia e a preservação ambiental. Quando o RSU residencial é acondicionado adequadamente, o morador passa a se colocar como peça integrante de todo um sistema de preservação do meio ambiente.

Basicamente, a reciclagem inclui as etapas de coleta, separação, revalorização e transformação do material coletado, conforme a Associação Brasileira de Embalagens (ABRE, 2007). A coleta e separação são atividades iniciais de triagem por tipo de material como papel, metal, plástico e madeira. A revalorização é uma etapa intermediária que prepara os materiais separados para a etapa de transformação, responsável pelo processamento industrial dos materiais para a fabricação de novos produtos. Nessa etapa, podem ser empregados processos mecanizados ou manuais, em que operários atuam como catadores, separando as diversas frações de materiais não biodegradáveis.

Segundo Jardim (1995), Nunesmaia (1997), Cussioli (1996) e Calderoni (1998), as principais vantagens da implantação de um programa de reciclagem dos RSU apontados na literatura são: aumento da vida útil dos aterros, à medida que a quantidade de resíduos a eles destinados é reduzida, principalmente a parte dos materiais não degradáveis; redução do consumo de energia; preservação dos recursos naturais; diminuição da poluição do ar, do subsolo e das águas; geração de empregos com a criação de indústrias recicladoras. O material recuperado que é reprocessado pode, entretanto, ser usado para substituir matérias-primas virgens, e isso pode resultar em uma economia global no consumo de energia e emissões.

Os benefícios alcançados com a atividade da reciclagem foram considerados por Calderoni (1998) como ganhos, em relação aos cinco materiais recicláveis (latas de alumínio, vidro, papel, plástico e aço). O autor relatou também, como benefício os diferentes componentes envolvidos, tais como: energia elétrica, matéria prima, água, controle ambiental e os custos evitados com coleta e disposição final dos resíduos.

A ótica da viabilidade da reciclagem precisa deixar o campo econômico e avaliar os benefícios sociais e ambientais que esse processo proporciona à sociedade em curto e longo prazo. Tendo em vista que a reciclagem dos materiais objetiva proporcionar um aumento do bem-estar das pessoas, essa técnica pode ser auxiliada, segundo Motta (1998), com a análise social e custo-

benefício, a qual atribui valores sociais a todos os efeitos da reciclagem, ressaltando-se que os efeitos negativos são custos e os efeitos positivos são benefícios.

Oliveira *et al.* (2010), estimaram o potencial de conservação de energia a partir da reciclagem no Brasil (vide Tabela 2.9). Segundo o estudo, obteve-se um potencial de eletricidade equivalente anual de 87,5 TWh, ou 22 Mtep, o que seria suficiente para atender ao consumo do setor residencial nacional, sendo similar a toda a geração de eletricidade a partir de plantas térmicas de resíduo sólido no mundo em 2000. Ademais, esta quantidade é equivalente à planta hidrelétrica de Itaipu.

Tabela 2.9 Composição do RSM no Brasil e potencial de energia conservativa

Material	Fração RSU (%)	Fator de conservação (MWh)	Potencial de conservação (TWh)
Papel e papelão	12	3,51	54,6
Plástico (incluindo PET)	18	5,06	25,3
Vidro	3	0,64	1,15
Metal (alumínio, aço)	2	5,3	6,36

Fonte. Oliveira, Mahler e Rosa (2012)

No Brasil está se tentando priorizar a reciclagem de alguns materiais, destacando-se as latas de alumínio, que atingiu em 2007 o percentual de 94,4%. Já é possível que uma lata de bebida seja colocada na prateleira do supermercado, vendida, consumida, reciclada, transformada em nova lata, envasada, vendida e novamente exposta na prateleira em apenas 33 dias (CEMPRE, 2008). Já o papelão ondulado apresenta a uma taxa de reciclagem de 77,3%.

Nesta nova "sociedade da reciclagem" (EC, 2011) deve de qualquer forma respeitar os principais objetivos de um sistema de gestão de resíduos verdadeiramente sustentável (MASTELLONE *et al.*, 2009; BRUNNER e RECHBERGER, 2015; MASSARUTTO, 2015): A proteção da saúde humana e o meio Ambiente; a otimização dos recursos; a viabilidade econômica global.

Então uma opção de gestão única, não pode ser adequado para todos os fluxos de resíduos. A maioria das frações de resíduos sólidos podem ser eficientemente reutilizados, reciclados ou biologicamente tratados, depois de processos adequados de separação na origem, a recolha seletiva e triagem dos materiais. Por outro lado, existem alguns resíduos importante as frações que não podem seguir este caminho e devem ser convenientemente tratados para maximizar a recuperação sustentável dos recursos, para proteger a saúde humana e o ambiente, e para reduzir

a carga para as futuras gerações (evitando qualquer exportação de questões relacionadas com resíduos no tempo).

Ainda se precisa de tratamentos termoquímicos de RSU, que contribuem para o cumprimento dos objetivos anteriormente referidos de gestão de resíduos que proporcionam uma recuperação sustentável de energia e materiais (BOSMANS *et al*, 2013; BRUNNER e RECHBERGER, 2015).

As últimas tecnologias de geração de energia a partir de RSU, melhoraram fortemente as suas performances e trabalho hoje como instalações industriais eficientes para a destruição de substâncias orgânicas perigosas, recuperação de energia e materiais e economia de espaço de aterro (ARENA e DI GREGORIO, 2013; VEHLLOW, 2015).

2.3 Avaliação do Ciclo de Vida (ACV)

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é uma metodologia utilizada para o estudo das cargas ambientais associadas aos diversos estágios de um sistema ou produto, pelo levantamento e quantificação da energia e dos materiais necessários (entradas) e dos resíduos e emissões liberados ao meio ambiente (saídas). Como instrumento de gestão, a ACV permite ao responsável pela decisão escolher uma alternativa considerando seus aspectos técnicos e seu desempenho ambiental, além de auxiliar na identificação de oportunidades de melhoria no ciclo de vida em estudo. A Figura 2.17 apresenta os possíveis estágios de ciclo de vida que podem ser considerados em uma ACV e as típicas entradas/saídas medidas.



Figura 2.17 Estágios do ciclo de vida de um produto

Fonte: Adaptado de USEPA (2006)

2.3.1 Atribucional e consequencial ACV

A ACV é composta de quatro fases, sendo que a fase de análise de inventário, trata-se de um inventário dos dados de entrada/saída associados ao sistema em estudo, e na qual se incluem coleta de dados e procedimentos de cálculo, entre outros (ABNT, 2009). Existe, na comunidade científica, uma discussão acerca de que dados são os mais apropriados para um estudo de ACV. Duas abordagens possíveis são a atribucional e a consequencial.

A metodologia atribucional para análise de ciclo de vida (ALCA) tem como objetivo descrever os fluxos físicos ambientalmente relevantes de e para um ciclo de vida. Metodologia consequencial tem como objetivo descrever a forma como os fluxos físicos ambientalmente relevantes de e para a technosphere vai mudar em resposta a possíveis alterações feitas dentro do ciclo de vida. (CURRAN *et al.*, 2005).

Em relação a como lidar com a alocação de coprodutos, a ACV atribucional geralmente baseia-se, quando a alocação se faz necessária, em propriedades e características dos produtos e coprodutos, seja por massa, outro parâmetro físico ou mesmo, valor comercial. Na ACV consequencial, entretanto, a alocação é evitada pela expansão do sistema (se a subdivisão técnica do processo não for possível). Expandir o sistema significa que as entradas e saídas são inteiramente descritas para o produto de interesse (geralmente o produto principal). Subsequentemente, na ACV consequencial, o sistema de produto é expandido para incluir os produtos evitados (DALGAARD *et al.*, 2008).

2.3.2 Estrutura metodológica para ACV

As normas internacionais ISO 14.040 (ABNT, 2009) descrevem os princípios e enquadramento para ACV como: definição do objetivo e escopo, análise de inventário, a avaliação do impacto, interpretação do ciclo de vida, elaboração de relatórios e crítica revisão da ACV (ISO, 2006) como mostrado na Figura 2.18.

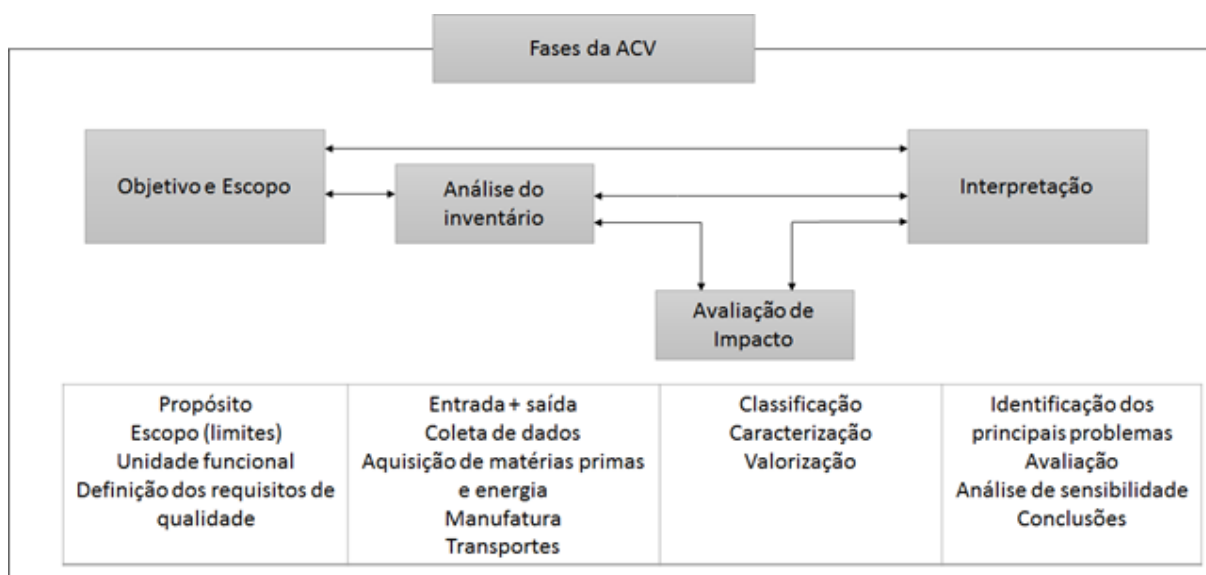


Figura 2.18 Fases da avaliação do ciclo de vida
 Fonte: Adaptada de Chehebe (1998)

- **Fase 1: Definição de objetivo e escopo**

Esta etapa busca definir o propósito e extensão do estudo, a partir do estabelecimento de suas fronteiras, ou seja, quais processos envolvidos no ciclo de vida do produto avaliado serão abordados ou não. Segundo a Norma ISO 14.040 (ABNT, 2009a), “o objetivo de um estudo ACV deve expor de forma não ambígua a aplicação planejada, as razões para levar a cabo o estudo e a audiência pretendida, como por exemplo, a quem são comunicados os resultados do estudo”. Já o escopo compreende a abrangência do estudo. De acordo com os autores, Sherwani *et al.* (2010); Pieragostini *et al.* (2012); Zhou *et al.* (2011) e Roy *et al.* (2009), devem ser demonstrados claramente no escopo o sistema de produto a ser estudado, as fronteiras do sistema, a unidade funcional e os limites do sistema.

A unidade funcional (UF) é uma medida do desempenho das saídas funcionais do sistema de produto, que se constitui a referência diante da qual as entradas e as saídas são relacionadas. Esta referência é necessária para assegurar que a comparabilidade dos resultados da ACV seja feita em uma base comum (ABNT, 2009), sendo particularmente crítica quando diferentes sistemas são avaliados. Assim, as aparentes discrepâncias entre estudos de ACV relatados na literatura surgem porque os sistemas não são especificados convenientemente em uma base comparável ou porque sistemas diferentes são comparados (ROELEVELD *et al.*, 1997).

A fronteira do sistema define os processos elementares a serem incluídos na ACV. A norma ISO 14.040 afirma que, idealmente, é conveniente que o sistema de produto seja modelado de

tal forma que as entradas e saídas na sua fronteira sejam fluxos elementares (ABNT, 2009). Vários fatores determinam os limites do sistema, incluindo a aplicação pretendida do estudo, as suposições feitas, o critério “*cut-off*”, as restrições de dados e custos, e a audiência pretendida.

Também nesta etapa, segundo a ISO 14.044 (ABNT, 2009), devem ser determinadas quais categorias de impacto, indicadores das categorias e modelos de caracterização serão incluídos no estudo da ACV e estes devem ser harmonizados com o objetivo do estudo.

- **Fase 2: Análise de inventário do ciclo de vida (ICV)**

Na análise do inventário, devem ser coletados os dados qualitativos e quantitativos para cada processo unitário que esteja incluído dentro dos limites do sistema (ABNT, 2009). Envolve um extenso banco de dados de materiais envolvidos no produto ou sistema incluindo o levantamento, a coleta e a análise dos dados necessários para a ACV (JIJAKLI, 2012, OLSEN *et al*, 2001 e GUINNÉ *et al*, 2011). Os dados devem ser baseados em um período de tempo, que seja suficientemente longo para atenuar comportamentos anormais, tais como paragens de máquinas ou perturbações no processo (VIGON *et al.*, 1995).

- **Fase 3: Avaliação do impacto do ciclo de vida – AICV**

Em um contexto de ACV, a análise de impacto pode servir a dois objetivos (SETAC, 1993): tornar os dados de inventário mais relevantes pelo aumento do conhecimento acerca dos potenciais impactos ambientais; e facilitar a agregação e interpretação dos dados de inventário em formas que sejam mais manejáveis e significativas para a tomada de decisão.

A fase de avaliação de impactos consiste em estudar a significância dos impactos ambientais, a partir dos dados do inventário. Ao final da avaliação de impactos do ciclo de vida, tem-se como resultado final um perfil ambiental do sistema de produto em estudo, conforme definido no objetivo e escopo. Esses resultados serão interpretados na última fase da estrutura metodológica da avaliação do ciclo de vida (BENEDETTO e KLEMES, 2009).

- **Fase 4: Interpretação do ciclo de vida**

A última fase da estrutura da avaliação do ciclo de vida compreende a interpretação. Nesta fase são avaliadas as informações da análise de inventário e avaliação do impacto do sistema e

propor conclusões de acordo com os objetivos traçados na primeira fase do estudo (BENEDETTO, KLEMES, 2009; JIJAKLI, 2012 e ISO 14040, 2006).

Os autores Garraín (2010); Lofgre, Tillman e Chauhan *et al.* (2011) complementam que ACV é uma ferramenta técnica de abordagem analítica e caráter gerencial que contribui para a avaliação dos aspectos ambientais e impactos potenciais associados a um produto ou atividade durante seu ciclo de vida, através dos dados provindos.

2.3.2 Softwares e bases de dados para ACV: *SimaPro*

Existem diferentes softwares para avaliação do ciclo de vida para o presente estudo vai se utilizar o *SimaPro*, desenvolvido pela Pré Consultants Amersfoort, na Holanda, foi lançado em 1990.

- *SimaPro*® (<http://www.pre.nl>)

O *SimaPro* é uma ferramenta profissional para coletar, analisar e monitorar os dados de desempenho da sustentabilidade dos produtos e serviços. O software é utilizado em uma variedade de aplicações, como pegadas de carbono e hídrica, design de produto, geração de declarações ambientais de produtos e definição de indicadores chave de performance. Este "software" tem sido o mais utilizado para análise ambiental dos produtos com vista a uma tomada de decisão no desenvolvimento de produtos e política de produto.

O *SimaPro* é uma ferramenta flexível que possibilita a análise e o monitoramento ambiental de produtos, serviços e processos dentro da perspectiva de Pensamento do Ciclo de Vida. É utilizado porque construa complexos modelos de forma sistemática utilizando as funcionalidades do *SimaPro*. Oferece modelagens com cálculos de incerteza, pormenores em unidades de processos, alocação em processos com múltiplos saídas, análise de pontos fracos e intrincados tratamentos de resíduos. Com esta ferramenta é facilitada a análise e representação gráfica dos ciclos complexos de forma sistemática e transparente.

A versão *SimaPro* 8 (Pré, 2002) dispõe das seguintes bases de dados: Buwal 250; *Data Archive*; *Dutch Input Output Database*; *ETH-ESU 96 System processes*; *ETH-ESU 96 Unit processes*; *Idemat 2001*; *Industry data*; *Methods*. Esta mesma versão dispõe dos seguintes métodos de análise de impacto: *CML 1991*; *CML IA baseline 2000*; *Eco-indicator 95*; *Eco-indicator 99 (E)*; *Eco-indicator 99 (H)*; *Eco-indicator 99 (I)*; *Ecopoints 97 (CH)*; *EDIP/UMIP 96*;

EDIP/UMIP 96 (*resources only*); EPS 2000. Na tabela 2.10 se pode observar uma comparação entre diferentes métodos de análise de ACV.

Tabela 2.10. Resumo dos métodos de análise de impactos ambientais mais importantes no ACV

Método	CML	Eco Indicador 99	EDIP	EPS	Ecopoints 97	Impact 2002 +
Desenvolvido por:	Centre of Environmental studies (CML, University of Leiden, The Netherlands)	Pré Consultants, Amersfoort, The Netherlands	Technical University of Denmark, Lingby, Denmark	Calmers University of Technology, Goteborg, Sweden	Swiss Agency for the Environment, Forest and Landscape (SAEFL), Born, Switzerland	Swiss Federal Institute of Technology Lausanne (EPFL)
Categorias de Impacto	Aquecimento global, eutrofização, esgotamento de recursos abióticos e acidificação. Deterioração da camada de ozônio, oxidação fotoquímica, Toxicidade humana, Eco toxicidade da água doce e marina	Mudanças climáticas, acidificação, eutrofização, combustíveis fosseis, minerais, uso do solo e camada de ozônio. Carcinogênicos, radiação, Eco toxicidade, efeitos orgânicos e inorgânicos na respiração humana.	Aquecimento global, eutrofização, acidificação de recursos, deterioro da camada de ozônio, Smog fotoquímico, Eco toxicidade humana, Eco toxicidade da água e do solo, resíduos perigosos.	Esgotamento de reservas. Expectativa de vida, morbidade capacidade de crescimento de culturas, produção de carne, peixe, água potável e não potável, acidificação do solo, espécies em extinção.	CO ₂ , SO _x , Energia, partículas, DQO, N, NH ₃ , P, radiação, metais no solo (Cd, Hg, P, Zn), metais na água (Cr, Cu, Ni), nitrato e pesticidas no solo, resíduos especiais.	Saúde humana, qualidade do ecossistema, mudanças climáticas, recursos. Toxicidade humana, efeitos respiratórios, radiação, deterioro da camada de ozônio, oxidação fotoquímica, ecotoxicidade e eutrofização aquática, uso do solo, aquecimento global, energia não renováveis, extração de minerais.

Fonte. Renou, *et al.* (2007); Jolliet, *et al.* (2003)

2.3.3 Método de análise de impactos

Os vários métodos de análise de impactos do ciclo de vida disponíveis na bibliografia e no software *SimaPro*, podem representar diferentes abordagens, assim, o método CML IA *baseline* sendo um método multi-fase tem uma abordagem orientada para o problema, que corresponde ao ponto intermédio no mecanismo ambiental. O método Eco-indicator 99 sendo também um método multi-fase, a sua abordagem é orientada para o dano o que corresponde ao ponto final no mecanismo ambiental.

O método escolhido no presente estudo para classificação dos resultados é o método CML IA *baseline* (Centro de Estudos Ambientais da Universidade de Leiden) (2000) o qual tem validade regional é global, exceto para acidificação e foto oxidação (Europa), é uma atualização do método CML (1992) - um método "multiface", sendo um dos primeiros métodos de avaliação,

desenvolvido e utilizado em vários países. O seu nome está relacionado com a entidade onde foi desenvolvido o Centro de Gestão Ambiental da Universidade de Leiden, Holanda. Utiliza informações relacionadas às propriedades fundamentais das substâncias para estimar os impactos potenciais.

A abordagem de método CML IA *baseline* é orientado ao problema (ponto intermédio no mecanismo ambiental). Para cada problema, existem fatores de caracterização quantificados. Uma emissão identificada no ICV é convertida em uma contribuição para o efeito de um problema ambiental multiplicando-a por um fator equivalente. Isto permitira seleccionar a opção adequada como parte de um sistema de gestão integrada dos resíduos.

2.3.4 Categorias de Impacto Ambientais

Os modelos de caracterização recomendados, no método CML IA *baseline* (tabela 2.10), para determinar os indicadores de categoria utilizados para a avaliação do ciclo de vida dos Cenários para o presente estudo são:

- **Depleção biótica e abiótica**

A principal diferença entre estas duas categorias de impacto são: a depleção abiótica envolve jazidas (recursos fósseis, minerais), recursos ambientais (água subterrânea, etc.), e recursos de fluxo natural (solar, ar, água). A depleção biótica está associada à fauna e flora (GUO, 2012). Neste processo, o indicador de categoria resultante é expressado em kgs de um recurso de referência (antimônio).

- **Acidificação**

É relacionada à emissão de substâncias solúveis (como SO₂, NO_x e NH₃) que, em reação com o vapor de água atmosférico, dão origem à chamada “chuva ácida” (H₂SO₄ e HNO₃) (GUO, 2012). O potencial de acidificação destas substâncias expresso em kg SO₂ equivalente/kg emissão). A deposição destes ácidos (causados pela chuva, mas também por névoa, neve e orvalho) resulta em alterações na fauna e na flora locais e regionais, além de danificar estruturas e edificações.

- **Eutrofização**

Refere – se à conseqüente acréscimo da quantidade de biomassa no ambiente, pela disposição de nutrientes, resultando no aumento da produção de fitoplânctons, algas e plantas aquáticas

superficiais, impedindo a passagem de luz, o que diminui a taxa fotossintética e, conseqüentemente, o oxigênio dissolvido, deteriorando a qualidade da água e reduzindo o valor de utilização do ecossistema aquático. A eutrofização pode ocorrer tanto em ecossistemas aquáticos como em terrestres. O Potencial de Eutrofização (PE) é expresso como kg P equivalente/kg de emissão (GUINÉE *et al.*, 2002).

- **Potencial de Depleção da Camada de Ozônio (ODP)**

O conceito do potencial de depleção do ozônio foi introduzido por Wuebbles (1981) e desenvolvido pela Organização Mundial Meteorológica sendo utilizado para avaliar os efeitos de componentes sobre a camada estratosférica de ozônio. O ODP é definido como a relação entre a decomposição do ozono no estado de equilíbrio devido a emissões anuais (fluxo em kg.ano⁻¹) de uma quantidade de substância emitida para a atmosfera e a decomposição do ozono no estado de equilíbrio devida a uma quantidade igual de CFC-11 (HEIJUNGS *et al.*, 1992).

O ozônio (O₃) é continuamente formado e destruído na atmosfera pela ação do sol e reações químicas. A chamada “camada de ozônio” situa-se na estratosfera e filtra os raios nocivos (UV) provenientes da luz solar, e sua diminuição acontece quando a taxa de destruição se eleva devido à emissão de substâncias à atmosfera que aumentam a catálise do O₃. A exposição a esses raios pode aumentar a ocorrência de problemas de pele, doenças oculares e interferências no ecossistema. O potencial de depleção da camada de ozônio de diversos gases é dado em termos de kg CFC-11 equivalente/kg emissão.

- **Potencial de aquecimento global (GWP)**

Há uma discussão frequente a respeito das mudanças climáticas e o aumento da temperatura média global acompanhada pelo derretimento do gelo e aumento do nível dos oceanos. Para avaliar a influência de fatores relacionados às mudanças climáticas, o conceito da força radioativa quantificada em termos da “taxa de mudança da energia por unidade de área do globo medida no topo da atmosfera” foi introduzido.

Os principais componentes envolvidos nestes efeitos são CH₄, CO, H₂, NO_x, componentes orgânicos voláteis (COVs) e hidrocarbonetos. O efeito indireto da radioatividade está relacionado principalmente com a formação/depleção da camada de ozônio, produção de CO₂,

mudanças no nível estratosférico de vapor de água, e prolongamento da vida do CH₄ devido às mudanças na concentração de OH- (GUO, 2012).

- **Toxicidade humana e ecotoxicidade**

A categoria de impacto toxicidade é reconhecidamente tida como a mais difícil de modelar na ACV devido à limitada cobertura dos inventários, falta de consenso nos modelos de caracterização, e a falta de dados toxicológicos e físico-químicos necessários para a análise do impacto. Geralmente, nos modelos de caracterização da ACV, a ecotoxicidade é dividida nas subcategorias aquática e terrestre, mas as abordagens sobre a toxicidade humana variam entre os modelos. Tanto a toxicidade humana quanto a ecotoxicidade não são somente dependentes dos efeitos e destino das substâncias, como também do processo de exposição (GUO, 2012). O fator de caracterização, é expressa em kg de diclorobenzeno equivalente por kg de substância emitida.

- **Oxidação fotoquímica**

Dois diferentes tipos de névoas (do inglês *smog*) podem ser diferenciados: névoas de verão e névoas de inverno. As névoas de verão, também conhecidas como névoa fotoquímica, referem-se à formação fotoquímica de ozônio de reações entre NO_x e hidrocarbonetos ou componentes orgânicos voláteis na presença de luz solar. O ozônio fotoquímico é altamente reativo e conhecido por afetar a saúde humana (exemplo: irritações nos olhos, problemas respiratórios) e as plantas (exemplo: danos às folhas e funções fotossintéticas). A nevoa de inverno é também conhecida como nevoa ácida e é causada por poluentes urbanos como SO₂ e material particulado em suspensão em conjunto com NO_x, CO e substâncias orgânicas. O mais conhecido nevoeiro de inverno foi o nevoeiro de Londres ocorrido em 1952, o qual se acredita que tenha causado aproximadamente 1200 mortes (GUO, 2012). O fator de caracterização POCP, é expresso em kg de etileno equivalente por kg de substância emitida.

Na Tabela 2.11 se apresentam as categorias de impactos no método CML IA *baseline*, com seu fator de caraterização, a descrição, a referência e a equação utilizada para o cálculo.

Tabela 2.11 Categorias de impacto no método CML IA *baseline*

Categoria do Impacto	Inventário de parâmetros (ICV)	Caracterização Fator U	Descrição do fator de caraterização	Referência
----------------------	--------------------------------	------------------------	-------------------------------------	------------

Aquecimento Global	Dióxido de Carbono (CO ₂) Metano (CH ₄) Óxido Nitroso (N ₂ O) Clorofluorocarbonos (CFCs) Hidroclorofluorocarbonos (HCFCs) Bometo de metil (CH ₃ Br)	Potencial de aquecimento global - GWP (<i>Global Warming Potential</i>)	Converte dados de ICV em equivalentes dióxido de carbono. <i>Potenciais de aquecimento global podem ser potenciais 50, 100, ou 500 anos</i>	Kg CO ₂ equivalente
Acidificação	Óxidos de enxofre (SO ₂) Óxidos de Nitrogênio (NO _x) Amonia (NH ₃) Ácido hidroclorídrico (HCL) Ácido hidrofluorídrico (HF)	Potencial de Acidificação	Converte dados de ICV em equivalentes íon de hidrogênio (H ⁺).	Kg SO ₂ equivalente
Eutrofização	Óxidos de Nitrogênio (NO _x) Amônia (NH ₃) Dióxido de Nitrogênio (NO ₂) Nitratos Fosfato (PO ₄)	Potencial de Eutrofização	Converte dados de ICV em equivalentes fosfato (PO ₄).	Kg PO ₄ ⁻³ equivalente
Depleção biótica e abiótica	Quantidade de minerais usados. Quantidade de combustível fósseis usados	Potencial de depleção de recursos bióticos e abióticos	Converte dados de ICV em percentagem de quantidade de recurso usado versus quantidade de recurso deixado em reserve.	Kg antimônio (Sb) equivalente
Depleção da camada de ozônio	Clorofluorocarbonos (CFCs) Hidroclorofluorocarbonos (HCFCs) Bometo de metil (CH ₃ Br) Halons	Potencial de depleção do ozono (ODP)	Converte dados de ICV em equivalentes triclorofluormetano (CFC-11).	Kg CFC - 11 equivalentes
Toxicidade humana e ecotoxicidade marine	Químicos tóxicos com um registo de concentração letal para roedores e peixes	LC ₅₀ Concentração letal que mata 50% dos animais de laboratório em um determinado tempo.	Converte dados LC ₅₀ em equivalentes.	Kg 1,4 - DB equivalente
Oxidação fotoquímica	CO NOx COV	Potencial de formação oxidante fotoquímico	Converte dados de ICV em equivalentes etileno (C ₂ H ₄).	Kg etileno (C ₂ H ₄) equivalente

Embora essas categorias de avaliação de impacto ambiental não cubram todos os problemas ambientais que são passíveis de ocorrer, por exemplo, escassez de água ou poluição marinha, elas são representativas dos principais problemas que poderiam ser causados pela gestão de resíduos. Para esta pesquisa, representam os principais problemas possíveis que são associados aos sistemas de gestão de resíduos domésticos por DA, aterros sanitários e gaseificação.

As categorias dos impactos ambientais incluem o consumo do recurso energético, também denominado demanda de energia acumulada, consumo de recursos não energéticos e emissão de gases de efeito estufa, eutrofização e acidificação (PEHNT, 2006).

2.3.5 Principais impactos sobre a atmosfera considerados pela ACV em um sistema energético

A Tabela 2.11 apresenta um resumo dos principais impactos sobre a atmosfera considerados em uma ACV. É importante notar que muitas ACV apresentam um inventário das emissões do sistema energético sem tentar obter uma descrição atual do impacto ambiental final dessas emissões. Isto é devido ao fato de que os impactos ambientais podem ser muito variáveis, dependendo da topografia do local, da existência de outras fontes de poluição e de outros fatores.

Tabela 2.12 Resumo dos impactos sobre a atmosfera e poluentes considerados em uma ACV.

Impacto e/ou poluente	Tipo de Impacto	Precursor de poluentes e fontes principais
Chuva ácida: formação de ácido sulfúrico e nítrico	Impacto regional em lagoas, florestas e materiais.	SO ₂ : Dióxido de enxofre, da combustão de carvão e óleo e do processamento do gás natural. NO _x : Óxidos de nitrogênio, emitidos pelo transporte principalmente ou qualquer outro tipo de combustão.
<i>Smog</i> fotoquímico: formação de ozônio e outros poluentes tóxicos na baixa atmosfera.	Afeta a saúde humana a níveis regional e local.	NO _x : Óxidos de nitrogênio, emitidos pelo transporte principalmente ou qualquer outro tipo de combustão.
	Reduz a produtividade agrícola.	COVs: compostos orgânicos voláteis, do transporte e refinarias e aquecimento de óleo e lenha.
Gases de efeito estufa	Mudanças climáticas afetam a produtividade agrícola e da floresta e incrementam a frequência de eventos como tornados, inundações e secas.	CO ₂ : Dióxido de carbono da combustão de combustíveis fósseis, e destruição da floresta. CH ₄ : metano gerado pelo gado, extração de óleo e carvão, transporte e distribuição de gás natural.

Fonte. GAGNON *et al.*, 2002

2.3.6 Balanço Energético do Ciclo de Vida

O inventário do ciclo de vida proporciona a oportunidade de quantificar a demanda total de energia e as eficiências energéticas relativas aos processos e produtos. Entender as necessidades energéticas do ciclo de vida das diferentes tecnologias de tratamento e disposição final para geração de energia elétrica a partir de RSU é uma fonte renovável de energia. Assim, quanto mais energia fóssil é necessária para produzir um combustível, pode-se dizer que menos renovável é este combustível. De modo geral, os diferentes tipos de energia considerados na ACV são:

- **Energia primária total:** é a energia que pode estar contida em toda matéria prima extraída do ambiente.
- **Energia da matéria prima:** toda energia contida nas matérias primas que devem compor diretamente o combustível final.
- **Energia de processo:** é o maior subconjunto da energia primária. É toda energia utilizada no processo, excluindo a energia da matéria prima. Consiste principalmente em carvão, gás natural, urânio e hidroeletricidade consumida direta ou indiretamente no ciclo de vida.
- **Energia fóssil:** tendo em consideração a natureza renovável do biodiesel, deve-se considerar por separado a energia primária que provém de fontes fósseis (carvão, petróleo e gás natural).
- **Energia do combustível:** é a energia contida no produto final. E que está disponível para produzir trabalho em um motor.

2.3.7 Demanda de Energia Acumulada

A análise da *Cumulative Energy Demand* (CED) visa investigar o uso de energia em todo o ciclo de vida de um bem ou um serviço. Isso inclui os usos diretos, bem como os indiretos ou consumo de energia, devido à utilização de, por exemplo, materiais de construção ou matérias-primas.

Os dados sobre a CED formam uma base importante, a fim de apontar as prioridades de potenciais de economia de energia em sua complexa relação entre a concepção, produção, utilização e eliminação". No entanto, a procura de energia acumulada (CED) é também amplamente utilizada como um indicador de rastreio para impactos ambientais. Além disso, valores de CED pode ser usado para comparar os resultados de um estudo detalhado ACV para os outros em que apenas procura de energia primária é relatado.

Devido à existência de diferentes conceitos para a caracterização da energia primária, o indicador CED é dividido em oito categorias para o banco de dados ecoinvent (vide Tabela 2.12). Comum a todas as categorias o valor intrínseco dos recursos energéticos expressa em MJ. Este valor é determinado pela quantidade de energia retirada a partir da natureza.

Tabela 2.13 método de avaliação de impacto da demanda de energia acumulada (CED) implementado em ecoinvent

	Subcategoria	Inclui
Recursos não renováveis	Fóssil	Carvão, lignite, petróleo bruto, gás natural,
	Nuclear	Urânio
	Floresta primária	Madeira e biomassa de florestas primárias
	Biomassa	Madeira, produtos alimentícios, biomassa da agricultura
Recursos Renováveis	Eólica	Energia eólica
	Solar	Energia solar (usada para calor e eletricidade)
	Geotérmica	Energia geotérmica
	Água	Energia hidroelétrica, energia hidráulica reservatórios.

Fonte. ECOINVENT, 2010

2.3.8 Os inventários de ciclo de vida regionalizados

O IBICT (Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia) tem trabalhado, desde 2001, na estruturação do banco de dados nacional, tendo lançado, em 2006, o projeto de construção do seu banco de dados, com o apoio do MCTI, além de diversas indústrias, órgãos de consultoria e universidades.

Durante o II Congresso Brasileiro em Gestão de Ciclo de vida, em 2010, foi apresentado, pela sua coordenação técnica (IBICT, 2010), o *Projeto brasileiro inventário do ciclo de vida para competitividade ambiental da indústria brasileira* com temas como a reciclagem de energia, tratamento de resíduos e aterros sanitários. Em 2010, por meio da resolução CONMETRO 004/2010, o governo aprovou a criação do Programa Brasileiro de ACV, visando implantar um sistema de reconhecimento internacional, capaz de disponibilizar e disseminar informações padrões sobre os ICV da produção industrial brasileira (CONMETRO, 2010). Atualmente, já existe um banco nacional de inventários do ciclo de vida (IBICT, 2016).

A academia vem contribuindo, sobretudo, na formação e capacitação de recursos humanos, dado o expressivo número de trabalhos de pós-graduação relacionados ao universo da ACV encontrados em consulta às principais plataformas de pesquisa do país (aproximadamente 230) e também na quantidade de instituições de ensino e pesquisa envolvidas (total de 43). Na Figura 2.19 é possível observar que o volume de trabalhos produzidos mais que dobrou entre os anos de 2006 e 2007 e que o padrão de produção anual tem se mantido entre 19 e 30 trabalhos desde então.

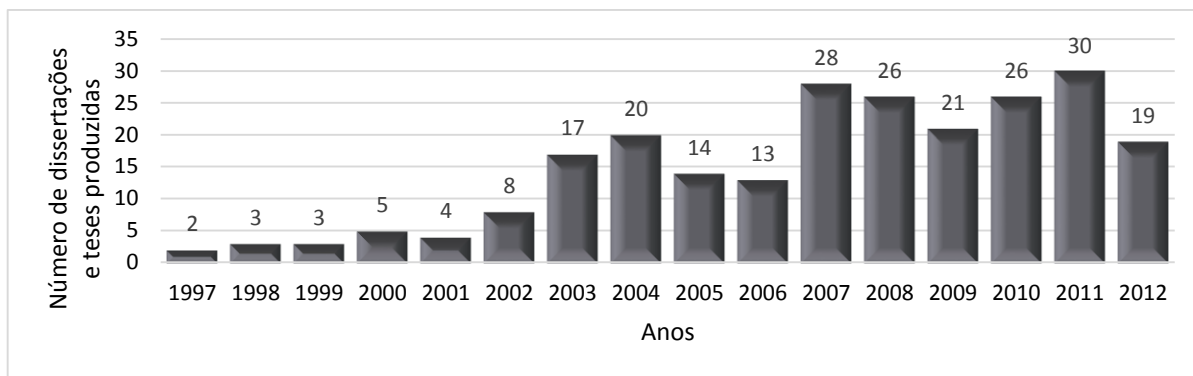


Figura 2.19 Evolução temporal do número de dissertações e teses produzidas no Brasil no período de 1997 a 2012 sobre o tema ACV

Fonte: CAPES – Banco de Teses (2012); IBICT – Biblioteca Digital Brasileira de Teses e Dissertações (2012); USP – Biblioteca Digital de Teses e Dissertações da USP (2012); UNESP – Catálogo ATHENA – Banco de Dados da UNESP (2012); UFMG – Biblioteca Digital de Teses e Dissertações da UFMG (2012); UFRJ – Base Minerva da UFRJ (2012).

Já a Tabela 2.13, fruto de consulta ao Diretório de grupos de pesquisa no Brasil, disponível no site do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, CNPq, apresenta a área de Engenharia (e afins) como líder na condução dos estudos com ACV.

Tabela 2.14 Grupos de pesquisa em ACV no Brasil por instituição e área predominante

Grupo de pesquisa	Instituição	Área predominante
Materiais e desenvolvimento sustentável	CNEN	Engenharia de Materiais e Metalúrgica
Qualidade e certificação de sistemas e produtos agropecuários	EMBRAPA	Agronomia
Grupo de pesquisa em biotecnologia e meio ambiente	IFBA	Engenharia Biomédica
Núcleo de estudos sobre produção enxuta e sustentável	IFES	Engenharia de Produção
Núcleo de pesquisas aplicadas a arquitetura e construção civil	IFF	Arquitetura e Urbanismo
Gestão de qualidade e produtividade	UDESC	Engenharia de Produção
Grupo de pesquisa em recursos ambientais	UESB	Agronomia
Grupo de qualidade meio ambiente e energia	UFAL	Engenharia Química
Conforto ambiental da EAUFMG	UFMG	Arquitetura e Urbanismo
Processamento mineral e meio ambiente	UFMG	Engenharia de Minas
Prevenção da poluição industrial	UFRGS	Engenharia Sanitária
Avaliação de ciclo de vida	UFSC	Engenharia Sanitária
Gestão ambiental aplicada à engenharia ambiental	UFU	Engenharia Sanitária
Avaliação do ciclo de vida de produtos	UnB	Engenharia Mecânica
Núcleo de excelência em geração termelétrica e distribuída NEST	UNIFEI	Engenharia Mecânica
Grupo de energia	USP	Engenharia Elétrica
Sustentabilidade em sistemas produtivos	UTFPR	Engenharia de Produção
Núcleo de tecnologia da informação aplicada ao desenvolvimento de produto	UTFPR	Engenharia de Produção
Tecnologia e meio ambiente	UTFPR	Planejamento Urbano e Regional

Fonte: Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq – Diretório dos grupos de pesquisa do Brasil (2013)

No Brasil a ACV tem sido, há algum tempo, tema de pesquisa de algumas instituições, sendo a maioria, senão a totalidade dos estudos publicados, oriundos de universidades e centros de pesquisa. Neste contexto, a fim de contribuir com o prosseguimento e difusão científica, o NEST (Núcleo de excelência em geração termelétrica e distribuída), pertencente ao IEM (Instituto de Engenharia Mecânica) da UNIFEI (Universidade Federal de Itajubá) desenvolve há quase 20 anos trabalhos aplicados nos temas de projeto e otimização de sistemas de conversão de energia, integrando atividades de ensino, pesquisa e extensão. Os trabalhos desenvolvidos enfocam problemas científicos e tecnológicos, cuja principal característica é o forte vínculo com o setor produtivo, procurando a sintonia com as demandas do setor industrial e do mercado.

O NEST tem atuado, em nível de pós-graduação, nos campos experimental, teórico e computacional. Várias dissertações de mestrado e teses de doutorado (vide Tabela 2.14) foram desenvolvidas em áreas específicas.

Tabela 2.15 Dissertações e artigos com ACV no grupo de pesquisa NEST – UNIFEI

Autor	Ano	Objetivo
Costa	2007	Elaboração de um ICV para a produção de biodiesel a partir do óleo de dendê através da via metilica para a região sul da Bahia, região Amazônica e da Colômbia, considerando os aspectos energéticos e ambientais de sua utilização como biocombustível.
Yáñez	2008	A utilização da ACV para avaliar o impacto energético e ambiental da cogeração a partir da biomassa produzida na extração de óleo de dendê para produção do biodiesel.
Rocha	2009	Uso da análise do ciclo de vida para a comparação do desempenho ambiental de quatro alternativas para tratamento da vinhaça.
Leme	2010	Uma avaliação das opções tecnológicas para geração de energia a partir dos resíduos sólidos urbanos: estudo de caso.
Renó	2011	Uma avaliação do balanço energético e dos impactos ambientais do processo de produção de metanol a partir do bagaço de cana-de-açúcar utilizando a ACV como ferramenta.
Rocha <i>et al.</i>	2014	<i>Life cycle assessment (LCA) for biofuels in Brazilian conditions: A meta-analysis</i>
Marcio <i>et al.</i>	2014	<i>Techno-economic analysis and environmental impact assessment of energy recovery from Municipal Solid Waste (MSW) in Brazil</i>
Souza	2015	Uma avaliação do ciclo de vida do sistema veículo/combustível no Brasil.
Mayer <i>et al.</i>	2015	<i>Environmental and energy assessment of small scale ethanol fuel production.</i>
Nunez	2015	<i>Evolution of palm oil mills into bio-refineries: Technical and environmental assessment of six bio-refinery options</i>

Se destacam as áreas específicas tais como: termodinâmica aplicada, diagnóstico termodinâmico de processos industriais, fontes renováveis de energia, cogeração, geração distribuída, geração termelétrica, comportamento e desempenho de turbinas a gás/vapor e

prevenção e controle da poluição na indústria. Dentro do tema de prevenção e controle da poluição na indústria, destacam-se os trabalhos de ACV direcionados ao setor energético. No âmbito destas pesquisas foram concluídas seis dissertações de mestrado e outras duas teses de doutorado (QUINTERO, 2015; ROCHA, 2015) que deixaram inventários preparados para estudos de ACV nos temas de geração de eletricidade a partir de florestas energéticas e produção de biocombustíveis pela rota termoquímica.

2.3.9 Aplicação de ACV em estudos de sistemas de tratamento e disposição final dos RSU

Os primeiros estudos abordando o uso da ferramenta ACV em sistemas de tratamento e disposição final de RSU tiveram início na década de 1990. Os limites do sistema nos estudos de ACV por Rigamonti *et al.* (2009) e Zhao *et al.* (2009) começam a partir da fonte de geração de resíduos, os núcleos familiares, e no final a disposição em aterros sanitários e pontos de emissão e de saída do produto. Os estudos foram realizados para encontrar uma estratégia ideal de gestão de resíduos para a Itália e China, respectivamente. Estas avaliações consideraram o transporte dos resíduos coletados e benefícios de reciclagem (RIGAMONTI *et al.*, 2009). Outros estudos como os de Khoo (2009) e Chaya Gheewala (2007) objetivaram a comparação entre diferentes processos WtE e na configuração dos limites do sistema em receber RSU ou matéria-prima, portanto, não considerando os impactos da coleta.

Os métodos e o software utilizado variam em cada estudo. Finnveden *et al.* (2005), Moberg *et al.* (2005), e Chaya Gheewala (2007), Rigamonti *et al.* (2009) e Zaman (2009) usaram *SimaPro*. Khoo (2009) e Wittmaier *et al.* (2009) utilizaram GaBi. Manfredi e Christensen (2011) usaram EASEWASTE. Zhao *et al.* (2009) utilizaram CMLCA. Rodriguez-Iglesias *et al.* (2003) utilizaram IWM-1. De Feo e Malvano (2009) usaram WIZARD. Tunesi (2010) e Burnley (2011) usaram WRATE. Para o presente estudo será utilizado o software *SimaPro*, utilizado também por autores como Leme (2010), Rigamonti *et al.* (2010), Banar *et al.* (2009), Chaya e Gheewala (2007), Finnveden *et al.* (2005), entre outros.

Com base em uma pesquisa com estudos recentes, o indicador de impacto ambiental mais utilizado é o potencial de aquecimento global. Exemplos de estudos de ACV centrados no potencial de aquecimento global como indicador de impacto são Zhao *et al.* (2009), Liamsanguan e Gheewala (2008) e Zsigraiova *et al.* (2009). Outros indicadores de impacto ambiental, como a acidificação, eutrofização, destruição do ozônio estratosférico, formação de

foto - oxidante, metais pesados, resíduos sólidos para aterros sanitários, recursos energéticos, as toxicidades são usadas, além de potencial de aquecimento global, mas nenhum dos estudos se concentraram em apenas um desses indicadores.

A maioria dos estudos sobre a gestão de resíduos ACV têm sido realizadas nos últimos 10 anos, utilizando diferentes softwares. Há, no entanto, uma lacuna na literatura de um estudo focado em reciclagem, gaseificação e DA, como parte da gestão integrada de resíduos, para populações de médio porte. Poucos estudos sobre os diferentes Cenários de processos de tratamento têm variações de outros fatores, como a composição dos resíduos, quantidade de resíduos e distâncias. Todos os estudos estão geograficamente restritos a uma determinada área. Por conseguinte, um estudo de ACV usando *SimaPro*, com as variações de diferentes condições visando a criação de uma ferramenta de tomada de decisão simplificada seria uma abordagem diferente e nova para estudos anteriores. Na Tabela 2.15 são listados alguns desses trabalhos.

Tabela 2.16 Trabalhos com ACV comparando diferentes tecnologias de tratamento e disposição final dos RSU

Título	Abrangência	Opções de Tratamento								Software utilizado	Referência	
		Incineração	Aterro Sanitário	Aterro Sanitário com recuperação de energia	Digestão anaeróbia	Gaseificação	Pirólisis	Compostagem	Reciclagem			
Life cycle assessment (LCA) of waste management strategies: Landfilling, sorting plant and incineration	Roma	x	X							tool SPIONexcel	Cherubine, F <i>et al.</i> (2008)	
Comparative evaluation of life cycle assessment models for solid waste management	Dresden – Alemanha	x	X							ARES, EPIC/CSR, DST, IWM2, ORWARE, UMBERTO	Winkler e Bilitewski (2007)	
Comparative study of municipal solid waste treatment technologies using life cycle assessment method	Suécia	x	X			x	x			SimaPro	Zaman (2009)	
Comparison of solid waste management scenarios based on life cycle analysis and multi-criteria decision making	Case study: (Isfahan city)	x	X						x	x	SimaPro	Nouri <i>et al.</i> (2014)
Economic and environmental analysis of four different configurations of anaerobic digestion for food waste to energy conversion using LCA for: A food service provider case study	Toledo - US 295,000				x						EIO-LCA	Franchetti, M (2013)
Greenhouse Gases Life Cycle Assessment (GHGLCA) as a decision support tool for municipal solid waste management in Iran	Irán	x		x					x	x	WARM	Mahmoudkhani <i>et al.</i> (2014)
Impact of different management options for organic waste: a life cycle analysis	Italia	x	X		x						SimaPro	Di Maria Micale
Investigation of Solid Waste Disposal Alternatives in Lavan Island Using Life Cycle Assessment Approach	Lavan Ilha - Golfo Pérsico	x	X						x	x	IWM	Fallah, S (2013)
LCA of Biogas Through Anaerobic Digestion from the Organic Fraction of Municipal Solid Waste (OFMSW) Compared to Incineration of the Waste	Singapore	x			x							Bolin <i>et al</i> (2009)
LCA of integrated MSW management systems: Case study of the Bologna District	Bologna - Italia	x		x					x	x	WISARD	Buttol <i>et al</i> (2007)
Life cycle assesment of municipal solid waste management methods: Ankara case study	Ankara	x	X		x						IWM Modelo-1	Ozeler D <i>et al.</i> (2006)

Título	Abrangência	Opções de Tratamento								Software utilizado	Referência
		Incineração	Aterro Sanitário	Aterro Sanitário com recuperação de energia	Digestão anaeróbia	Gaseificação	Pirólisis	Compostagem	Reciclagem		
Life cycle assessment of energy from solid waste—part 1: general methodology and results	Suécia	x	X						x	SimaPro	Finnveden <i>et al</i> (2005)
Life cycle assessment of energy from solid waste—part 2: landfilling compared to other treatment methods	Suécia	x	X						x		Moberg <i>et al</i> (2005)
Life cycle assessment of MSW-to-energy schemes in Thailand	Thailand	x			x					SimaPro	Chaya e Gheewala (2007)
Life cycle assessment of solid waste management options for Eskisehir, Turkey	Turkey	x	X					x	x	SimaPro	Banar et al (2009)
Life cycle assessment of sub-units composing a MSW management system	Italia				x			x	x	SimaPro	Rigamonti <i>et al</i> (2010)
Life cycle assessment of urban waste management: Energy	Italia	x			x						Cherubini <i>et al</i> (2008)
Life cycle impact assessment of various waste conversion technologies	Singapore					x	x			Gabi	Khoo, H (2009)
Alternative strategies for energy recovery from municipal solid waste Part A: Mass and energy balances	Italia	x	X								Consonni <i>et al</i> (2005)
Life Cycle Environmental Assessment of Municipal Solid Waste to Energy Technologies	Suécia	x	X	x	x	x					Zaman, A (2009)
The environmental comparison of landfilling vs. incineration of MSW accounting for waste diversion	Toronto	x	X								Assamoi e Lawryshyn (2012)
The implementation of anaerobic digestion of food waste in a highly populated urban area: an LCA	Italia				x						ISWA (2012)
The use of LCA in selecting the best MSW management system	Italia	x	X					x	x	WISARD	De Feo e Malvano (2009)
Avaliação das Opções Tecnológicas para Geração de Energia a Partir dos Resíduos Sólidos Urbanos: Estudo de Caso	Brasil	x	X							SimaPro	Leme, M (2010)
Avaliação Econômica e Ambiental do Aproveitamento Energético de Resíduos Sólidos no Brasil	Brasil	x			x						Dos Santos, M (2013)

Título	Abrangência	Opções de Tratamento								Software utilizado	Referência
		Incineração	Aterro Sanitário	Aterro Sanitário com recuperação de energia	Digestão anaeróbia	Gaseificação	Pirólisis	Compostagem	Reciclagem		
Energy and emissions benefits of renewable energy derived from municipal solid waste: Analysis of a low carbon scenario in Malaysia	Malaysia	x	x	x							Ting <i>et al.</i> , 2014.
Environmental performance and energy recovery potential of five processes for municipal solid waste treatment	Malaysia	x	x		x	x		x		Simapro	Arafat <i>et al.</i> , 2015
Comparing technologies for municipal solid waste management using life cycle assessment methodology: a Belgian case study	Belgica	x	x		x					Simapro	Belboom <i>et al.</i> , 2013.
Life cycle assessment of different municipal solid waste management options: a case study of Asturias (Spain)	Espanha	x		x	x					Simapro	Fernandez <i>et al.</i> , 2014
Recycling revisited—life cycle comparisons of global warming impact and total energy use of waste management strategies	Suecia	x	x						x		Bjorklund e Finnveden, 2004
A life cycle assessment of environmental performances of two combustion- and gasification-based waste-to-energy technologies	Italia	x				x					Arena <i>et al.</i> , 2015

3 METODOLOGIA

A metodologia abordada neste trabalho permite a análise e comparação, sob o aspecto energético e ambiental, de diferentes alternativas de tratamento e disposição final dos RSU do Consórcio Intermunicipal dos Municípios da Microrregião do Alto Sapucaí (CIMASAS).

Para a análise energética foram realizados os balanços de massa e energia de cada alternativa, enquanto que para a análise ambiental foi realizada uma Análise de Ciclo de Vida (ACV). Durante este estudo foi considerada a coleta dos resíduos, pré-tratamento e tratamento necessário, possibilidade de recuperação energética, consumo de materiais auxiliares e as emissões geradas durante a vida útil do projeto.

3.1 Dados de Entrada

3.1.1 Aterro Sanitário de Itajubá

O aterro encontra-se localizado no município de Itajubá, na região Sul do estado de Minas Gerais, no local conhecido como Fazenda da Barra, Rancho Grande, a 12 km do centro da cidade. Possui uma área de 56,9 hectares, com vida útil de projeto de 20 anos. O aterro iniciou suas operações em janeiro de 2010 (vide Figura 3.1). Os sistemas de disposição e tratamento de RSU que compreendem o aterro sanitário são: lagoa de tratamento de chorume (digestor anaeróbico e lagoa facultativa), os taludes de recobrimento, canais para águas pluviais, percolados e drenos para saída de biogás. (GONÇALVES *et al.*, 2007).



Figura 3.1 Aterro Sanitário de Itajubá. Fonte. Gonçalves (2007)

Da área total do terreno, um total de 29,95 hectares está sendo efetivamente utilizada. O terreno restante, com área de 26,97 hectares, foi definido com área de reserva técnica ou de expansão futura do aterro sanitário, onde também poderá ser realizada a estocagem de material terroso excedente dos serviços de terraplenagem e a de empréstimo de material terroso (GONÇALVES, 2007).

De acordo com Gonçalves (2007), o aterro sanitário do município de Itajubá-MG conta com as seguintes unidades: unidade de aterragem para disposição final dos resíduos sólidos de origem domiciliar e comercial, dos resíduos sólidos sépticos gerados nos estabelecimentos de saúde do município (exceto aqueles que devem ter tratamento e disposição final específicos, em conformidade com a Resolução CONAMA 358/2005; CONAMA, 2005), carcaças de animais mortos coletados pela Prefeitura; edificação de apoio operacional (escritório, varanda, refeitório, vestiário e estacionamento para visitantes); galpão para guarda e manutenção de veículos e equipamentos; guarita e balança rodoviária para controle do acesso ao empreendimento; Estação de Tratamento de Efluentes (ETE).

3.1.2 Populações de Médio Porte (entre 100.000 – 300.000 habitantes)

A população selecionada encontra-se entre 100.000 e 300.000 habitantes. Segundo BNDES (2014), a rota recomendada para municípios deste porte inclui: (i) coleta domiciliar de CDR (resíduos não recicláveis); (ii) coleta diferenciada de resíduos recicláveis e orgânicos de grandes geradores; (iii) transporte à unidade de pré-tratamento para classificação dos resíduos recicláveis secos e disposição final de aqueles materiais não aproveitáveis em aterros sanitários.

O consórcio CIMASAS está formado por 11 municípios do estado de Minas Gerais (vide Tabela 3.1) com um tamanho populacional estimado em 203.983 habitantes (IBGE, 2015).

Tabela 3.1 População dos municípios do CIMASAS que encaminham os RSU ao aterro sanitário de Itajubá

Cidade	População 2015	Área da unidade territorial (km ²)	Densidade demográfica (hab/km ²)	PIB per capita a preços correntes 2013 (R\$)
Itajubá	93.150	294,835	307,49	19.421,03
Piranguinho	8.252	124,803	64,23	7.911,00
Delfim Moreira	8.172	408,473	19,51	7.441,62
Piranguçu	5.356	203,619	25,62	8.566,66
São José do Alegre	4.115	88,794	45	8.266,18
Wenceslau Brás	2.615	102,487	24,91	8.491,84
Santa Rita do Sapucaí	38.553	352,969	106,96	23.706,17
Brasópolis	14.912	367,688	39,87	10.529,45
Cachoeira Minas	11.357	304,243	36,27	14.134,20
Marmelópolis	2.977	107,902	27,51	7.803,41
Maria da Fé	14.517	202,898	70,06	8.354,75
Total	203.983	2558,711	767,43	11.329,66

Fonte. IBGE (2015)

3.1.3 Projeção populacional do CIMASAS

Para a projeção da geração dos RSU, é necessário conhecer a taxa de crescimento populacional. O índice de geração per capita cresce ou decresce a cada ano em função de variáveis como, desenvolvimento econômico do país e a eficiência na redução da geração de resíduos. Barros (2012) sugere a utilização do crescimento de 1% a cada ano para projeções futuras. Para a projeção populacional podem ser usados diversos modelos matemáticos, sendo escolhido no presente estudo o modelo logístico, (SILVA, 2015).

O modelo logístico é apresentado e aplicado de diversas formas, por diferentes autores, tais como Quasin (1999), Barros (2012), entre outros, devido à tendência deste método em apresentar uma estabilização do crescimento da população.

A partir do tamanho populacional de cada cidade que integra o consorcio, utilizaram-se as equações da projeção logística para prever a projeção do crescimento populacional. A previsão da população futura (Equação 4.1) pode ser determinada após o cálculo das constantes a e c (Equações 4.2 e 4.5) (QUASIN,1999).

$$P(t) = \frac{K_s}{1 + ce^{a(t-t_0)}} \quad (4.1)$$

P(t): População estimada no ano t (hab),

Ks: população de saturação (hab).

$$K_s = \frac{2 * P_0 * P_1 * P_2 - P_1^2 (P_0 + P_2)}{P_0 * P_2 - P_1^2} \quad (4.2)$$

$$a = \frac{1}{t_2 - t_1} \cdot \ln \left[\frac{P_0 (K_s - K_1)}{P_1 (K_s - K_1)} \right] \quad (4.3)$$

$$c = \frac{K_s - P_0}{P_0} \quad (4.4)$$

Onde:

a: constante do modelo,

Ks = população de saturação,

P₀, P₁, P₂ = populações nos anos t₀, t₁, t₂

K_s, K₁ = coeficientes

Considerando a variação temporal da população P(t) em 1% ao ano, determinou-se a projeção populacional para os municípios do CIMASAS no período de tempo compreendido entre os anos 2014 a 2034 (vide Figura 3.2).

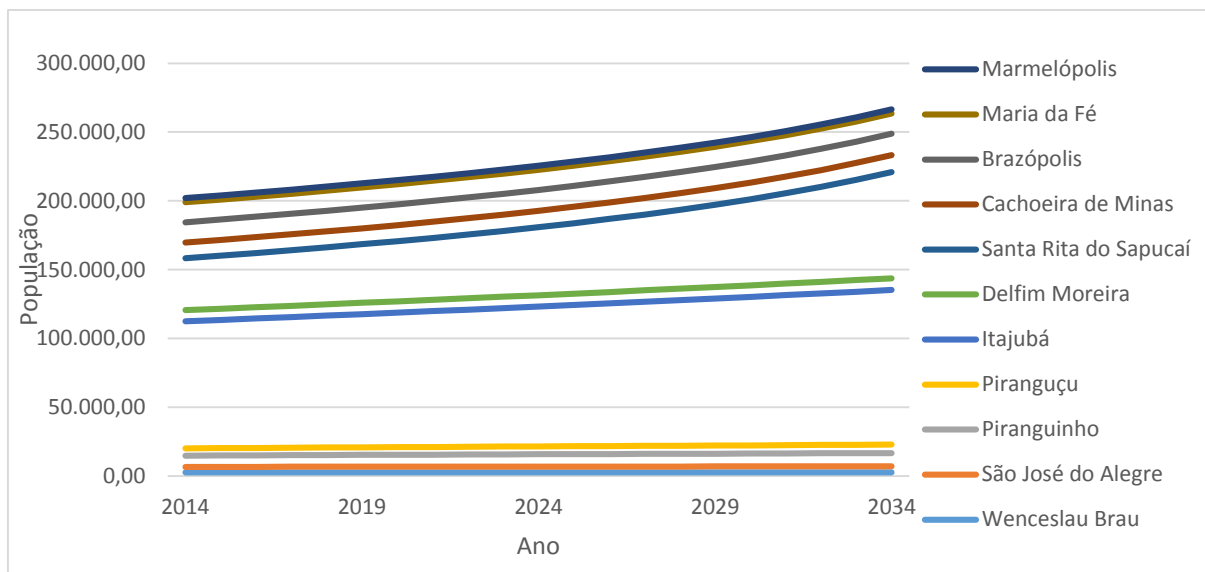


Figura 3.2 Projeção populacional para os municípios do CIMASAS nos anos de 2014 a 2034

3.1.4 Projeção da geração de RSU do CIMASAS

A projeção da quantidade de RSU é de fundamental importância para as diversas etapas do seu gerenciamento, uma vez que os projetos possuem uma vida útil de 20 a 30 anos (BARROS, 2012). Sha’Ato et al. (2007) argumentam que os fatores críticos para projeções do volume futuro de resíduos são: população atual da cidade, taxa de crescimento populacional e índice de geração per capita. Todos estes fatores são considerados na Equação 4.6.

$$W(t)=P(t).I(t).d \quad (4.6)$$

Onde:

$W(t)$ = massa de resíduos gerada no ano t (kg),

$P(t)$ = população do ano t (hab),

$I(t)$ = índice de geração de resíduos no ano t (kg/hab.dia),

d = número de dias no ano t (dias).

A partir do número de habitantes dos municípios integrantes do consórcio (IBGE, 2015), assim como a quantidade de resíduos gerados no mesmo período, pode-se calcular a taxa de geração de resíduo per capita para cada município do CIMASAS, apresentada na Tabela 3.2.

Tabela 3.2 Geração de RSU per capita

Municípios do CIMASAS	Geração de RSU/dia (kg)	População (hab) (P)	Geração RSU per capita (kg/hab/dia) (i)
Itajubá	57.040,23	93.150,7	0,61
Piranguinho	2.999,44	8.252,7	0,36
Delfim Moreira	2.075,79	8.172,1	0,25
Piranguçu	1.998,95	5.356,7	0,37
São José do Alegre	1.853,77	4.115,2	0,45
Wenceslau Brás	1.593,79	2.615,6	0,61
Santa Rita do Sapucaí	27.309,71	38.553,9	0,71
Brasópolis	4.569,06	14.912,2	0,31
Cachoeira Minas	6.967,32	11.357,8	0,61
Marmelópolis	1.814,52	2.977,8	0,61
Maria da Fé	4.999,66	14.517,9	0,34
Total CIMASAS			0,48

Fonte. IBGE (2015); CIMASAS (2015)

Na Figura 3.3 é apresentada a projeção da quantidade de resíduos que entrara no aterro sanitário de Itajubá pelo consórcio CIMASAS, ao longo de vinte anos. Uma vez que a coleta do consórcio atende a toda a região, o aterro de Itajubá deverá receber mais de 1.050.520 t de RSU em vinte anos o que representa uma média de aproximada de 141 toneladas de RSU/dia, podendo ser considerado um aterro de médio porte.

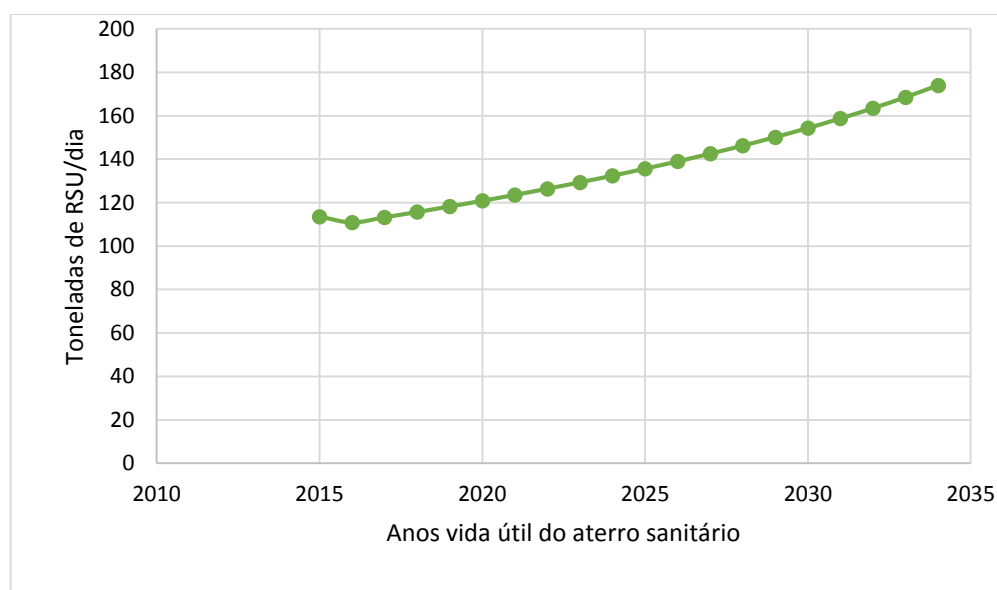


Figura 3.3 Projeção da geração de RSU do CIMASAS durante a vida útil do aterro

3.1.5 Caracterização e Composição dos Resíduos Sólidos Urbanos em Estudo

Não existem dados recentes reportados na literatura sobre a composição gravimétrica atual dos RSU depositados no aterro de Itajubá pelo CIMASAS. Portanto, para a determinação da composição gravimétrica dos resíduos foram pesquisadas cidades com população de médio porte, similares as do presente estudo, tendo em conta o PIB per capita para cada cidade e, dessa forma, obteve-se a composição gravimétrica média do CIMASAS. A Tabela 3.3 mostra a listagem das cidades utilizadas, população, o PIB per capita e a porcentagem de metal, papel, plástico, vidro e orgânico nos RSU (IBGE, 2015).

Tabela 3.3. Composição gravimétrica dos RSU de cidades de médio porte

Cidade	População	Estado	Metal	Papel, papelão e tetrapak	Plástico total	Plástico filme	Plástico rígido	Vidro	Orgânico	Outros	PIB per capita a preços correntes
Colombo	217443	PR	2,8	16	19,6	14,5	5,1	2,6	43,3	15,7	11.858,7
Itabuna	205885	BA	1,9	9	13	8,5	4,5	1,2	48,2	26,7	14.484,1
Mossoró	266758	RN	1,4	14,6	18,4	13,9	4,5	1,8	30,4	33,4	16.846,5
Palmas	242070	TO	5,9	10,7	11,4			2,4	62,5	7,1	17.065,2
Parnamirim	214199	RN	1,8	9,9	4,7	2,9	1,7	0,8	69,2	13,6	13.835,3
TOTAL	229271		2,76	12,04	13,42	9,95	3,95	1,76	50,72	19,3	14.817,9

A média ponderada dos diversos componentes da composição gravimétrica dos RSU, apresentada na Figura 3.4, entre as cidades com populações de médio porte doravante são assumidas no presente estudo como as entradas no sistema.

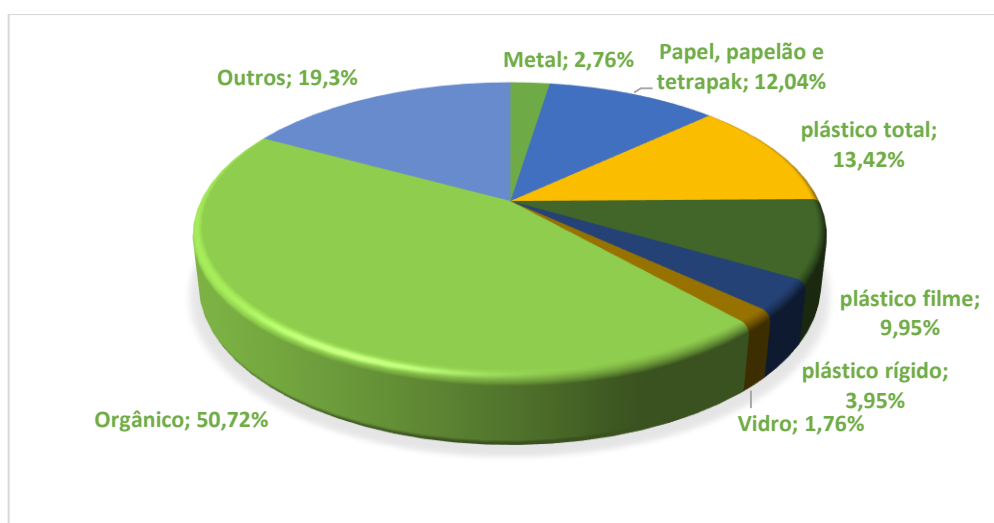


Figura 3.4. Composição gravimétrica assumida para o CIMASAS, 2015

Com o panorama geral da composição gravimétrica para o total de resíduos sólidos coletados no município (Vide Figura 3.5), considerando a matéria orgânica, os resíduos recicláveis e os rejeitos, que são aqueles resíduos sólidos que depois de esgotadas todas as alternativas de tratamento e recuperação por processos tecnológicos disponíveis e economicamente viáveis, não apresentam outras possibilidades de disposição final.

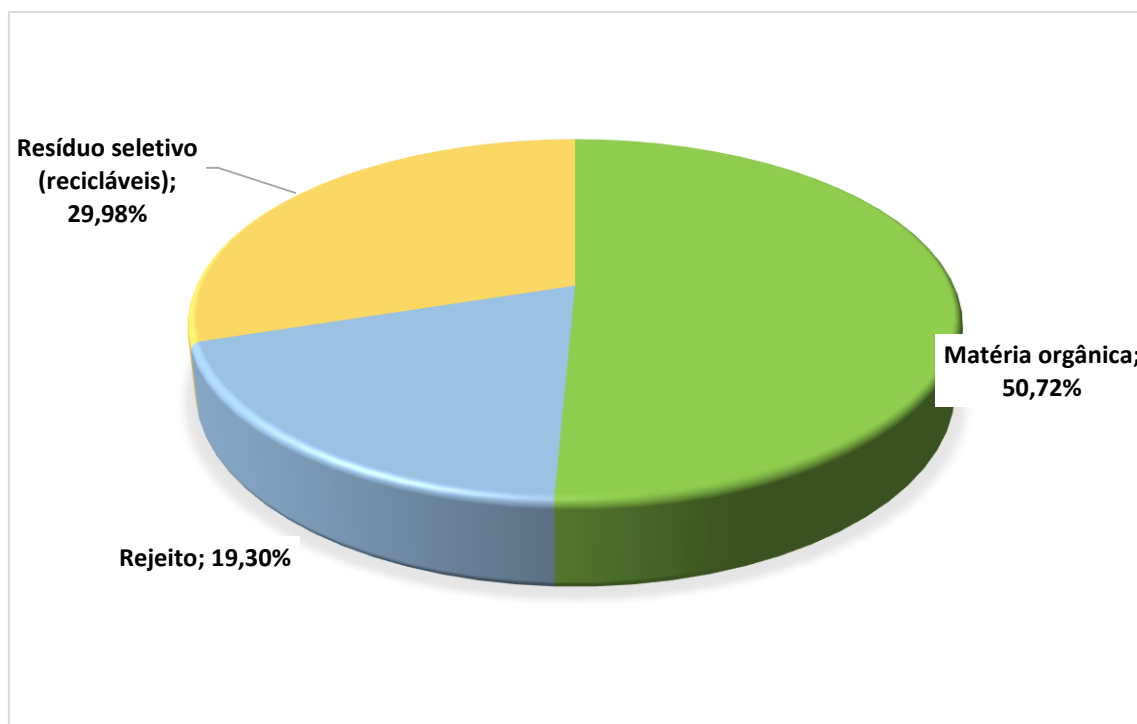


Figura 3.5 Panorama geral da composição gravimétrica dos RSU do CIMASAS

Segundo a lei N° 12305/2010 são definidos os rejeitos, como resíduos sólidos que, depois de esgotadas todas as possibilidades de tratamento e recuperação por processos tecnológicos disponíveis e economicamente viáveis, não apresentem outra possibilidade de disposição final.

Uma comparação entre os Cenários foi feita através da avaliação do tratamento e a eliminação de RSU misturados, cuja composição refere-se aos valores registrados no CIMASAS (TAVARES, 2007), como mostrado na Tabela 3.4, que também inclui a composição física (humidade, cinzas) e química (C, H, O, S, N) dos componentes dos RSU. Esses valores foram utilizados para calcular a quantidade total de cada elemento químico que entra no aterro, gaseificador, digestor anaeróbio e a reciclagem.

Componente	Conteúdo CIMASAS (wt. %)	Umidade (wt. %)	Cinzas (wt. %)	Composição elementar (wt.% em base seca)				
				C	H	O	N	S
Papel, papelão	12,04	10	6	44	6	44	0,3	0,2
Vidro	1,76	2,0	99	1	0,1	0,4	0,1	0
Plástico total	13,42	0,2	10	60	7	23	0	0
Metal	2,76	2,0	91	5	1	4	0,1	0
Matéria Orgânica	50,72	60	5	48	6	38	2	1
Outros	19,3	0	97	26,3	3,0	2,0	0,5	0,2

Fonte. Adaptado de Tchobanoglous *et al.* (1993), Tavares (2007) em Lozano (2015)

3.1.6 Estimativa de geração de biogás de aterro no CIMASAS

A equação 4,7, utilizada para estimativa de produção de biogás em aterros sanitário, geralmente é baseada em reações cinéticas de primeira ordem, utilizada no programa LandGEM®, desenvolvido pela agência americana de proteção ambiental (USEPA, 2005).

$$Q = \sum_{i=1}^n \sum_{j=0,1}^1 k \cdot L_0 \cdot \left(\frac{M_i}{10}\right) \cdot e^{-ktij} \quad (4.7)$$

Onde:

Q = vazão anual de biogás (m³/ano),

k = taxa de decaimento da produção de metano (1/ano),

L₀ = Potencial de geração de metano (m³/t),

M_i = massa de resíduos aportada ao aterro no ano i (t).

O potencial de geração de metano L₀ se refere ao total de metano que poderia ser produzido por uma tonelada de resíduo. Segundo a USEPA, 2010 esse parâmetro é dependente do tipo de resíduo presente no aterro, para as CIMASAS se apresenta uma porcentagem de 50,7% de matéria orgânica, que pode ser considerada como moderadamente biodegradável (vide Tabela 3.5).

Tabela 3.5 Determinação dos valores de L₀ [m³ CH₄/t].

Característica do resíduo	Mínimo	Médio	Máximo
RSU inerte	5	15	25
RSU moderadamente degradável	140	170	200
RSU altamente degradável	225	262,5	300

Fonte: Banco Mundial (2014).

Para a constante de taxa de decaimento da produção de metano (k), se deve considerar alguns aspectos climáticos (vide Tabela 3.6). Sabendo que a precipitação média de Itajubá é próxima

a 1557 [mm/ano] (Climate-Data.org, 2015) e que os resíduos gerados na cidade têm um teor de matéria orgânica próximo a 65%, e podem, portanto, serem classificados como resíduos moderadamente degradáveis. Os valores de k e L_0 obtidos foram respectivamente iguais a: 0,06 [ano⁻¹] e 170 [m³/t] (SILVA, 2015).

Tabela 3.6 Determinação dos valores de k [ano⁻¹].

Precipitação anual (mm)	RSU relativamente inerte	RSU moderadamente degradável	Altamente degradável
<250	0,01	0,02	0,03
250-500	0,01	0,03	0,05
500-1000	0,02	0,05	0,08
>1000	0,02	0,06	0,09

Fonte: Banco Mundial (2014)

A vazão de metano, em m³CH₄/ano, pode ser calculada com a equação 4.11. Neste método é considerada a geração de metano por uma quantidade de resíduo depositada em um aterro durante vários anos posteriores de degradação. Como a cada ano novas quantidades de resíduos são depositadas, a quantidade de metano gerada em um determinado ano será igual à geração do resíduo depositado no ano T somada às gerações dos resíduos depositados nos anos anteriores, referenciadas no ano T .

$$LFG = K \cdot R_x \cdot L_0 \cdot e^{-k(x-T)} \quad (4.11)$$

Onde:

LFG: Vazão anual de Metano (m³CH₄/ano),

k : constante de decaimento (adimensional),

R_x : fluxo de resíduo no ano (t/ano),

x : ano atual (ano),

L_0 = potencial de geração de metano do resíduo (m³ biogás/t RSU),

T : ano de deposição do resíduo no aterro (ano),

Os dados para a estimativa da geração de metano do CIMASAS são apresentados na Tabela 3.7.

Tabela 3.7 Dados para a estimativa da geração de metano

Ano de abertura do aterro	1
---------------------------	---

Ano de fechamento do aterro	20
Tempo que o aterro permanece fechado gerando biogás	20 anos
População atendida pelo aterro	203.983 habitantes
Taxa de crescimento populacional	1% ao ano
Constante de decaimento de produção de CH ₄ (k)	0,06/ano
Fração de metano no biogás	60%

O cálculo da geração de metano (vide Figura 3.6) mostra que a produção do mesmo não é constante ao longo dos anos. A solução normalmente aplicada para a recuperação do biogás produzido é a instalação de vários módulos de geração que são instalados ou desinstalados de acordo com a variação na produção de biogás (LEME *et al.*, 2014).

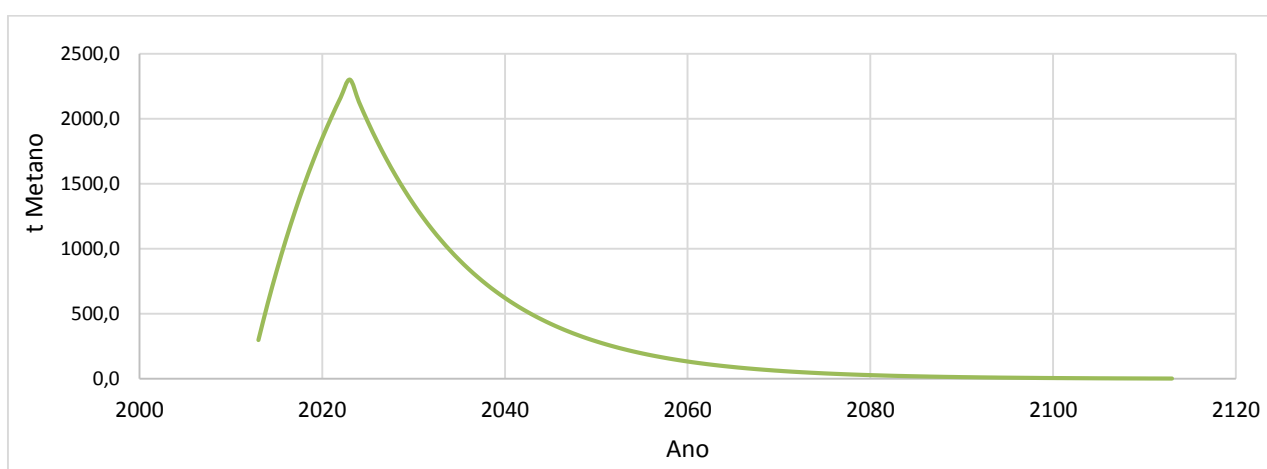


Figura 3.6 Curva de geração de metano do CIMASAS (t de CH₄/ano).

Na Figura 3.7, se mostra a geração de biogás, metano e dióxido de carbono e outros gases, que se apresentam em menores quantidades (traços), entre eles, amônia (NH₃), hidrogênio (H₂), gás sulfídrico (H₂S), Nitrogênio (N₂) e oxigênio (O₂) para 100 anos, para isso foi utilizado o software *LandGem*® (USEPA, 2005), o qual apresenta as estimativas de emissão para todos os gases ou poluentes para um único ano especificado. Se pode observar que após o ano de encerramento do aterro sanitário ocorre o pico da produção de biogás e metano.

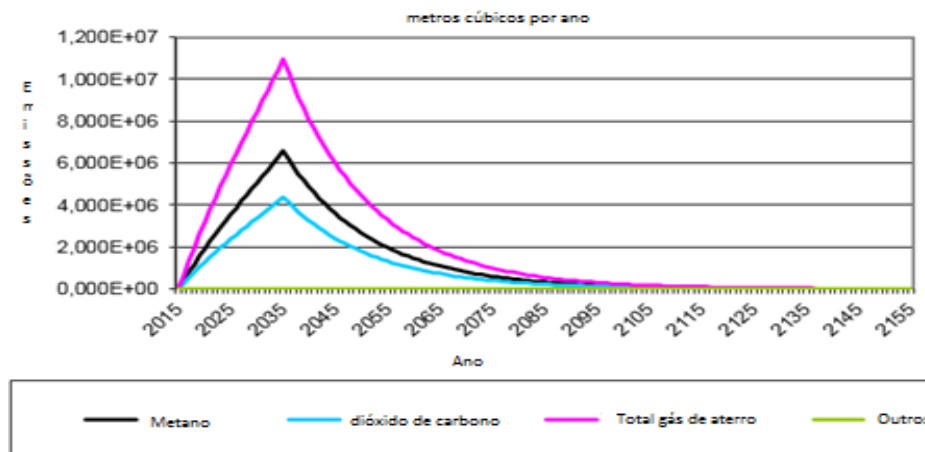


Figura 3.7 Estimativas de geração de biogás e metano a partir de *LandGEM*.

3.1.7 Aproveitamento Energético do Biogás de aterro no CIMASAS

A conversão energética, é o processo que transforma, com um dado rendimento, um tipo de energia em outro. No caso do biogás, a energia química contida em suas moléculas é convertida em energia térmica que pode ser na sua vez convertida em energia mecânica através de um acionador primário, por um processo de combustão controlada. Essa energia mecânica ativa um gerador que a converte em energia elétrica. As potências e energias passíveis de serem geradas, a cada ano, pela conversão energética do biogás podem ser calculadas pelas Equações 4.12 e 4.13, modificadas de CETESB (2006):

$$P_{dis} = Q_{gás} \cdot PCI \cdot \eta \cdot E_c \quad (4.12)$$

$$E = P_{disp} \cdot 8000 \quad (4.13)$$

Onde:

P_{dis} = Potência disponível (kW),

$Q_{gás}$ = Vazão de gás (m^3CH_4 /ano),

η = rendimento da tecnologia de conversão energética (%),

E_c = eficiência do sistema de coleta de gás no aterro (desconta as emissões fugitivas) (%),

PCI = poder calorífico inferior do metano ($MJ/m^3 CH_4$),

8000 = número de horas adotadas de operação anual (h),

E = energia elétrica disponível anual (kWh).

A curva de potência instalada foi construída tomando como base a curva de potência disponível do biogás produzido pelo aterro, os dados podem ser observados na Tabela 3.8.

Tabela 3.8 Dados da planta de Aterro Sanitário

Parâmetros	Valores	Unidades	Referência
PCI RSU	7,98	MJ/kg	Leme <i>et al.</i> , 2014
PCI CH ₄	35,53	MJ/m ³ CH ₄	
Rendimento MCI	33	%	Jenbacher, 2014
Eficiência do Sistema de Captação de Gases	75	%	Di Trapani <i>et al.</i> , 2013; Park e Shin, 2001
Emissões fugitivas do aterro	25	%	
Horas de operação anual	8000	h	

Foi considerado o uso do módulo gerador Jenbacher J208, de 300 kWe de potência e eficiência de 33% (JENBACHER, 2014). Do total de biogás produzido 25% é emitido diretamente na atmosfera, considerado como emissões fugitivas, portanto, o 75% restante é utilizado nos módulos de MCI, dos quais 15% é enviada para um queimador *flare* para reduzir o efeito estufa (DI TRAPANI *et al.*, 2013; PARK e SHIN, 2001).

É considerado um período de 100 anos para a desativação total do empreendimento, uma vez que este é o tempo no qual o aterro continua gerando metano. O aterro com aproveitamento energético utilizando um MCI ira a gerar em média 321 MJ/t_{RSU}.

Um dos maiores entraves para o aproveitamento energético de aterros sanitários é a viabilidade econômica. Barros *et al.* (2014) avaliou o potencial anual de energia elétrica de aterros sanitários no Brasil como sendo, nos cenários mais otimistas, igual a 5 TWh. Contudo, segundo os mesmos autores, esta forma de exploração só se torna viável para cidades com população superior a 200.000 habitantes. De acordo com Caserana *et al.* (2011), o aproveitamento energético de aterros sanitários se torna mais rentável quando estes se aproveitam por meio de MCI.

3.1.8 Aproveitamento Energético do biogás na digestão anaeróbia

Para a estimativa do aproveitamento energético do biogás na biodigestão anaeróbia, é considerada a fração de orgânicos que é encaminhada para o tratamento anaeróbio que deve passar antes por uma pré-seleção. Esta etapa remove 100% do material indesejável (plástico, metal ferroso e não ferroso, vidro e outros), os quais são encaminhados para um aterro sanitário sem recuperação de energia, conforme Mcdougall *et al.* (2001).

Após a obtenção das composições e fluxos de massa que irão aos biodigestores, o próximo passo é o cálculo dos produtos gerados por estas. No caso da tecnologia de digestão anaeróbia, os cálculos referentes à produção de composto orgânico e de biogás são obtidos diretamente pela multiplicação da quantidade de matéria orgânica, papel e papelão que entram no biodigestor pela taxa de produção de composto, e taxa de produção de biogás, respectivamente.

De acordo com ICLEI (2009), o cálculo do montante de eletricidade teoricamente gerado pelo biogás se dá conforme Equação 4.14:

$$E_g = [CH_4] \times PCI_{CH_4} \times P_{biogás} \times F_{e\ D.A.} \times \eta \times k \times 4,18 \quad (4.14)$$

Onde:

E_g = Energia elétrica gerada (kWh/ano),

$[CH_4]$ = Vazão de Metano (m^3CH_4 /hora),

PCI_{CH_4} = (MJ/m^3CH_4),

$P_{biogás}$ = Produção de biogás (Nm^3 /t digerida),

$F_{e\ D.A.}$ = Fluxo de entrada de resíduos no biodigestor (t/ano),

η = Rendimento do MCI (%),

k = Eficiência de sistema de coleta (%),

De acordo com RISE-AT (1998), a produtividade de biogás varia de 100 a 200 m^3 por tonelada de resíduo orgânico processado e possui uma concentração de metano variando entre 55 a 70%. Para o presente estudo se adotou uma produtividade média de 150 m^3 de biogás por 1 tonelada de RSO, segundo Gomez (2010) e um conteúdo de metano de 60%, pode-se estimar um potencial de produção de biogás de $8,62E+07\ m^3$ em 20 anos de vida útil do biodigestor com um rendimento de 574.374,76 toneladas de RSO tratados e irá gerar em energia elétrica 256,6 kWh, na Tabela 3.9 a seguir são apresentados os parâmetros utilizados.

Tabela 3.9 Parâmetros operacionais digestão anaeróbia (1 t)

Parâmetros	Unidades	Valor	Referência
Biodigestor anaeróbio			
Produção de biogás	Nm^3 /t digerida	150	Gomez (2010)
Produção de composto	Kg/t digerida	423	McDougall <i>et al</i> (2001)
Produção de chorume	m^3 /t digerida	4,48	Xu <i>et al.</i> , 2015
Consumo específico de eletricidade	kWh/t digerida	50	Scaglia <i>et al</i> (2010)
Biogás			
CH_4	%	60	
CO_2	%	35	
PCI_{CH_4}	$MJ/m^3\ CH_4$	35,53	Beck, R. W. (2004)
Eficiência de sistema de coleta	%	88	EPE (2008)

Emissões fugitivas	%	12	EPE (2008)
Eletricidade			
Rendimento MCI	%	35	Gomez (2010)
Beneficiamento			
Eficiência remoção CO ₂	%	92	Eltawil e Belal (2009)
Infraestrutura			
Capacidade de referência	t/ano	20.960	Jungbluth <i>et al.</i> , 2007
Tempo de operação	Anos	20	Jungbluth <i>et al.</i> , 2007

3.1.9 Aproveitamento Energético do gás de gaseificação no CIMASAS

Para o aproveitamento energético do gás de gaseificação são utilizados diversos tipos de gaseificadores, combustíveis a fim de obter energia elétrica e térmica através dessa tecnologia. Com base no trabalho feito por Lozano (2015), desenvolvido na área e o gaseificador co-corriente de pequena escala, o qual utiliza como combustível RSU, fez a simulação de uma planta de gaseificação de 156 kg/h CDR para o aterro sanitário de Itajubá com valor médio do PCI de 11 MJ/kg, tomou como referência um rendimento do MCI de 20% para operação com gás com baixo poder calorífico (MARTINEZ, 2008), com o modelo do *aspen plus*TM um ciclo de um motor Otto, calculou uma potência gerada de 50 kWe com uma eficiência elétrica líquida de 6,5%. As equações utilizadas nesse trabalho foram as apresentadas a seguir. Para calcular a potência produzida no gaseificador, utiliza-se a equação 4.15.

$$P_{\text{disp}} = m \cdot \text{PCI} \cdot \eta \quad (4.15)$$

Onde:

P_{disp} : Potência produzida no gaseificador (MWt),

m : Massa de CDR (t/h),

PCI: Poder calorífico inferior do CDR (MJ/kg),

η : Eficiência do gaseificador (%).

Para calcular a energia produzida no gaseificador, utiliza-se a equação 4.16.

$$E = P_{\text{disp}} / \Delta T \quad (4.16)$$

Onde:

E = Energia disponível no gaseificador (kWh),

P_{disp} = Potência disponível (kW),

ΔT = Tempo de funcionamento (h).

Tabela 3.10 Dados da planta de gaseificação

Parâmetros	Valores	Unidades
------------	---------	----------

Vazão de entrada RSU	1	t
CDR (rejeitos, papel, plástico)	0,45	t
PCI CDR	14,9	MJ/kg
Eficiência do gaseificador	60	%
Gás de gaseificação	1080,8	m ³
PCI gás de gaseificação	5,8	MJ/Nm ³
Eficiência MCI	20	%
Potencia elétrica gerada	157,02	kWh

Fonte. Dados adaptados de Lozano (2015)

Tendo em consideração os dados da Tabela 3.10. Para a estimativa da quantidade de gás produzido através da gaseificação foram feitos os cálculos partindo da premissa que para 0,54 t de CDR são produzidos em média 1080,8 m³ de gás com um PCI de aproximadamente 5,8 MJ/Nm³ utilizado para o presente estudo, e irá gerar em energia elétrica 157,02 kWh usando MCI.

3.2 Análise Ambiental

3.2.1 Definição de objetivo e escopo

O objetivo é comparar o desempenho energético e ambiental de diferentes alternativas de tratamento e disposição final de RSU considerando diferentes rotas tecnológicas (bioquímica e termoquímica), com e sem coleta seletiva. Diferentes Cenários foram considerados tendo em conta a possibilidade de realização ou não de coleta seletiva, digestão anaeróbia, gaseificação, aterro sanitário (com e sem recuperação energética) e reciclagem.

3.2.2 Unidade funcional e função do sistema

Para todas as opções avaliadas a unidade funcional adotada é 1 tonelada de RSU gerado. A função dos sistemas considerados é a destinação final da massa de RSU gerada pelo CIMASAS e que é depositada no aterro sanitário de Itajubá (MG) por um período de 20 anos (vide Figura 3.8).



Figura 3.8 Unidade funcional

3.2.3 Fronteiras dos sistemas

Na ACV, a escolha dos limites do sistema tem um efeito relevante sobre os resultados e sua interpretação. Neste estudo, um plano de tratamento integrado de resíduos foi tido em conta, portanto, os limites compreendem não só os processos de aterro, gaseificação, digestão anaeróbia e reciclagem, mas também todos os processos complementares, tais como a recuperação de energia, tratamento de chorume, eliminação de cinzas e reutilização.

Na ACV foi aplicada uma expansão, o esquema geral das diferentes alternativas consideradas e sua fronteira é apresentada na Figura 3.9.

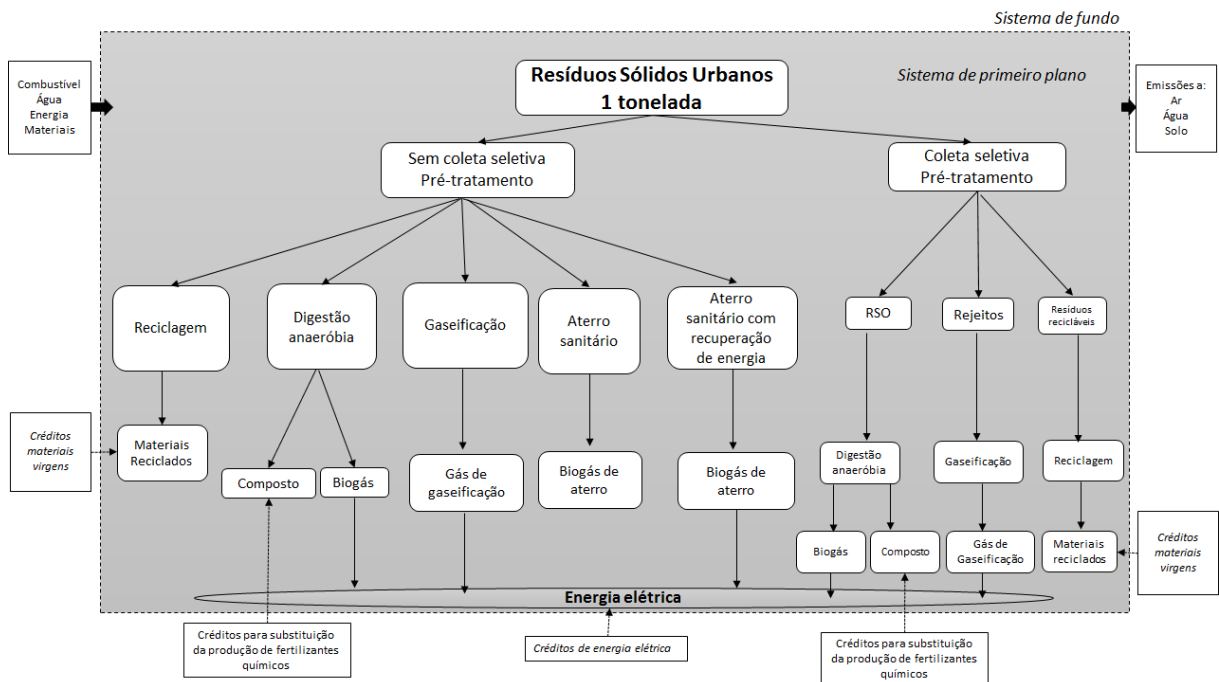


Figura 3.9 Fronteiras dos sistemas

O quadro geral da metodologia foi adotado a partir de Clift *et al.* (2000), onde são identificados os sistemas de primeiro e segundo plano. O sistema de primeiro plano é um conjunto de processos, que inclui as atividades de gestão de resíduos, através dos benefícios da recuperação de materiais e/ou de energia e a emissão para o ambiente. Dentro dos principais, estão os recursos primários que alimentam diretamente nos processos (terra, ar e possivelmente água). As emissões resultantes das atividades do primeiro plano são denominadas encargos diretos. Eles incluem as emissões atmosféricas provenientes dos veículos, da gaseificação, da digestão anaeróbia, e gás de aterro. Eles também incluem o chorume dos aterros sanitários. O sistema de segundo plano ou de fundo, inclui todos os outros processos que interagem com o sistema de primeiro plano, normalmente através de materiais e de transferência de energia (CLIFT *et al.*, 2000).

O sistema de primeiro plano (Destacado em cinza na Figura 3,2) inclui as emissões associadas às diferentes instalações de tratamento de resíduos considerados no estudo: digestão anaeróbia, gaseificação, reciclagem de materiais e aterro sanitário. As emissões resultantes do transporte de resíduos sólidos urbanos até a estação de transferência, as instalações de tratamento de resíduos, compactação dos RSU no aterro sanitário e emissões do transporte do composto e digerido também são incluídos no sistema de primeiro plano.

As emissões no sistema de primeiro plano são consideradas como emissões diretas. As emissões decorrentes dos processos no sistema de fundo são referidas como emissões indiretas e evitadas (CLIFT *et al.*, 2000; BERNSTAD e LA COUR JANSEN, 2012). O estudo inclui o fornecimento de energia elétrica, diesel e outros materiais para o sistema de primeiro plano (emissões diretas), e produção de eletricidade a partir de biogás, biofertilizantes e matérias recicláveis (emissões evitadas). Os detalhes da fronteira do sistema, incluindo a geração e utilização dos recursos secundários recuperados a partir de o sistema de primeiro plano são fornecidas na descrição de cada Cenário no capítulo 5.

A análise é realizada do “portão ao túmulo” (*gate to grave*), pois se trata de uma análise parcial de ciclo de vida, na qual o portão é a entrada frontal do sistema onde chegam os RSU. Desse modo, não são considerados os aspectos ambientais referentes ao ciclo de vida da produção de cada componente presente na massa de RSU. A exclusão destas variáveis não irá afetar os resultados já que estes são idênticos a todos os Cenários considerados e o objetivo do trabalho é compará-los.

Não são considerados os impactos do sistema de coleta de RSU já que, do mesmo modo, são assumidos como idênticos em todos os Cenários. Autores como Björklund (2000, apud: MENDES *et al.*, 2003) e Finnveden (2000), afirmam que o transporte tem importância limitada e não é um assunto chave para as ACV de sistemas de tratamento de RSU.

3.2.4 Definição de Cenários

Tendo em consideração as diferentes alternativas disponíveis para o tratamento e disposição final de RSU foram definidos seis Cenários distintos para o consorcio CIMASAS:

Cenário 1 (Cenário referência) – Aterro Sanitário sem recuperação energética e queima do biogás em Flare

Atualmente é a alternativa utilizada para a disposição final dos resíduos do consorcio CIMASAS. Neste caso, 100% do resíduo coletado é disposto no aterro sanitário e o biogás gerado é direcionado para o *flare*, não havendo recuperação energética.

Cenário 2 - Aterro Sanitário com recuperação energética em MCI.

Nesta alternativa, 100% dos resíduos coletados são dispostos no aterro sanitário. 75% do biogás gerado é utilizado para geração de energia elétrica em motores de combustão interna (MCI) e o 25% restante não é aproveitado devido às emissões fugitivas.

Cenário 3 - Sistema de tratamento de resíduos com biodigestão anaeróbia e recuperação energética em MCI

Nesta alternativa os resíduos coletados são levados a uma unidade de triagem onde é separada a parte orgânica da inorgânica. Segundo a composição gravimétrica das CIMASAS, 50,7% dos resíduos orgânicos são dispostos em um digestor anaeróbio, a fim para produzir biogás, o qual é tratado em um sistema de limpeza para a remoção do H₂S antes de ser utilizado em MCI para a geração de energia elétrica. O resíduo do biodigestor torna-se material digerido para ser tratado a fim de remover microrganismos patogênicos por meio de um processo de compostagem e, posteriormente, obtendo um condicionador de solo que pode ser utilizado como biofertilizante. O 49,3% dos inorgânicos é destinado ao aterro sanitário sem recuperação de energia.

Cenário 4 - Sistema de tratamento de resíduos com gaseificação e geração de eletricidade em MCI

Nesta alternativa os resíduos coletados são levados a uma unidade de pré-tratamento onde são separados através de tratamento mecânico para o melhor aproveitamento da energia potencial contida nos RSU, se deve separar a fração combustível que representa 45% do peso total do resíduo, segundo a composição gravimétrica apresentada para o CIMASAS, conformado pelos rejeitos, papel e plástico, os quais são selecionados para produção de CDR Combustível Derivado dos Resíduos, são utilizados para recuperação energética em um sistema de gaseificação, onde o gás gerado é limpo e posteriormente utilizado em um MCI e, as cinzas e escórias produzidas ao final do processo, são transportadas para o aterro sanitário junto com os resíduos restantes, 55%, que são destinados ao aterro sanitário sem recuperação de energia.

Cenário 5 – Sistema de reciclagem de resíduos.

Nesta alternativa os resíduos coletados são levados a uma unidade de pré-tratamento onde é recuperado um 29% dos resíduos na forma de materiais reciclados, segundo a composição gravimétrica das CIMASAS. É considerado que esse material desloca a mesma porcentagem correspondente a ser produzido utilizando matérias-primas virgens. Os 71% dos resíduos restantes, também são destinados para os aterros sanitários.

Os cenários 1, 2, 3 e 4 não consideram a realização de coleta seletiva.

Cenário 6 - Sistema integrado de tratamento de resíduos

Nesta alternativa os resíduos são coletados através de um sistema de coleta seletiva prévia separação na fonte e são levados a unidades de pré-tratamento onde os RSU são separados em suas frações orgânicas e inorgânicas.

A fração orgânica é encaminhada para uma unidade de DA para a produção de composto (que pode ser utilizado como fertilizante) e biogás (para geração de energia elétrica). A fração inorgânica é separada em materiais recicláveis e não recicláveis, sendo os primeiros levados para uma planta de reciclagem e os segundos para uma planta de gaseificação que produzirá gás de gaseificação para a geração de eletricidade.

3.2.5 Análise do inventário de ciclo de vida (AICV)

São elaborados inventários de ciclo de vida dos processos organizados em uma planilha de cálculo com as entradas de dados específicos como a composição de resíduo sólido gerado e as saídas do inventário, sendo esses dados processados por meio de balanços de massa e energia, o que permite quantificar os fluxos e estoques de materiais e elementos dentro e ao longo das

tecnologias utilizadas. Os restantes dos inventários, principalmente de encargos indiretos, foram obtidos a partir de fontes brasileiras e do banco de dados Ecoinvent 3.01, que reúne diferentes inventários de ciclo de vida assim como de artigos científicos e dissertações publicadas.

3.2.6 SIMAPRO

A ferramenta escolhida para o presente estudo é o Sistema de Medição e Melhoria da Produtividade (*SimaPro* v8.0), um modelo de software ACV desenvolvido pela empresa holandesa Pré-consultants, que compara os impactos ambientais de diferentes sistemas de gestão de resíduos urbanos, pois contém uma grande quantidade de inventários que podem ser utilizados para as tecnologias de tratamento e disposição final de RSU. O *SimaPro* é utilizado tanto para avaliação do produto e análise de processos e serviços em conformidade com a ISO 14040, incluindo extensas opções de filtragem, cenários de tratamento e reciclagem de resíduos complexos, alocação de múltiplos processos de saída e recursos analíticos.

3.2.7 Avaliação de Impacto

Dos vários métodos de AICV disponíveis no software *SimaPro* v8, foi escolhido o método CML IA *baseline* (2000), utilizado em vários países, por ser de tipo multifásico e por sua abordagem que é orientada para o problema que corresponde na ISO ao ponto intermédio no mecanismo ambiental. Segundo Silva (2005), esse indicador apresenta bons resultados quando se trabalha com resíduos sólidos.

Os modelos de caracterização recomendados no método CML IA *baseline*, para determinar os indicadores de categoria utilizados na maioria dos estudos ACV, são: acidificação, aquecimento global, eutrofização, depleção abiótica e depleção da camada de ozônio. Essas categorias foram escolhidas devido a sua importância ambiental e o fato de que são internacionalmente aceites em conformidade com as recomendações da ISO 14044 (ISO, 2006).

As categorias de impacto listadas acima são baseadas em um mecanismo ambiental identificável e eles garantem que os resultados são sólidos o suficiente para formar uma base para posterior análise ou decisões (COMISSÃO EUROPEIA, 2011; STRANDDORF *et al.*, 2005).

3.3. Eficiência Energética do Ciclo de Vida

Existem indicadores que consideram a importância do uso das energias (fósseis e renováveis), utilizando resultados obtidos por meio do balanço energético, que auxiliam na análise da viabilidade técnico-econômica e ambiental. Segundo Mata *et al.* (2013), são relatados três tipos de indicadores de eficiência energética:

- **Eficiência energética do ciclo de vida** (*Life Cycle Energy Efficiency* - LCEE): o indicador apresenta a eficiência global do ciclo de vida (Equação 4.17), dada pela relação entre a energia total de saída e a energia primária total de entrada, o indicador é expressado em MJ.

$$LCEE = \frac{\text{Energia Total de Saída}}{\text{Energia Total de Entrada}} \quad (\text{Eq. 4.17})$$

- **Relação de energia fóssil** (*Fossil Energy Ratio* – FER): é definida pela razão entre a quantidade de energia produzida e a quantidade de energia fóssil de entrada (não renovável) necessária para o sistema (Equação 4.18). Se este índice for igual a zero, então a energia é não renovável, mas também não produz energia útil. Se o índice for igual a 1, mesmo assim a energia é considerada não renovável. Um índice infinito indica que a energia é completamente renovável e qualquer valor maior do que 1 reflete que ele é renovável em um certo grau, o indicador é expressado em MJ.

$$FER = \frac{\text{Energia Total de Saída}}{\text{Energia Fóssil Entrada}} \quad (\text{Eq. 4.18})$$

- **Balanço Energético Líquido** (*Net Energy Balance* – NEB) (Equação 4.19): o índice avalia a viabilidade da produção de energias renováveis, porque mede a relação entre a energia renovável produzida e a demanda energética fóssil utilizada na produção deste (HILL *et al.*, 2006), o indicador é expressado em MJ.

$$NEB = \frac{\text{Energia Gerada de Saída}}{\text{Energia Fóssil Entrada}} \quad (\text{Eq. 4.19})$$

O método de avaliação utilizado no presente estudo é o *Cumulative Energy Demand* (CED) do SimaPro, consiste no levantamento de requerimento de energia direta e indireta usada durante todo o ciclo de vida dos insumos e materiais auxiliares, considerando todas as fases do ciclo (RÖHRLICH, 2000).

4 ANÁLISE DO INVENTÁRIO DO CICLO DE VIDA

A construção dos inventários de ciclo de vida (ICV) seguiu princípios da série de normas ISO 14040 e foi desenvolvida com auxílio de planilhas *excel*, a partir de aspectos ambientais relativos aos sistemas.

4.1 CENÁRIO 1– Aterro Sanitário sem Recuperação Energética e Queima em *Flare*.

Este Cenário representa a situação convencional da maioria dos aterros sanitários brasileiros, onde os resíduos são depositados e o gás de aterro produzido é queimado em *flares* para diminuir seu potencial poluidor, mas sem geração de energia elétrica. Esta alternativa é atualmente aplicada no CIMASAS.

De modo simplificado, um aterro de resíduos sólidos pode ser considerado um reator biológico onde as principais entradas são os RSU gerados pela população, diesel para o transporte compactador de solo, areia e a argila para cobertura da massa (formação da célula sanitária). O sistema de produto considerado no presente estudo contemplou as seguintes unidades de processo: aterro sanitário (tratamento principal), tratamento de chorume (lagoas facultativas), sistema de captação e queima do biogás.

A fim de avaliar o processo decomposição dos resíduos no aterro foi realizada uma modelagem dos principais processos que ocorrem no aterro (decomposição anaeróbia dos resíduos em biogás e formação de chorume). A partir destes resultados é possível determinar a quantidade de biogás produzido, a quantidade de lixiviado produzido e a quantidade de resíduos que permanecem depositados permanentemente no aterro (vide Tabela 5.1).

Tabela 4.1. Principais parâmetros considerados no Cenário de Aterro Sanitário.

Parâmetro	Valor	Unidade	Referência
Produção específica de biogás	104,87	m ³ biogás/t _{RSU}	(LANDGEM, v302)
Produção de metano	62,92	m ³ CH ₄ /t _{RSU}	(LANDGEM, v302)
Produção específica de chorume	0,119	m ³ Chorume/t _{RSU}	GONÇALVES, 2015
Fração de CH ₄ no biogás	60	%	(LANDGEM, v302)
Fração de CO ₂ no biogás	39	%	(LANDGEM, v302)
Eficiência do sistema de captação de biogás	75	%	(DI TRAPANI <i>et al.</i> , 2013; PARK e SHIN, 2001)
vestígios de H ₂ S, HCl, HF e outros compostos químicos	1	%	(LANDGEM, v302)

A Figura 5.1 representa os limites do sistema com as principais entradas e saídas para este Cenário. Foi considerado que do biogás produzido 25% constitui emissões fugitivas para atmosfera e 75% é utilizado para queima em *flares* (DI TRAPANI *et al*, 2013; PARK e SHIN, 2001).

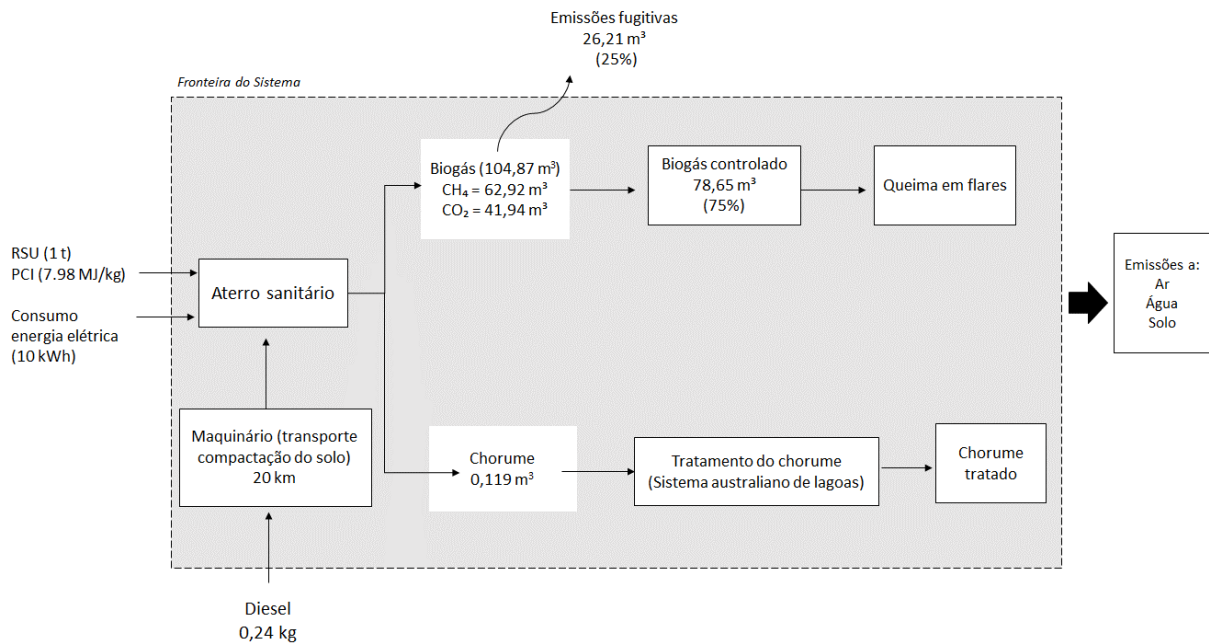


Figura 4.1. Fronteiras do sistema no Cenário 1

4.1.1 Entradas principais Cenário 1.

Na Tabela 5.2 é apresentado o inventário consolidado dos principais dados de entrada para os Cenários de aterro sanitário. Nestes Cenários, os fluxos de entrada mais relevantes são: argila, areia para paredes e a cobertura de solo. Segundo Sundqvist (1999), em um aterro sanitário ocupa-se um total de 0,125 m³ de solo por tonelada de RSU, esse solo é considerado uma depleção de recursos naturais na AICV. No Brasil, a ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas) preconiza uma cobertura de 15 cm de argila para a célula sanitária e de 60 cm para a camada final de argila compactada.

Tabela 4.2 Inventário consolidado dos dados de entrada do Cenário 1 para 1 t RSU

Entradas	Valores	Unidades
RSU	1	t
Solo ocupado	0,125	m ³
Diesel para operação do maquinário de compactação do solo	0,24	Kg/tkm
Transporte de compactação do solo	25	km
Argila	44,7	g
Areia	0,41	g

Fonte. Dados adaptados de Sundqvist (1999).

4.1.2 Inventário da queima em *flare* e emissões fugitivas

Foi considerado que 75% do biogás produzido é captado e queimado em *flares* para a conversão do CH₄ em CO₂ que é 25 vezes menos impactante o qual é emitido pela queima do gás de aterro. A Tabela 5.3 apresenta as emissões relacionadas à queima do biogás em *flare*.

Tabela 4.3 Emissão de gases durante a queima do biogás em *flare*

Gás	Emissão atmosférica	Unidades	Referência	Flare (g/m ³ biogás)
CH ₄ (direta)	NA			
CO ₂	1,69	kg/m ³ CH ₄		1,014
NO _x	0,63	g/Nm ³ CH ₄	USEPA (2008)	0,378
CO	0,74	g/Nm ³ CH ₄		0,444
Material particulado	0,24	g/Nm ³ CH ₄		0,144
Dioxinas e furanos	6,7E-09	g/Nm ³ CH ₄		4,02E-09
SO _x (como SO ₂)	80	g/ t _{RSU}	NSCA (2002)	7,63E-01
HCl	40	g/ t _{RSU}		3,81E-01
HF	8	g/ t _{RSU}		7,63E-02
Gás NMVOCs	99,23	% remoção	USEPA (2008)	

Fonte: USEPA (2008), NSCA (2002) em BEYLOT *et al.* (2013).

As emissões do aterro são divididas em emissões controladas e emissões fugitivas, essas últimas são decorrentes da ineficiência do sistema de captação de gases, estimado em 75%, e portanto, 25% do biogás produzido são consideradas emissões fugitivas e é emitido diretamente na atmosfera, o inventário dele é apresentado na Tabela 5.4. As emissões controladas são consequência da queima do biogás em *flare*.

Tabela 4.4 Inventário do biogás de aterro, emissões fugitivas e emissões controladas.

Poluente gás	Biogás do aterro (m ³)	Biogás do aterro (t)	Emissões fugitivas (t)	Emissões controladas (t)
Total de gás de aterro	104,87	1,38E-01	3,45E-02	1,03E-01
Metano	62,92	4,20E-02	1,05E-02	3,15E-02
Dióxido de carbono	41,95	7,68E-02	1,92E-02	5,76E-02
NMOC	4,19E-01	1,50E-03	3,76E-04	1,13E-03
1,1,1-Tricloroetano (metil clorofórmio) - HAP	5,03E-05	2,79E-07	6,98E-08	2,09E-07
1,1,2,2-Tetracloroetano - HAP / VOC	1,15E-04	8,05E-07	2,01E-07	6,04E-07
1,1-Dicloroetano (dicloreto de etilideno) - HAP / COV	2,52E-04	1,04E-06	2,59E-07	7,77E-07
1,1-Dicloroetano (cloreto de vinilideno) - HAP / COV	2,10E-05	8,46E-08	2,11E-08	6,34E-08
1,2-Dicloroetano (dicloreto de etileno) - HAP / COV	4,30E-05	1,77E-07	4,42E-08	1,33E-07

1,2-Dicloropropano (dicloreto de propileno) - HAP / COV	1,89E-05	8,87E-08	2,22E-08	6,65E-08
2-propanol (álcool isopropílico) - VOC	5,24E-03	1,31E-05	3,28E-06	9,83E-06
Acetona	7,34E-04	1,77E-06	4,43E-07	1,33E-06
Acrilonitrila - HAP / VOC	6,61E-04	1,46E-06	3,65E-07	1,09E-06
Benzeno - Co-disposição - HAP / VOC	1,15E-03	3,75E-06	9,37E-07	2,81E-06
Bromo diclorometano - VOC	3,25E-04	2,22E-06	5,54E-07	1,66E-06
Butano - VOC	5,24E-04	1,27E-06	3,17E-07	9,51E-07
Dissulfeto de carbono - HAP / VOC	6,08E-05	1,93E-07	4,82E-08	1,44E-07
Monóxido de carbono	1,47E-02	1,71E-05	4,28E-06	1,28E-05
Tetracloroeto de carbono - HAP / VOC	4,19E-07	2,68E-09	6,71E-10	2,01E-09
Carbonilo sulfeto - HAP / VOC	5,14E-05	1,28E-07	3,21E-08	9,63E-08
Cloro benzeno - HAP / VOC	2,62E-05	1,23E-07	3,07E-08	9,21E-08
Chlorodifluoromethane	1,36E-04	4,90E-07	1,23E-07	3,68E-07
Cloro etano (cloreto de etil) - HAP / COV	1,36E-04	3,66E-07	9,15E-08	2,74E-07
Clorofórmio - HAP / VOC	3,15E-06	1,56E-08	3,91E-09	1,17E-08
Cloro metano - VOC	1,26E-04	2,64E-07	6,61E-08	1,98E-07
Diclorobenzeno - (HAP para o isômero para / VOC)	2,20E-05	1,35E-07	3,37E-08	1,01E-07
Chlorodifluoromethane	1,68E-03	8,44E-06	2,11E-06	6,33E-06
Dichlorofluorométhane - VOC	2,73E-04	1,17E-06	2,92E-07	8,75E-07
Adicionou-se diclorometano (cloreto de metileno) - HAP	1,47E-03	5,19E-06	1,30E-06	3,89E-06
Sulfureto de dimetilo (sulfureto de metilo) - VOC	8,18E-04	2,11E-06	5,28E-07	1,59E-06
Etano	9,33E-02	1,17E-04	2,92E-05	8,76E-05
Etanol - VOC	2,83E-03	5,43E-06	1,36E-06	4,07E-06
Mercaptano de etilo (etanotiol) - VOC	2,41E-04	6,23E-07	1,56E-07	4,67E-07
Etilbenzeno - HAP / VOC	4,82E-04	2,13E-06	5,33E-07	1,60E-06
Dibrometo de etileno - HAP / VOC	1,05E-07	8,20E-10	2,05E-10	6,15E-10
Fluorotriclorometano - VOC	7,97E-05	4,55E-07	1,14E-07	3,42E-07
Hexano - HAP / VOC	6,92E-04	2,48E-06	6,20E-07	1,86E-06
Sulfato de hidrogênio	3,78E-03	5,35E-06	1,34E-06	4,01E-06
Mercúrio (total) - HAP	3,04E-08	2,54E-10	6,34E-11	1,90E-10
Metil-etil-cetona - HAP / VOC	7,45E-04	2,23E-06	5,58E-07	1,67E-06
Metilisobutilcetona - HAP / VOC	1,99E-04	8,30E-07	2,08E-07	6,23E-07
Metil-mercaptano - VOC	2,62E-04	5,25E-07	1,31E-07	3,93E-07
Pentano - VOC	3,46E-04	1,04E-06	2,60E-07	7,79E-07
Percloroetileno (tetracloroetileno) - HAP	3,88E-04	2,68E-06	6,69E-07	2,01E-06
Propano - VOC	1,15E-03	2,12E-06	5,29E-07	1,59E-06
t-1,2-Dicloroeteno - VOC	2,94E-04	1,18E-06	2,96E-07	8,88E-07
Tolueno - Co-disposição - HAP / VOC	1,78E-02	6,83E-05	1,71E-05	5,12E-05
Tricloroetileno (tricloroetileno) - HAP / VOC	2,94E-04	1,60E-06	4,01E-07	1,20E-06
Cloreto de vinilo - HAP / VOC	7,66E-04	1,99E-06	4,98E-07	1,49E-06
Xilenos - HAP / VOC	1,26E-03	5,56E-06	1,39E-06	4,17E-06

4.1.3 Inventário do Tratamento de Chorume

O aterro conta com um sistema de coleta, remoção e tratamento de chorume, instalado acima do sistema de impermeabilização, que o conduz para um tratamento em sistema australiano de lagoas (composto de uma lagoa anaeróbia, com altura de cinco metros e seguido de lagoa facultativa, com altura de dois metros), que é comumente utilizado no país, para diminuir as altas concentrações de componentes orgânicos e inorgânicos. Posteriormente o chorume é levado, a uma estação de tratamento de efluentes, e depois lançado em curso d'água próximo.

A fim de evitar a fuga de chorume é utilizada como membrana no aterro, uma tampa superior e inferior de polietileno de alta densidade (HDPE). Adotou-se uma precipitação média anual para Itajubá de 1.500 mm (CLIMATE, 2016). E uma formação de chorume de 0,119 m³ de chorume por tonelada de resíduo aterrado (GONÇALVES, 2015).

As emissões para a água referem-se ao chorume tratado nas lagoas facultativas, a caracterização dele é apresentada na Tabela 5.5, onde é mostrada, inicialmente, a faixa de variação da concentração do chorume de aterros sanitários nacionais (NAKAMURA, 2012). A grande amplitude verificada nos dados conduziu à adoção de valores relativos a um aterro real, situado no Estado de Minas Gerais com idade de 1,7 anos (DIAS, 2012), também são apresentadas as emissões para o sistema de tratamento de efluentes, a partir dos sistemas de tratamento de chorume do aterro sanitário.

Tabela 4.5 Inventário das emissões do chorume do aterro sanitário para a água

Poluente	Varição da composição de chorume nacional ¹	Afluente aterro real 1,7 anos ²	Eficiência média do tratamento % ³	Concentração média no chorume tratado (mg/L)
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	20-8600	2137	85	321
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	190-22300	3831	80	766
Sólidos Suspensos Totais (SST)	5-700	745	80	149
Sólidos resolvidos (SDT)		3780	80	756
Sólidos Inorgânicos (ST)		5275	80	1055
Amônia (N-NH ₃)		425	60	170
Nitrogênio, orgânico ligado (N –org)	400 - 1200	32	60	13
N-NO ₃	0-3,5			
PT	0,1-15			

Fonte: ¹BASTOS *et al.* (2003); SOUTO e POVINELLI, (2007) em NAKAMURA, (2012); ²DIAS (2012); ³VON SPERLING (2014)

A definição dos usos atribuídos às classes de corpos d'água, bem como as condições e padrões de qualidade das águas, para o lançamento de efluentes nos referidos corpos hídricos, está contida nas seguintes legislações respeitadas suas esferas de aplicação [em âmbito federal, o CONAMA (Conselho Nacional de Meio Ambiente) publicou as Resoluções CONAMA nº 357/05 e nº 430/2011, sendo que esta última trouxe alterações e complementações à primeira; em âmbito estadual o COPAM (Conselho Estadual de Política Ambiental), conjuntamente com o CERH (Conselho Estadual de Recursos Hídricos) publicou a Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH nº 01/2008].

4.1.4 Inventário de diesel para transporte e compactação

Como este é um estudo comparativo diferencial de ACV, os processos que são idênticos em cada alternativa (como o transporte desde as casas onde os resíduos são gerados para a estação de transferência) foram omitidos já que eles não vão afetar os resultados globais (FINNVEDEN, 2008).

Tabela 4.6 Inventário ciclo de vida para o diesel

Parâmetros	Quant./ Kg de Diesel		Parâmetros	Quant./ Kg de Diesel	
Emissões para o ar			Entradas		
RCHO	7,35E-08	kg	Energia	2,57	MJ
NH ₃	3,68E-08	kg	Bauxita	3,19E-04	kg
CH ₄	4,00E-06	kg	Petróleo bruto	1,04	kg
CO	2,68E-04	kg	Gás natural	4,41E-02	kg
CO ₂	2,30E-01	kg	Água	7,36E-03	kg
C _x H _y	1,56E-03	kg	Emissões para a água		
C _x H _y alifático	5,17E-04	kg	DBO	1,10E-08	kg
MP	2,00E-06	kg	Cl ⁻	4,22E-06	kg
H ₂	1,99E-04	kg	DQO	2,32E-06	kg
H ₂ S	6,81E-06	kg	Petróleo	3,05E-05	kg
HCl	2,31E-06	kg	C _x H _y alifático	4,35E-07	kg
Metais não especificados	7,75E-06	kg	COD	2,33E-05	kg
C _x H _y S	2,30E-06	kg	Íons metálicos	3,98E-06	kg
N ₂ O	8,82E-08	kg	Na ⁺	3,00E-06	kg
COVNM	2,03E-04	kg	Óleo	1,53E-06	kg
NO _x	3,13E-03	kg	C ₆ H ₅ OH	7,75E-07	kg
SO ₂	1,32E-03	kg	SST	1,10E-08	kg
Fuligem	2,04E-06	kg	Resíduos sólidos		
SO _x	4,95E-05	kg	Resíduos Minerais	8,83E-04	kg
COV	3,77E-06	kg	Resíduos de óleo	3,00E-04	kg
			Escória	7,79E-06	kg

Fonte. Dados adaptados de Borges (2004)

O consumo de diesel no maquinário para compactação do solo utilizado é de 0,24 kg de diesel para cada tonelada de RSU transportado, compactado e formação da célula sanitária do aterro (LEME *et al.*, 2014). A Tabela 5.6 mostra o inventário do diesel consumido, é assumido o inventário proposto por Borges (2004) para o Brasil.

As emissões liberadas a partir da queima de combustíveis fósseis como o gás natural, diesel, gasolina e gás propano líquido são: CO₂, CO, NO_x, PM₁₀, SO₂, CH₄, N₂O (EPA, 1996) e dioxinas (USEPA, 1995).

4.1.5 Inventário da Eletricidade

A Figura 5.2 apresenta as fronteiras do sistema para a produção de eletricidade considerada nesse estudo. A geração de energia elétrica no Brasil é composta basicamente por subsistemas interconectados. Logo, para as fronteiras desse sistema consideraram-se as principais fontes de energia que compõe a matriz elétrica brasileira.

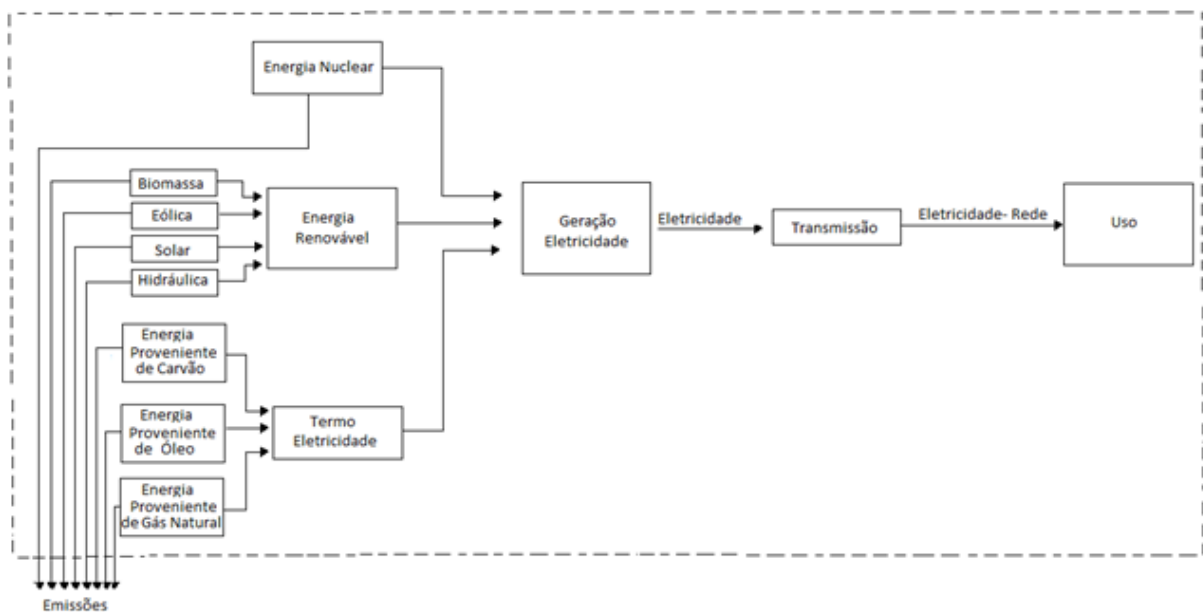


Figura 4.2 Fronteiras do sistema da eletricidade

Para as emissões relacionadas ao uso da energia elétrica que alimenta o sistema foi realizado um inventário para este recurso, considerando as características da matriz de energia elétrica brasileira (vide Tabela 5.7) e utilizando dados do Ecoinvent para cada uma das fontes de energia elétrica.

Tabela 4.7 Eletricidade por fonte de energia no Brasil

Oferta interna de energia elétrica por fonte	%
Biomassa	7,3
Eólica	2
Gás natural	13
Derivados de petróleo	6,9
Nuclear	2,5
Carvão e derivados	3,2
Hidráulica	65,2

Fonte. BEN (2015)

Para caracterizar o inventário da Energia elétrica no Brasil, são apresentadas a seguir, as principais referências utilizadas, de acordo com as fontes de energia que participam na matriz elétrica brasileira.

- **Energia proveniente de fontes hidráulicas**

Atualmente, no Sistema Interligado Nacional existem 164 aproveitamentos hidrelétricos em operação no ano de 2015, que estão localizadas em todas as regiões do Brasil (ONS, 2015). No entanto, a maior fonte de energia hidráulica provém de Itaipu, responsável por cerca 17% do total de energia consumida no Brasil (ITAIPU, 2014). Logo, para o inventário da produção de eletricidade proveniente de fontes hidráulicas, utilizou-se um conjunto de dados da literatura, que representa uma hidrelétrica de reservatório conectado à rede. As plantas do reservatório são modeladas com plantas características de regiões tropicais. O tempo de vida assumido é de 150 anos (KARIN TREYER, PAUL SCHERRER, 2007).

- **Energia proveniente de fontes nucleares**

Atualmente no Brasil, estão em operação as usinas de Angra 1 e Angra 2, que juntas geram aproximadamente 14.640.181,7 MWh (ELETROBRÁS ELETRONUCLEAR, 2014).

- **Energia proveniente de termelétricas a carvão mineral**

Segundo o relatório do Balanço Energético Nacional 2014, a geração elétrica proveniente de usinas termelétricas a carvão mineral, teve um crescimento de cerca de 75% em relação ao ano anterior, o que causou um aumento significativo de emissões de GEE.

Os dados fornecidos para a confecção do inventário de ciclo de vida da energia elétrica proveniente de usinas termelétricas a carvão mineral foram baseados nos estudos de Dones *et al.*, (2007).

- **Usinas térmicas a gás natural e derivados do petróleo**

Segundo o relatório do Balanço Energético Nacional 2014, a geração elétrica proveniente de usinas termelétricas a carvão mineral, teve um crescimento de cerca de 47% em relação ao ano anterior.

Basicamente, os dados utilizados nos inventários foram coletados de fontes secundárias, provenientes do estudo de Itten *et al.* (2014).

4.2 CENÁRIO 2 – Aterro Sanitário com Recuperação Energética em MCI.

O Cenário 2 é semelhante ao Cenário 1 com a diferença de que neste caso existe a geração de energia elétrica a partir do biogás captado pelo sistema de coleta (vide Figura 5.3). Emissões evitadas são calculadas com base na substituição de eletricidade produzida a partir de gás de aterro nos MCI por aquela obtida da rede elétrica do Brasil.

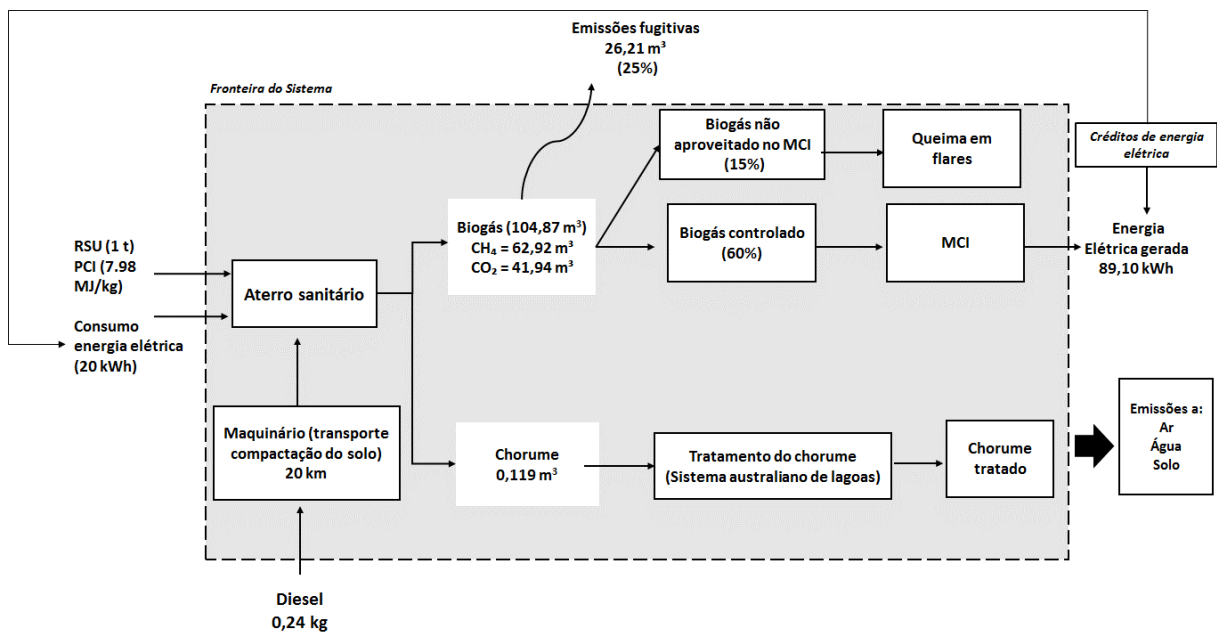


Figura 4.3 Fronteiras do sistema no Cenário 2

O biogás é queimado em motores de combustão interna com uma eficiência de 33% para produzir 89,10 kWh ou 321 MJ de eletricidade por tonelada de RSU conforme apresentado no Item 4.4.1. Não é considerada a recuperação energética do calor dissipado pelos motores para cogeração devido à inexistência de uma demanda de calor no local onde serão instalados os motores.

Neste Cenário, os impactos primários correspondem às emissões dos gases oriundos do aterro que escapam como emissões fugitivas, dos poluentes emitidos pelos grupos geradores de eletricidade e da queima em *flares* e do sistema de tratamento de chorume. Os impactos secundários advêm do uso de diesel no sistema de transporte e compactação dos resíduos e dos impactos evitados devido ao fornecimento de energia ao sistema elétrico brasileiro.

Os inventários de dados de entrada, emissões fugitivas, do tratamento de chorume, do diesel para transporte e compactação, da eletricidade consumida no processo e da queima em *flares* foram consideradas iguais ao Cenário 1.

4.2.1 Inventário de Emissões do Motor de Combustão Interna

As emissões de gases de aterro são tipicamente controladas pela instalação de sistemas de coleta e queima de biogás. O biogás coletado é aproveitado em MCI, que são a alternativa mais comum no aproveitamento de gases de aterro para geração de energia elétrica devido a seu baixo custo de investimento e facilidade de operação e manutenção.

Os dados do inventário das emissões do MCI são apresentados na Tabela 5.8. Estes dados serão utilizados também no Cenários 3 do presente estudo.

Tabela 4.8 Fatores de emissão durante o processo de utilização de biogás em MCI

Emissões ao ar	Motor de combustão interna (MCI)	Unidades	Referência	MCI (g/m ³ biogás)
NO _x	11,60	g/Nm ³ CH ₄	USEPA (2008)	6,96
CO	8,460	g/Nm ³ CH ₄		5,076
PM	0,233	g/Nm ³ CH ₄		0,139
SO _x como SO ₂	100	g/ t _{RSU}	NSCA (2002)	0,953
HCl	9	g/ t _{RSU}		0,085
HF	10	g/ t _{RSU}		0,095
Gás NMVOCs	95,15	% remoção	USEPA (2008)	

Fonte: USEPA (2008), NSCA (2002) em BEYLOT *et al.* (2013).

4.3 CENÁRIO 3. Sistema de Tratamento de Resíduos com Biodigestão Anaeróbia e Recuperação Energética em MCI

Este Cenário tem como premissa o aproveitamento da parte orgânica dos RSU que corresponde a um 50,72%, os restantes (resíduos inorgânicos) são destinados a um aterro sanitário sem recuperação energética, para isso foi simulado um aterro sanitário específico para esse cenário

tendo em consideração a porcentagem de emissões, mas utilizando os inventários do Cenário 1. Estima-se que são coletadas diariamente no CIMASAS 57,42 t de resíduos orgânicos. A projeção de resíduos orgânicos para o CIMASAS pode ser encontrada no APÊNDICE A.

A fronteira do sistema para o Cenário 3 (vide Figura 5.4), começa com a entrada dos RSU. Para a fração orgânica são consideradas as seguintes etapas: (i) processo de pré-tratamento para preparação da pasta; (ii) digestão anaeróbia, (iii) produção e limpeza de biogás para a geração de eletricidade utilizando MCI. O material digerido será utilizado na produção de biofertilizante. As emissões associadas ao transporte dos resíduos à planta, construção e manutenção da mesma, não foram incluídos neste estudo.

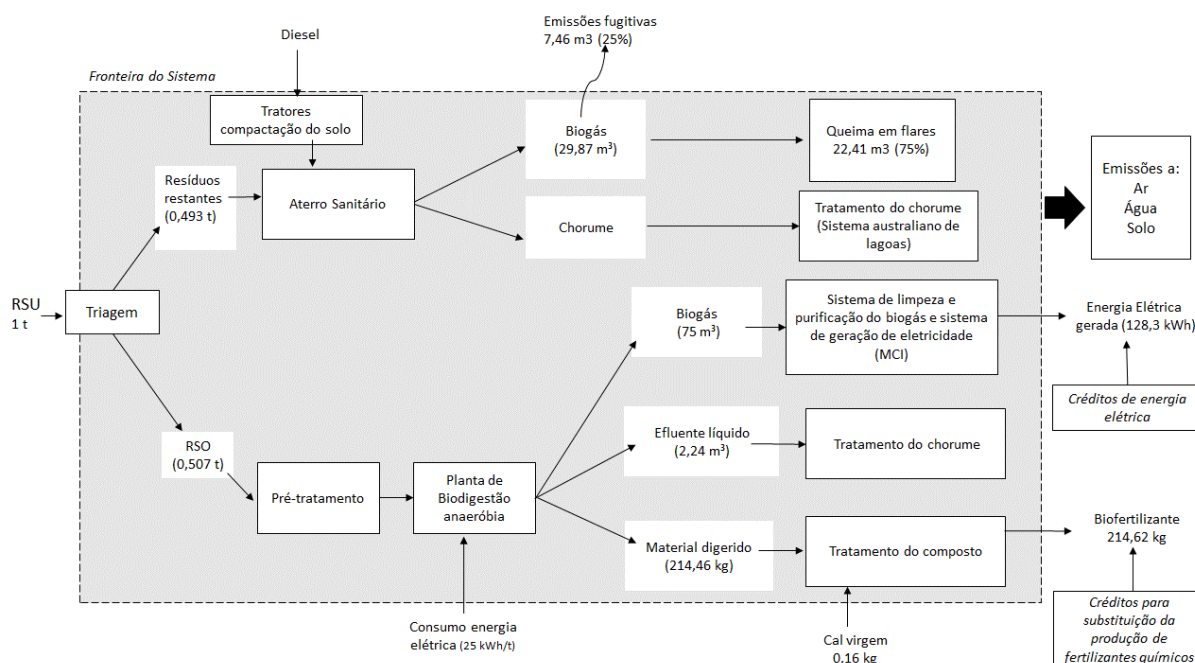


Figura 4.4 Fronteiras do Cenário 3.

4.3.1 Inventário de Digestor anaeróbio.

Na digestão anaeróbia, os resultados podem variar de acordo com a tecnologia adotada, ou seja, processo húmido ou processo seco, porque o rendimento de biogás e os consumos de água e energia são diferentes. O presente trabalho optou para avaliar as tecnologias de biodigestão anaeróbia de RSU via seca, pois, quando comparadas à via úmida, os processos biológicos são mais estáveis, os sistemas são mais robustos, consomem menos energia, geram menos efluente líquido e possuem uma menor demanda de água, foi selecionado a tecnologia DRANCO, pela capacidade da planta, a quantidade resíduos, tempo de retenção e o tipo de reator.

Foi considerado uma produção de biogás de 75 m³ por 0,507 t_{RSO}. Os resultados são afetados pelas hipóteses sobre a utilização de biogás (FINNVEDEN *et al.*, 2005; BERGLUND e BÖRJESSION, 2006). No presente estudo é utilizado para a geração de energia elétrica 128,3 kWh por 0,507 tonelada de resíduos orgânicos.

O material sólido produzido pela digestão anaeróbica, chamado "material digerido", é suposto que passa por um processo aeróbio para produzir o composto ou biofertilizante, que pode ser utilizado da mesma maneira como o produzido pelo processo de compostagem convencional. (PUNZI, 2009).

A qualidade do biogás produzido está fortemente relacionada com as características do resíduo sólido orgânico utilizado para produzi-lo e do tipo de biodigestor utilizado seguindo a abordagem de Moller *et al.* (2009). Os dados de entrada no biodigestor anaeróbio são mostrados na Tabela 5.9.

Tabela 4.9 Dados de entrada digestor anaeróbio para 0,507 t_{RSO}

Entradas	Valores	Unidade
RSO	0,507	t
Consumo de Eletricidade	25	kWh
Produção de Biofertilizante	214,62	kg
Biogás	75	m ³

As emissões de metano, podem ocorrer, durante o tratamento do composto orgânico gerado, e também durante a combustão do biogás em motor estacionário. A Tabela 5.10 se apresenta a composição do biogás obtido no DA.

Tabela 4.10 Composição do biogás do digestor anaeróbio

Biogás	%
Metano CH ₄	60
CO ₂	35
Sulfeto de hidrogênio H ₂ S	1,67
Amônia NH ₃	1,67
Água	1,67

Fonte. Gomez (2010)

4.3.2 Inventário do sistema de limpeza e purificação do biogás e Motor de Combustão Interna

Assume-se que o biogás é usado para produzir eletricidade utilizando um conjunto gerador com um sistema de filtro para o beneficiamento do biogás, com limalha de ferro no seu interior, para remoção de H₂S (PERSSON, 2003). Emissões a partir da combustão do biogás no MCI são as mesmas apresentadas para o Cenário 2.

4.3.3 Inventário de tratamento do composto

A digestão anaeróbia em reatores é feita em 21 dias, sendo necessário uma compostagem complementar. Para que o composto possa ser utilizado na produção agrícola o processo deve ser realizado aerobiamente. Isto implica a utilização de uma área muito menor para o processo de compostagem assim como a possibilidade de implantação em áreas mais próximas aos centros urbanos.

A produção de composto no DA foi baseada em produções médias, considerou-se que foi desidratado em um sistema natural (em leitos de secagem, sem consumo de energia), com higienização para uso como biofertilizante e/ou corretor de pH de solo cultivável. Para isso foi considerado a adição de cal virgem (ANDREOLI *et al.*, 2013).

A principal emissão gasosa do processo de compostagem é o CO₂ biogênico que é contabilizado como parte do ciclo natural do carbono, não é considerado como uma emissão à atmosfera (EGGLESTON *et al.*, 2006), a maioria dos estudos as consideram como neutro em relação ao GWP para o compostagem (BLENGINI, 2008a, b; LEE *et al.*, 2007).

Durante a degradação aeróbica do composto, se apresentam também emissões de carbono e nitrogênio. A forma e proporção destas emissões, dependem de fatores como a umidade, o fornecimento de oxigênio e a relação C/N durante o processo de compostagem (KIRCHMANN, 1989).

Os principais GEE formados durante o processo de compostagem que contribuem para o aquecimento global são o CH₄ e o N₂O. A emissão desses gases depende da tecnologia utilizada, da composição dos resíduos e, sobretudo, da gestão do processo.

A produção de composto maduro exige a degradação de 40-83% do carbono contido no composto. A maioria desse carbono é emitido como CO₂ biogênico, pequenas percentagens são emitidas como CH₄. Se biofiltros estão presentes, parte do CH₄ pode ser oxidado e convertido em CO₂ biogênico adicional.

Óxido nitroso (N₂O) é formado principalmente nos gradientes de oxigênio (BECK, 2000) como um subproduto da nitrificação e desnitrificação (EGGLESTON *et al.*, 2006). O óxido nitroso é produzido principalmente na fase posterior do processo de compostagem, quando o C prontamente disponível foi consumido. As emissões do tratamento de composto é apresentado na Tabela 5.11.

Tabela 4.11 Inventário de 1 t de composto

Substância	Tipo	Unidade	Composto
CO ₂ biogénico	Emissões ao ar	kg	353
Óxido nitroso (N ₂ O)	Emissões ao ar	kg	0,40
2 – Penteno (trans)	Emissões ao ar	g	0,60
Butoxypropylacetato	Emissões ao ar	g	0,45
Ácido Sulfúrico	Emissões ao ar	g	0,45

Fonte. Boldrin *et al.* (2010)

A formação de outros GEE adicionais ao CO₂, CH₄ e N₂O é muito improvável em locais que utilizam a compostagem, portanto, não são abordados neste estudo.

Emissões para a água são consideradas em poucos estudos (AYE e WIDJAYA, 2007; BOVEA e POWELL, 2006; CABARABAN *et al.*, 2008), enquanto outros, em linha com Bjarnadottir *et al.* (2002) assumem que a produção de lixiviados e as emissões relacionadas a este ou não ocorrem ou são insignificantes. Por tanto, as emissões através de formação de lixiviados não foram incluídos nas análises.

4.3.4 Biofertilizante

O biofertilizante contém nutrientes que podem deslocar o uso de fertilizantes minerais produzidos por processos industriais (na maioria das vezes fertilizantes N, P e K). Isso pressupõe, no entanto, que o composto é usado racionalmente como parte de um plano de fertilização. A produção de biofertilizante para 0,507 tonelada de RSO estão entorno de 214,62 kg (VON SPERLING, 2014).

O biofertilizante é utilizado na preparação dos meios de crescimento enriquecido, assumiu-se que o composto produzido é usado na agricultura em substituição de fertilizantes minerais com o mesmo conteúdo de nutrientes (N, P e K) (vide Tabela 5.12), considerando o coeficiente seguinte substituição: 20% de N, 100% de P, e de 100% para K.

Tabela 4.12 Fertilizantes inorgânicos substituíveis por utilização de composto.

Nutriente	Conteúdo de nutriente (mg nutriente/kg composto seco)	Substituição de fertilizantes inorgânicos (mg/kg)
Nitrogênio	5,58	1,116
Fósforo	43,26	43,26
Potássio	51,16	51,16

Fonte: Adaptado de Boldrin *et al.* (2010)

A produção de fertilizante mineral implica o uso de energia e outros materiais, que geram emissões de GEE, as mais comuns por kg de nutrientes produzidos são eq 4.75-13.0 kg CO₂ para fertilizantes nitrogenados, 0,52-3,09 kg CO₂ eq para P e 0,38-1,53 kg CO₂ eq de K (BOLDRIN *et al*, 2009). A variabilidade entre diferentes fontes é, pelo menos, parcialmente devido ao mix de energia considerada para a produção de eletricidade.

Os benefícios adicionais associados com o uso de compostagem, tais como aumento da retenção de umidade e supressão de plantas daninhas não foram quantificados. ACV para a produção de fertilizantes minerais foram utilizados de ECOINVENT.

Por outro lado, a metodologia de ACV utilizada neste estudo considera o composto apenas como um fertilizante, mas também existem uma série de indicadores ambientais locais, tais como a qualidade do solo (matéria orgânica, teor de água e salinidade) ou grau de erosão, que devem também ser tida em conta.

4.3.5 Inventário de tratamento do chorume

Emissões para a água na planta de DA ocorrem principalmente na fase de fermentação. Parcialmente permanecem na digestão dos resíduos, metais pesados e nutrientes, chorume para o efluente de água e, no composto (em fase de maturação não há lixiviação de metais ou de outros nutrientes assumidos).

O chorume é tratado em um sistema australiano de lagoas, buscando diminuir as altas concentrações de componentes orgânicos e inorgânicos.

Após o digerido é desidratado, uma proporção do líquido resultante é devolvido para o misturador e o resto é tratado. A Tabela 5.13 mostra a concentração padrão usado para cada tipo de emissão no chorume assim como a eficiência de remoção e os dados de chorume tratado.

Tabela 4.13 Inventário das concentrações das emissões do tratamento do chorume

Emissões	Concentração (mg/L)	Referência	Eficiência de remoção	Referência	Chorume tratados
DBO	2231	a	85	e	446,2
DQO	11245	b	80	d	2249
TSS	1406,5	a	80	d	281,3
Total N	1309,5	a	60	d	523,8
Fosfato	58,2	a	84	d	9,312

Fonte: a. Adaptado de Sancartier *et al*. (2011), b. Adaptado de Nakamura, (2012), c. Adaptado de Schmidt *et al*. (2001), d. Adaptado de Rodriguez – Garcia (2011), em Levis e Barlaz (2013). e. Von Sperling (2014) em Gonçalves (2014)

4.4 CENÁRIO 4. Sistema de Tratamento de Resíduos com Gaseificação e Geração de Eletricidade em MCI

Este Cenário tem como premissa o aproveitamento energético da fração combustível dos RSU através da implementação de um sistema de gaseificação.

Os RSU são misturas de diferentes materiais orgânicos e inorgânicos, pelo que resulta um verdadeiro desafio reduzir a sua heterogeneidade, alterar a umidade, as dimensões, o teor de cloro e metais, entre outras propriedades a fim de obter um combustível com alto poder calorífico que possa ser aproveitado em um sistema de gaseificação.

A fronteira do sistema para o Cenário 4 (vide Figura 5.5), começa com a triagem dos RSU, para o aproveitamento da energia potencial contida nos RSU, se deve separar a fração combustível que representa 45% do peso total do resíduo, segundo a composição gravimétrica apresentada para o CIMASAS, conformado pelos rejeitos, papel e plástico, os quais são selecionados para ser transformados em CDR, passando depois por várias etapas entre elas a gaseificação, o sistema de limpeza e o MCI para a geração de eletricidade; a fração dos resíduos restantes é levada para o aterro sanitário sem recuperação de energia, o qual também foi simulado considerando as emissões especificamente para esse cenário.

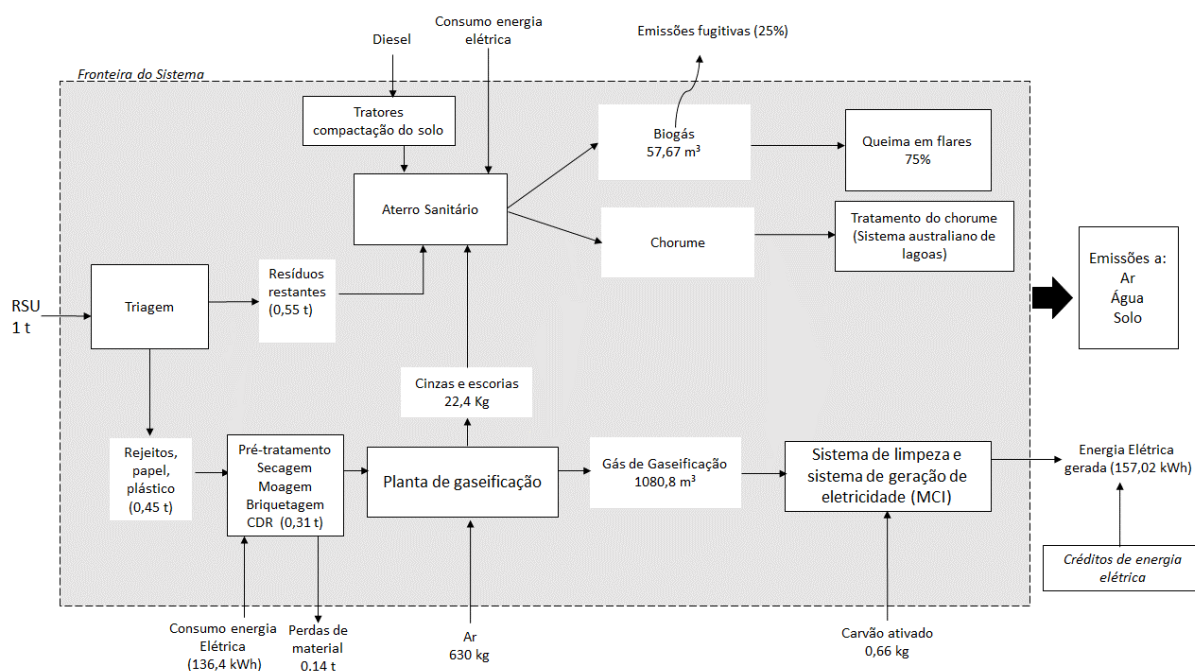


Figura 4.5 Fronteiras do Cenário da gaseificação

A linha de pré-tratamento para a transformação de RSU em CDR, para o presente estudo está composta pelos seguintes sistemas: triagem, trituração, redução de tamanho, classificação, separação, secagem e compressão.

Os RSU entram a uma mesa de triagem ou neste caso classificação manual indicada para cidades pequenas ou de médio porte. Será necessária uma mesa estática, localizada no interior da instalação situada em posição que facilite o manuseio dos resíduos em função do ponto de recebimento e da saída deles onde é feita uma seleção manual dos resíduos.

A secagem tem a finalidade de diminuir a quantidade de água dos resíduos. A seguir a moagem ou trituração com o fim de uma redução de tamanho das partículas e pôr fim a briquetagem ou compactação para concentrar a energia disponível no CDR (RUOPPOLO *et al.*, 2012; AMMENDOLA *et al.*, 2012). O Combustível Derivado de Resíduos (CDR) obtido no pré-tratamento é encaminhado a um gaseificador, os resíduos restantes são destinados para o aterro sanitário sem recuperação energética. Considerou-se para este estudo, um fluxo de entrada de resíduos de 1t de RSU, e a partir da composição gravimétrica se obtém 0,45 t de CDR.

Os balanços de massa e energia necessários para a operação da planta de pré-tratamento, gaseificação e de produção de eletricidade em MCI foram realizados baseados em Lozano (2015). A figura 5.6, apresenta uma representação esquemática dos balanços de massa e energia para o sistema de tratamento de resíduos com gaseificação e geração de eletricidade em MCI.

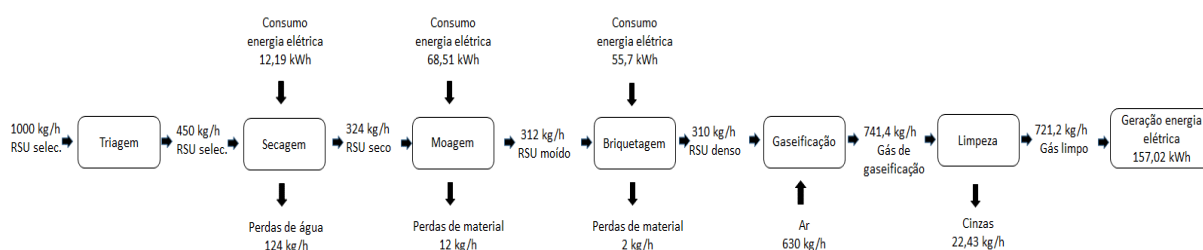


Figura 4.6 Balanços de massa e energia para o sistema de tratamento de resíduos com gaseificação e geração de eletricidade em MCI.

4.4.1 Inventário do gaseificador

O gaseificador *downdraft* de alta temperatura, é a tecnologia de gaseificação dos resíduos mais utilizada: os CDR são carregados na parte superior do gaseificador. As entradas no gaseificador incluem os parâmetros de desempenho e as propriedades da matéria-prima usada no gaseificador, os dados são apresentados na Tabela 5.14.

Tabela 4.14 Entradas no Cenário de gaseificador

Nome	Quantidade	Unidade
Vazão de entrada de Resíduos	1	t
CDR (Rejeitos, papel e plástico)	0,45	t
Eletricidade pré - tratamento	136,4	kWh**
Ar	630	kg**

Fonte. Adaptado de Lozano (2015)**

Uma das variáveis operacionais mais importantes na gaseificação com ar é a Relação de equivalência (RE), esta variável corresponde ao valor da relação de ar combustível real utilizado durante o processo, dividido pela relação de ar combustível estequiométrico, definida por Tinaut *et al.* (2006).

Da análise de sensibilidade apresentado na pesquisa de Lozano (2015) se obteve como resultados valores ideais da RE (0,25 - 0,3), o qual é tomado, para calcular os valores da composição do gás de gaseificação para o presente estudo. Os principais componentes do gás de gaseificação, H₂, CO, CH₄ e CO₂, sofrem alterações com o aumento da temperatura e o tempo de residência no interior do reator de gaseificação. A variação da composição do gás de gaseificação em função da RE é apresentada na Figura 5.7.

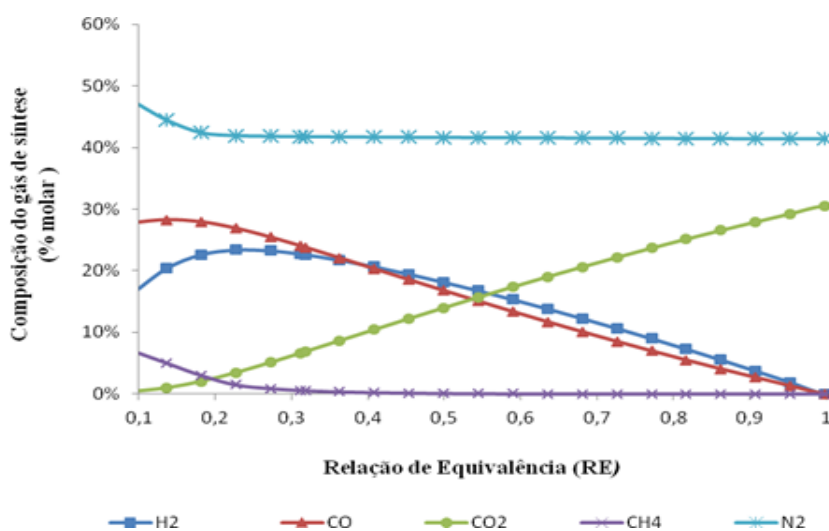


Figura 4.7 Variação da composição do gás de gaseificação em função da RE

Fonte. Lozano (2015)

Na Tabela 5.15, é apresentado a média da composição do gás de gaseificação com um PCI de aproximadamente 5,8 MJ/Nm³ utilizado para o presente estudo (LOZANO, 2015).

Tabela 4.15 composição do gás de gaseificação

Gás de gaseificação	% Volume gás úmido
CO	26
H ₂	24,5
CO ₂	4,5
CH ₄	2
N ₂	43

Fonte. Lozano (2015)

No gaseificador a alta temperatura, escórias e metais podem ser assumidos como imediatamente e completamente reciclável (ARENA & DI GREGORIO, 2013; LECKNER, 2015). Isto está relacionado com a evidência de que: (i) os elementos inorgânicos não-voláteis são concentrados originais na escória, e os metais pesados de baixo ponto de ebulição, tais como chumbo e zinco, são quase completamente transferidos para a fase gasosa e, em seguida capturado pelo sistema de limpeza; (ii) os metais de alta ponto de ebulição, como cobre e ferro, estão concentrados principalmente no fluxo de metal sob formas não-oxidada (JUNG *et al.*, 2005; ARENA e DI GREGORIO, 2013).

4.4.2 Inventário de sistema de limpeza de gás de gaseificação

O gás de gaseificação que sai de um gaseificador contém impurezas na matéria-prima. As pesquisas na limpeza do gás produto da gaseificação da biomassa concentram-se principalmente na remoção de material particulado e alcatrão para uso em motores de combustão interna (ARAVIND, *et al.*, 2008). A limpeza do gás de gaseificação foi feita em um ciclone para remoção de partículas finas. Se utilizou o carvão ativado na remoção dos compostos de enxofre (vide Tabela 5.16). Além disso um filtro de manga para remover efetivamente partículas na faixa de 0,5 a 100 µm de diâmetro, garantindo a qualidade do gás de síntese que é adequada para ser utilizada como combustível por um MCI.

Tabela 4.16 Entradas do sistema de limpeza de gás de gaseificação (kg/t_{RSU})

Carvão ativado	0,66 kg
----------------	---------

Fonte. Adaptado de Arena (2015)

As cinzas recolhidas como escórias de fundição do fundo do gaseificador, que são diretas e integralmente materiais recuperáveis, desempenham um papel limitado devido ao pequeno impacto do material substituído na construção de estradas. Por outro lado, essa quantidade de resíduos sólidos inertes é completamente desviada para aterros e contribui para a economia de recursos da terra, os quais não são considerados no presente estudo.

4.4.3 Inventário do Motor de Combustão Interna

Geralmente o motor de combustão interna, é preferível para queimar o gás de gaseificação do CDR por seu alto valor de aquecimento, uma composição química mais homogênea, uma capacidade de armazenamento e manuseio mais fácil e fatores de emissão menores. Os fatores de emissão são mostrados na Tabela 5.17, foram calculados no software *Gatecycle*, tendo em consideração temperatura de entrada do ar, entrada de ar ao MCI, PCI do gás de gaseificação.

Tabela 4.17 Inventário das Emissões do MCI com o gás de gaseificação

Emissões ao ar	Motor de combustão interna (fração molar)	Motor de combustão interna (kg)
H ₂ O	1,89E-02	3,41E-01
Nitrogênio	7,66E-01	2,15E+01
Dióxido de carbono	5,43E-04	2,39E-02
Oxigeno	2,05E-01	6,57E+00
Argônio	9,18E-03	3,58E-01

4.5 CENÁRIO 5. Sistema de Tratamento de Resíduos com Reciclagem.

Este Cenário tem como premissa o aproveitamento dos recicláveis que corresponde a um 29,98%, dos RSU. Ele leva em conta a recuperação de materiais separados com a coleta seletiva por fonte de RSU, ou seja, a reciclagem de papel, plásticos, metais e vidro. Se considera que qualquer atividade de reciclagem influencia o ambiente através do consumo de recursos liberando fluxos de resíduos e substituindo os produtos convencionais de produção primária. Além disso a energia recuperada a partir dos resíduos substitui a mesma quantidade de energia produzida em centrais elétricas convencionais e caldeiras alimentadas com os combustíveis fósseis.

Na reciclagem se conta com o "material secundário", que se refere ao material produzido pela reciclagem (por exemplo, alumínio proveniente do derretimento das sucatas), enquanto que com o "material primário", pretende-se significar o material produzido a partir de matérias-primas virgens (por exemplo de alumínio a partir da bauxita). A reciclagem, de fato, permite ter novos materiais, e estes materiais secundários podem ser utilizados em substituição do material correspondente primária. Neste sentido, ao conduzir uma avaliação do ciclo de vida, temos que levar em conta que qualquer atividade de reciclagem influencia o ambiente através

do consumo de recursos, gerando emissões e fluxos de resíduos, mas, ao mesmo tempo, substituem produtos convencionais desde a produção primária.

A fronteira do sistema para o Cenário 5 (vide Figura 5.8) começa com a separação dos RSU. Estes materiais devem ser separados dos demais RSU na fonte, isto é, nas residências e empresas pois, uma vez misturados com resíduos de comida, fraldas descartáveis e outros resíduos “úmidos”, a separação se torna difícil e o valor dos materiais recicláveis decresce consideravelmente. Após serem compactados em uma estação de transferência, os resíduos são levados para uma instalação de valorização de materiais, em que as seguintes frações recicláveis são separadas (papel, plástico, metais, vidro), considerando que sejam enviados para usinas de reciclagem. Dos resíduos restantes (biodegradáveis e resíduos não reutilizáveis), 71% são destinados ao aterro sanitário, que é a disposição final mais comum para as cidades brasileiras que contam com um sistema de coleta seletiva.

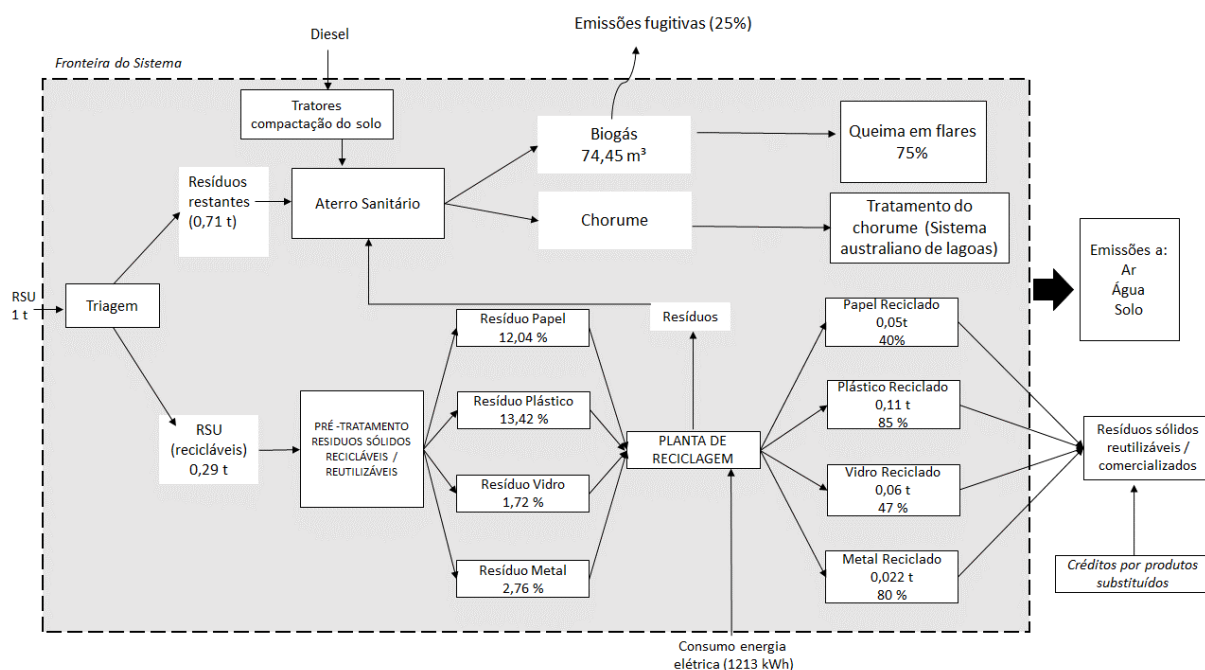


Figura 4.8. Cenário limite do sistema de reciclagem de RSU

As frações recolhidas seletivamente são enviadas para processo de recuperação de materiais, enquanto que os resíduos são destinados ao aterro sanitário sem recuperação energética. A Tabela 5.18 apresenta a composição dos resíduos recicláveis do CIMASAS, segundo a composição gravimétrica estimada, além das eficiências de coleta separadas por material (RIGAMONTI *et al.*, 2008).

Tabela 4.18 Composição dos RSU antes de qualquer recolha e quantidade recolhida para cada fração, expressa em percentagem.

Frações	Composição dos Resíduos recicláveis do CIMASAS (%)	Recolha separados por fonte (%)*
Papel	12,04	74 %
Plástico	13,42	30 %
Vidro	1,72	70,5%
Metal	2,76	61%

Fonte. *Rigamonti *et al.* (2008)

Os dados sobre as emissões, consumos de energia e fluxos de materiais foram coletados tanto para a produção a partir de materiais residuais (ou seja, produção secundária) quanto para a produção a partir de matérias-primas virgens (ou seja, produção primária ou virgem), e foram adquiridos principalmente das bases de dados internacionais ECOINVENT- Suíça, Centro de Inventários do Ciclo de Vida (2007).

Cada polímero é reciclado mecanicamente a fim de se obter grânulos de polímeros reciclados (RPET, R e R-HDPE-mix). Considera-se que o papel recolhido é utilizado na produção de celulose secundária sem qualquer branqueamento ou destintagem. A sucata de alumínio é utilizada na produção de lingotes e a sucata de aço na produção de aço reciclado; o casco de vidro se utiliza na produção de embalagens de vidro verde. As eficiências de recuperação consideradas são apresentadas na Tabela 5.19. Na planta, as impurezas são removidas dos materiais. O material selecionado é então transportado para a unidade de reprocessamento.

Tabela 4.19 Eficiência da Reciclagem

Material reciclável	Eficiências reciclagem (%)*
Papel	40 %
Plástico	85 %
Vidro	47%
Metal	80 %

Fonte. Rigamonti *et al.* (2009)

A abordagem adotada neste estudo para reciclagem é que o consumo de energia e as emissões de CO₂ são evitadas em comparação com o que teria sido consumido e gerado durante a produção do produto a partir de materiais primários. Assumiu-se para os materiais recicláveis que os materiais secundários produzidos a partir destes substituem o material primário correspondente a ser produzido utilizando matérias-primas virgens. A Tabela 5.20 resume para cada material o produto da recuperação e o resultado substituído correspondente, considerando a relação de substituição utilizada na análise.

Tabela 4.20 Produto obtido com a recuperação de materiais (produto secundário) e seu correspondente produto substituído (produto primário).

Material	Produto Secundário	Produto primário
Papel e cartão	Celulose de papel recuperado	Papel produzido a partir de madeira
Vidro	Recipiente de vidro genérico	Recipiente de vidro genérico
Alumínio	Produção de alumínio secundário	Alumínio primário
Plásticos	Grânulos de PET, PEAD, e mistura de PEBD, PEBDL, PP	Grânulos de PET, PEAD, e mistura de PEBD, PEBDL, PP

Fonte. Rigamonti *et al.* (2009)

O potencial de conservação de energia através da reciclagem baseia-se em indicadores de conservação de energia por quantidade e tipo de material reciclável. Segundo Calderoni (1996), ao realizar análise para o caso brasileiro, inovou-se ao realizar pesquisas sobre indicadores existentes, de modo a abarcar diferentes cadeias produtivas e seguir a metodologia da análise do ciclo de vida do produto. Quantifica-se a energia para produzir determinado material desde a extração do recurso natural até a produção final deste material (vide Tabela 5.21). O indicador de energia economizada desta referência subtrai a energia necessária para produzir determinado produto, a partir de matérias primas virgens, da energia demandada quando o processo parte dos materiais recicláveis. Não são identificadas nem contabilizadas as diferentes etapas logísticas (CALDERONI, 1996).

Tabela 4.21 Composição do potencial de energia economizada no Brasil

Material	Fator de conservação (MWh)	Potencial de conservação (TWh)
Papel e papelão	3,51	54,6
Plástico (incluindo PET)	5,06	25,3
Vidro	0,64	1,15
Metal (alumínio, aço)	5,3	6,36

Fonte. Oliveira, Mahler e Rosa (2012)

4.6 CENÁRIO 6 – Sistema Integrado de Tratamento de Resíduos

Uma opção de gestão única não pode ser apropriada para todos os fluxos de resíduos. A maior parte das frações de resíduos sólidos podem ser eficientemente reutilizados, reciclados ou biologicamente tratados, depois de processos adequados de separação na origem, a recolha seletiva e triagem de material. Por outro lado, existem algumas frações importante de resíduos que não podem seguir este caminho e devem ser convenientemente tratados para maximizar a recuperação sustentável dos recursos, para proteger a saúde humana e o meio ambiente, e para

reduzir a carga para as gerações futuras (evitando qualquer exportação de resíduos com problemas relacionados no tempo). Em outras palavras, ainda se precisa de tratamentos termoquímicos de resíduos sólidos, que contribuam para o cumprimento dos anteriormente referidos objetivos de gestão de resíduos e proporcionar uma recuperação sustentável de energia e materiais (BOSMANS *et al.*, 2013, BRUNNER e RECHBERGER, 2015).

Neste tipo de configuração se realiza a coleta seletiva dos resíduos no município, onde os responsáveis pela geração destes os segregam em resíduos secos e úmidos, facilitando assim seu encaminhamento ao local de disposição e tratamento adequados. Através da coleta seletiva pode se obter maior eficácia no aproveitamento dos resíduos, já que estes sendo separados antes da coleta convencional evita serem contaminados e conseqüentemente descartados nos aterros sanitários, contribuindo assim para proteção ambiental e a utilização dos bens renováveis.

Este Cenário depende da coleta seletiva, previa separação na fonte, depois os RSU são levados a uma usina de triagem, que é capaz de separar a massa de resíduos nos seus componentes principais, em orgânica biodegradável que é essencialmente composta de resíduos de cozinha (cerca de 50% do peso original RSU), rejeitos que não se podem aproveitar e os metais, plásticos, papeis e vidros que podem ser utilizados como materiais recicláveis. Na Figura 5.9 é mostrado o Cenário completo, onde se pode observar a separação dos RSU e as diferentes rotas propostas para seu tratamento e disposição final.

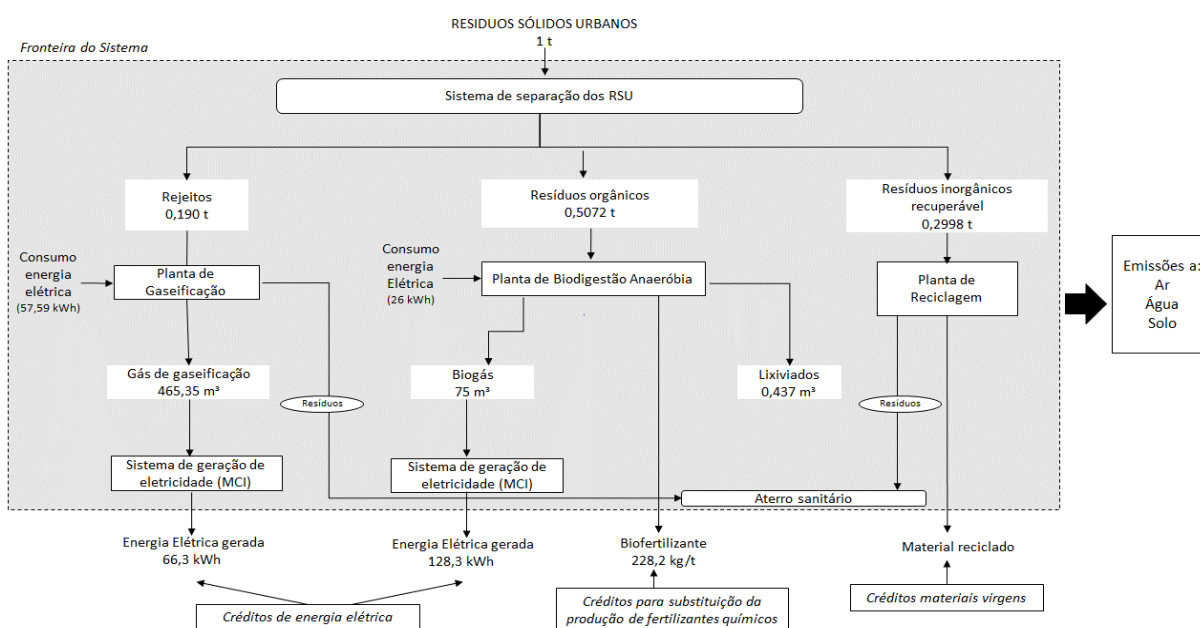


Figura 4.9 Limites do sistema no Cenário 6

No sistema integrado se devem realizar diferentes capacitações para ajudar a sensibilizar as populações sobre as problemáticas ambientais, os riscos na saúde, além disso para ensinar os melhores procedimentos para separação na fonte e dessa forma apresentar uns RSU clasificados as plantas de triagem, sendo de facilidade chegar as pessoas pelo tamanho populacional.

Os inventários utilizados para o Cenário 6 são os mesmos utilizados, para os Cenários, 3, 4 e 5. Neste cenário se apresenta uma coleta seletiva na fonte e posteriormente são pré-tratados para uma melhor classificação dos RSU.

Para o Cenário 3, a fração de 0,507 t RSO, entram em um biodigestor anaeróbico; 0,19 t de rejeitos vão a um gaseificador para o Cenário 4 e finalmente são encaminhados 0,29 t de resíduos recicláveis correspondentes ao Cenário 5 da reciclagem. Se considerou para os cenários 4 e 5 uma geração de resíduos que não são possíveis de aproveitar, os quais são destinados a um aterro sanitário, em uma porcentagem de 81% e 71% respectivamente.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

No presente capítulo são apresentados os resultados referentes à análise energética e ambiental originadas nos diferentes cenários. Para atingir tais resultados, foram utilizados os indicadores de sustentabilidade para o balanço energético e foi aplicada a análise do ciclo de vida. Para isso, utilizou-se o Eco Indicador CML-IA *baseline*, e como ferramenta computacional o software *SimaPro* 8.0.3.

5.1 EFICIÊNCIA ENERGÉTICA DO CICLO DE VIDA

Neste item é apresentado o balanço energético do ciclo de vida dos cenários para tratamento e disposição final dos RSU no CIMASAS. Para calcular a eficiência energética do ciclo de vida, foi necessário considerar o consumo e geração de energia renováveis e não renováveis (no APENDICE B se podem observar os dados utilizados para os cálculos de todos os cenários).

Seguindo os conceitos apresentados anteriormente com relação ao cálculo do balanço energético, foram obtidos resultados para os índices LCEE, FER e NEB em todos os cenários, apresentados na Tabela 6.1.

Tabela 5.1 Resultados dos indicadores LCEE e FER

Indicador	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4	Cenário 5	Cenário 6
LCEE (MJ)	0	1,04	1,92	0,73	58,27	71,68
FER (MJ)	0	1,09	2,19	0,93	60,14	83,15
NEB (MJ)	0	0,99	1,96	0,94	60,14	72,97

No Cenário 1, o índice obtido foi igual a zero para os três indicadores, devido a que não produz nenhum tipo de energia.

Os valores de NEB obtidos nos Cenários 2 e 4 são menores que 1,0, o qual é desfavorável pois sugerem que irá fornecer uma quantidade de energia menor que a energia fóssil utilizada para sua transformação. Para os Cenários 3, 5 e 6 são apresentados valores maiores que 1, indicando que estes são vantajosos do ponto de vista ambiental e energético, devido a que a quantidade de energia fóssil (ou energia não renovável) necessária para a geração de fontes energéticas é menor.

Para os resultados obtidos para o indicador FER, somente o Cenário 4 apresenta valores menores que 1,0, sendo a energia fóssil utilizada maior que a energia total de saída ou gerada. Para os demais cenários, os valores são maiores que 1,0, o que demonstra que os produtos de saída total vão gerar fontes de energia de origem renovável, principalmente para o Cenário 6, onde se tem a separação dos RSU na fonte, seguido do Cenário 5 (pela economia de energia dos materiais reciclados), e dos Cenários 2, 3 e 4, devido a geração de energia elétrica através das diferentes tecnologias de tratamento e disposição final de RSU.

Considerando o índice LCEE, que apresenta a relação entre a produção total de energia, consistindo no conteúdo energético da energia gerada e subprodutos (produção total de energia) por unidade de energia utilizada para torná-la disponível ao longo de seu ciclo de vida. Se pode observar que todos os cenários exceto o 1, tem aproveitamento energético dos RSU. Nos Cenários 5 e 6 apresentam os maiores valores para geração de energia elétrica e aproveitamento energético dos RSU, na Figura 6.1, são mostrados os resultados do indicador LCEE, com as entradas e saídas da energia utilizada em todo o ciclo de vida para cada cenário.

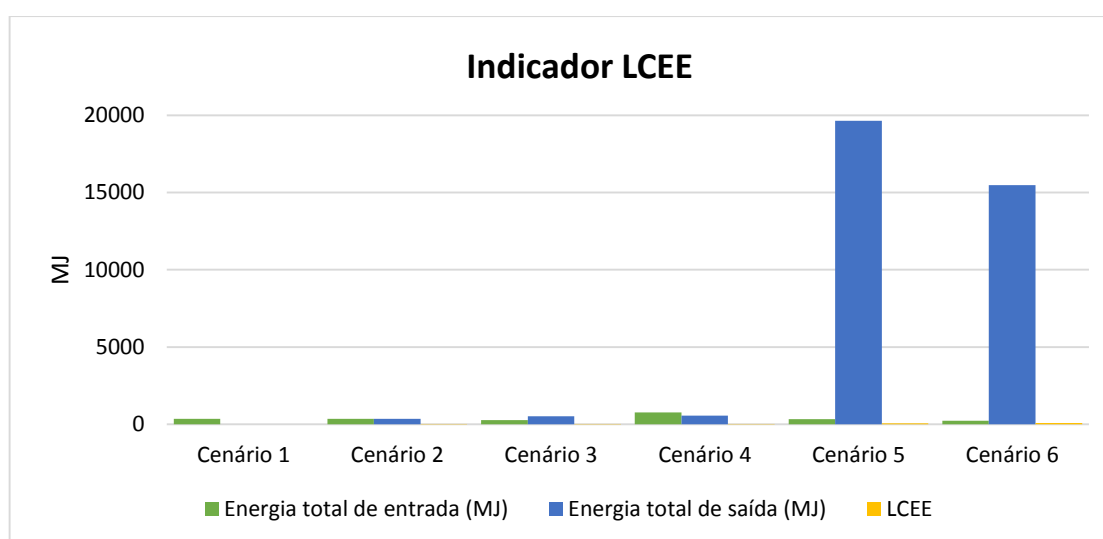


Figura 5.1 Resultados do Indicador LCEE para todo os cenários

Como consequência, pode-se concluir que a partir da perspectiva do uso de energia, o Cenário 6, tem o melhor desempenho, seguido do Cenário 5, 3 e 2. O Cenário 4, ocupa uma categoria inferior e o Cenário 1 é a pior alternativa. O efeito ambiental do tratamento e disposição final no ciclo de vida dos RSU, especialmente o impacto na geração de gases de efeito estufa (GHG, pelas siglas em inglês de *Green House Gas*), serão analisadas no seguinte item, na simulação feita no *Simapro* para o ciclo de vida.

5.2 AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS AMBIENTAIS PARA OS CENÁRIOS

Após análise do balanço energético do ciclo de vida, foi realizada a análise do impacto ambiental do ciclo de vida. Utilizou-se o método CML IA *baseline* versão 3.01, com a perspectiva de análise das emissões mundiais no ano 2000 para avaliação dos impactos ambientais dos cenários de tratamento e disposição final dos RSU.

Os resultados foram subdivididos de acordo com a contribuição de cada etapa dos tratamentos e disposição final para os RSU conforme os impactos ambientais. Para ilustrar esta contribuição, as figuras a seguir mostram a avaliação de cada cenário individualmente, em função das etapas do tratamento e de sua contribuição percentual dentro de cada categoria de impacto avaliada. Assim, é possível identificar os pontos críticos existentes e, principalmente, verificar a influência da destinação dos RSU quando avaliado o tratamento holisticamente.

O potencial de impacto de cada uma das categorias é apresentado no eixo vertical, sendo que 100% representa o sistema com maior impacto dentro de cada categoria analisada e os impactos dos outros sistemas são expressos como uma fração deste. Valores negativos demonstram o potencial de minimização do impacto em análise no respectivo cenário.

5.3 Caracterização do Cenário 1 (Aterro Sanitário sem Recuperação Energética e Queima em *Flare*)

Para o Cenário 1, apresentado na Figura 6.2, os impactos ambientais são influenciados em todas as categorias de impactos especialmente pela queima em *flare* do biogás de aterro e pelas emissões fugitivas, apresentando estas o maior valor para o aquecimento global com 3,66E+02 kg CO₂ eq/tRSU .

Os maiores impactos do aterro sanitário estão relacionados a depleção abiótica, devido ao uso de recursos tais como a ocupação do solo (dadas as grandes extensões de terra), uso de argila e areia para compactação dos RSU, bem como o uso do maquinário. Com relação a depleção da camada de ozônio, se pode observar o maior impacto das emissões fugitivas, visto que se deslocam para a atmosfera, degradando a camada de ozônio, principalmente pelos componentes do biogás, tais como o Hidroclorofluorcarbono (HCFC), Clorofluorcarbono (CFC) e Brometo de Metila, substâncias controladas pelo Protocolo de Montreal e que são denominadas substâncias destruidoras da Camada de Ozônio.

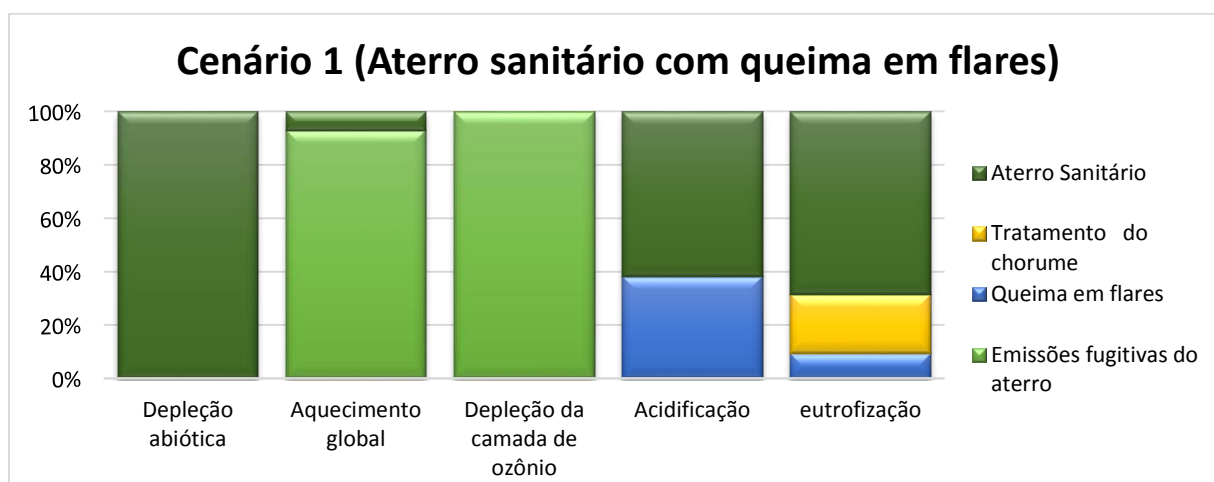


Figura 5.2 Comparação percentual da caracterização dos impactos para o cenário 1, aterro sanitário com queima em flare.

5.3.1 Caracterização do Cenário 2 (Aterro Sanitário com Recuperação Energética em MCI)

Para a caracterização do Cenário 2, mostrado na Figura 6.3, assim como no Cenário 1, os maiores impactos são apresentados pelas emissões fugitivas, porém neste cenário há geração de energia elétrica. Pode-se observar a influência dos impactos ambientais na etapa de geração de energia com MCI, principalmente para a acidificação e a eutrofização pelas emissões de NO_x , CO, entre outros. Os valores negativos representam impactos positivos, devido a geração evitada de energia elétrica que, por sua vez, diminui o consumo de recursos naturais e de eletricidade da rede elétrica brasileira, e conseqüentemente reduzindo o impacto na depleção abiótica, no aquecimento global, na acidificação e eutrofização.

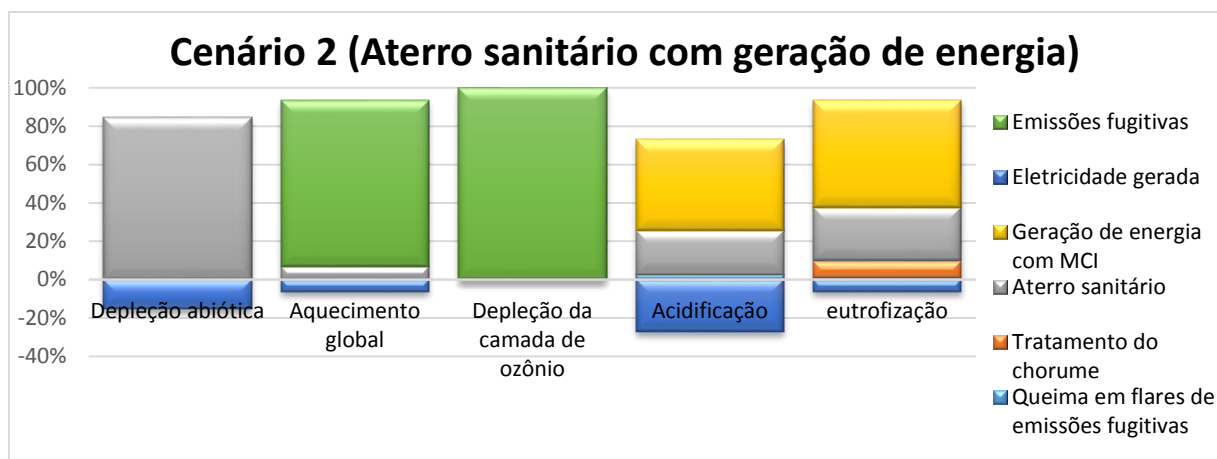


Figura 5.3 Comparação percentual da caracterização dos impactos para o Cenário 2

5.3.2 Cenário 3 (Sistema de Tratamento de Resíduos com Biodigestão Anaeróbia e Recuperação Energética em MCI)

Para o Cenário 3, exibido na Figura 6.4 e que trata os RSO em um biodigestor anaeróbio e os resíduos restantes em um aterro sanitário, os maiores impactos são gerados principalmente pelas emissões do aterro sanitário, para as categorias de impacto de aquecimento global, depleção da camada de ozônio, do mesmo modo que o Cenário 1, principalmente pela queima em *flares* e emissões fugitivas.

Pode-se observar ainda que as emissões são maiores pelo aterro sanitário nas categorias de eutrofização e acidificação. Observa-se também uma influência do biodigestor anaeróbio causada pela limpeza e geração de energia utilizando um MCI. Neste cenário podem ser observados valores negativos nos impactos na categoria de depleção abiótica com $-2,96E-06$ kg PO_4^{-3} eq/ t_{RSU} pela geração de biofertilizante, o qual é um produto que pode ser utilizado nos solos agrícolas, minimizando a produção de fertilizantes químicos e que contribuem no aporte de nutrientes.

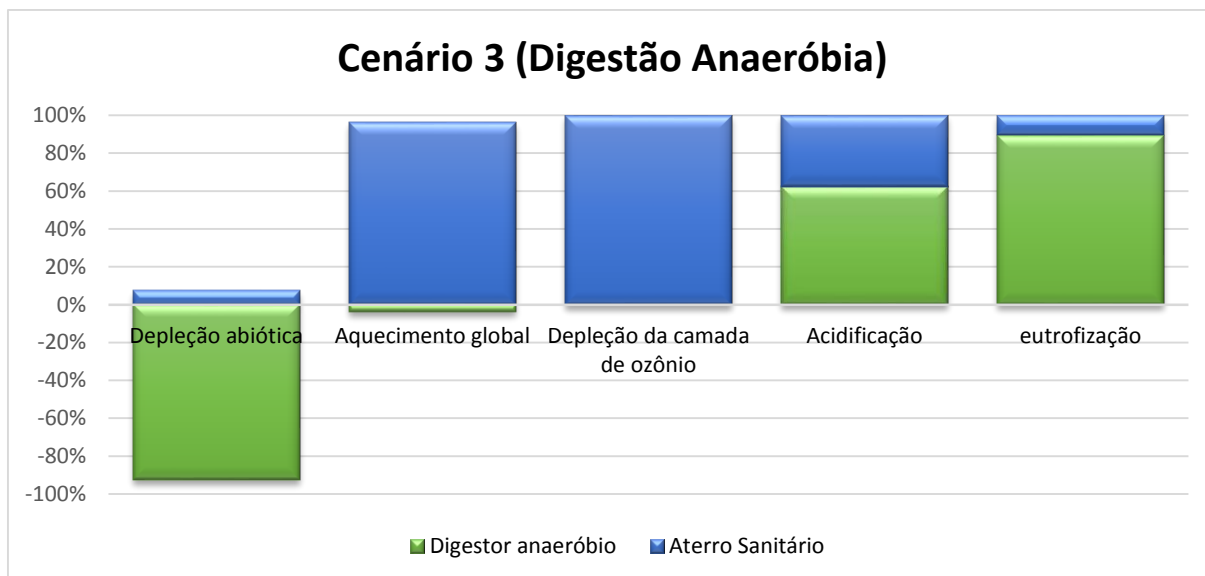


Figura 5.4 Comparação percentual da caracterização dos impactos para o Cenário 3

5.3.3 Caracterização do Cenário 4 (Sistema de Tratamento de Resíduos com Gaseificação e Geração de Eletricidade em MCI).

Para o Cenário 4, exposto na Figura 6.5, a planta de gaseificação tratará os CDRs considerados como combustíveis derivados de resíduos, e os resíduos restantes serão encaminhados para um aterro sanitário, o qual gera os maiores impactos neste cenário, como mencionado anteriormente. No entanto, se pode observar a influência da gaseificação na eutrofização, visto que são geradas emissões de óxidos de nitrogênio nas etapas de limpeza e geração de energia com MCI. Estas substâncias podem conduzir a uma transferência indesejável na composição de plantas em ecossistemas naturais ou seminaturais ou perda de biodiversidade. A carga de nitrogênio excessiva também pode afetar as águas subterrâneas, tornando-o inadequado como um recurso natural (HAUSCHILD e POTTING, 2003).

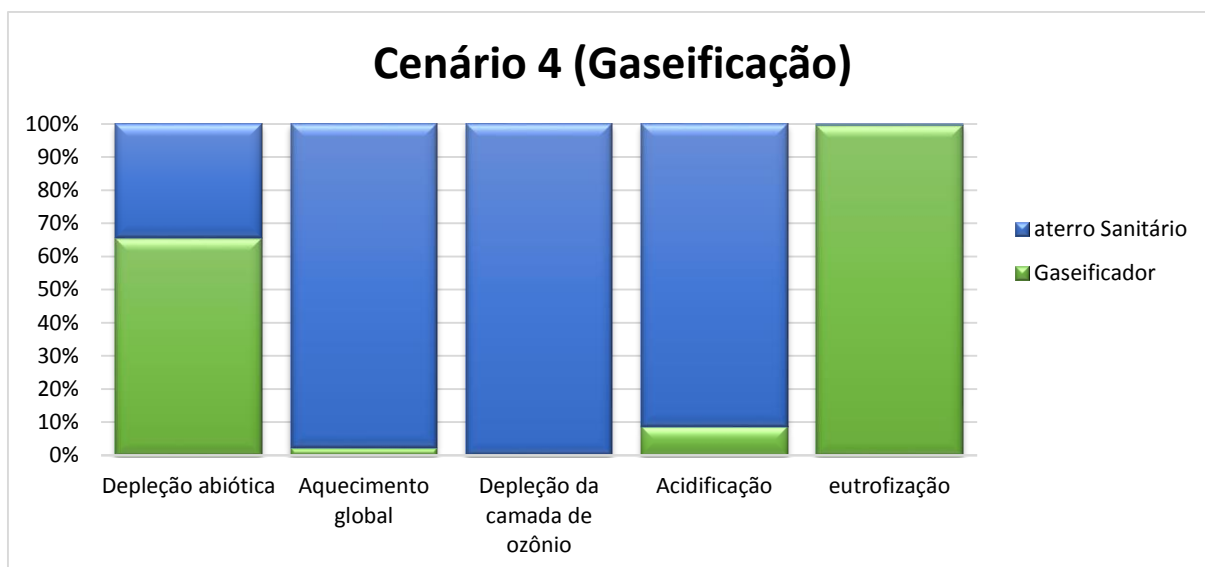


Figura 5.5 Comparação percentual da caracterização dos impactos para o Cenário 4

5.3.4 Caracterização do Cenário 5 (Sistema de Tratamento de Resíduos com Reciclagem)

Para o Cenário 5, indicado na Figura 6.6, são apresentados valores negativos para todas as categorias de impacto, o que resulta em impactos positivos principalmente para a reciclagem de vidro, seguido do plástico, metal e papel. Isto porque estes produtos são evitados e vão colaborar com a diminuição das emissões. Os materiais recuperados a partir dos resíduos domésticos que são reprocessados podem ser utilizados na substituição de matérias-primas virgens, resultando em uma economia global de matérias-primas, consumo de energia e emissões para o ar, água e solo. Os maiores impactos são apresentados pelo aterro sanitário na categoria de depleção da camada de ozônio, de maneira semelhante aos cenários anteriores.

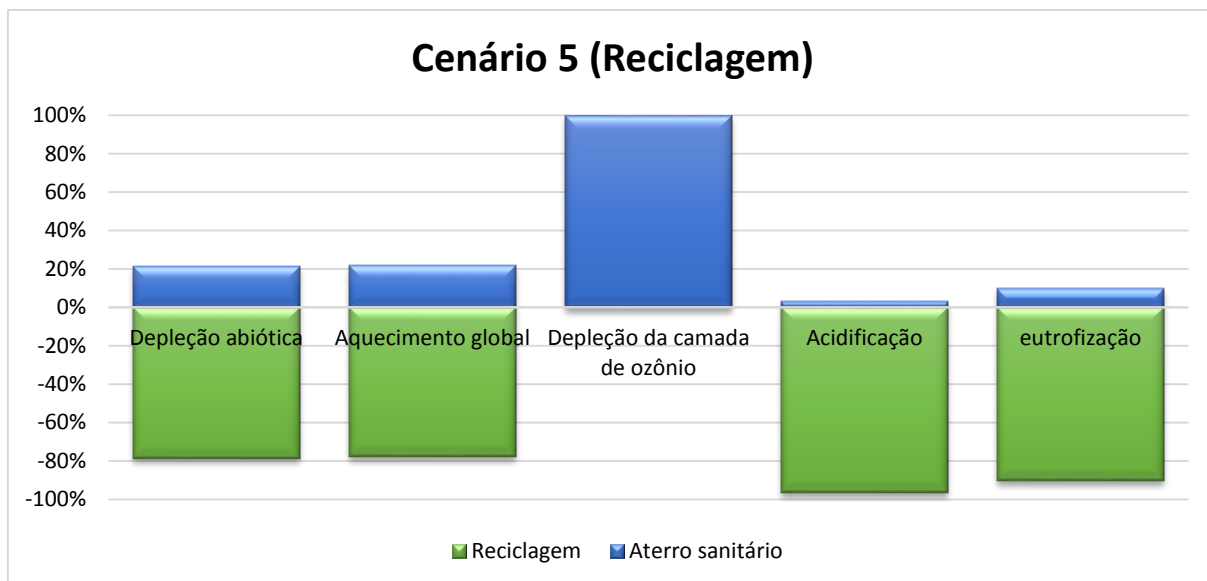


Figura 5.6 Comparação percentual da caracterização dos impactos para o Cenário 5

5.3.5 Caracterização do Cenário 6 (Sistema Integrado de Tratamento de Resíduos).

O Cenário 6, exibido na Figura 6.7, trata de um sistema integrado das diferentes tecnologias, incluindo a coleta seletiva dos RSU na fonte e um pré-tratamento, para classificação e definição do tratamento requerido para cada fração. Foram obtidos valores negativos em todas as categorias de impactos, tendo grande influência a etapa de reciclagem, onde são tratados os resíduos potencialmente recicláveis e que substituem a matéria-prima virgem, seguido da etapa da digestão anaeróbia, que tem influência principalmente na categoria de eutrofização. Por fim, assim como no Cenário 4, a gaseificação apresenta os maiores impactos na categoria de eutrofização.

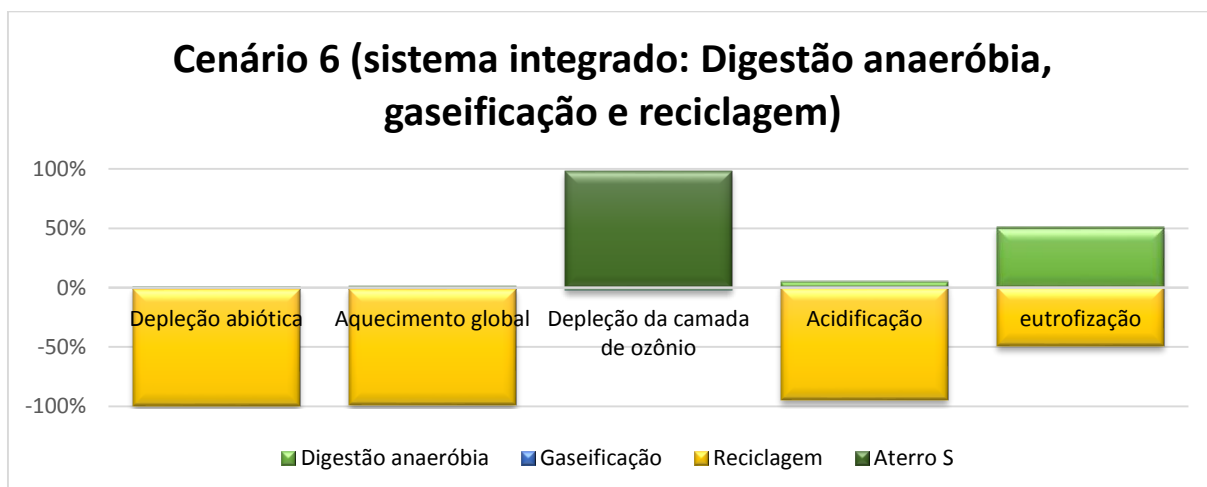


Figura 5.7 Comparação percentual da caracterização dos impactos para o Cenário 6

5.4 Comparação de Impactos Ambientais

Para a análise ambiental, foram comparados os cenários utilizando dados do CIMASAS, para as categorias de *midpoint*: depleção abiótica, aquecimento global, depleção da camada de ozônio, acidificação e eutrofização. As Figuras 6.10 a 6.15 mostram os resultados obtidos para estas categorias. Para comparações, vale lembrar que valores maiores indicam pior desempenho do cenário na categoria, ao passo que valores menores ou negativos indicam benefícios ambientais.

5.4.1 Potencial de aquecimento global

A Figura 6.8 apresenta os resultados da AICV para a categoria de impacto Potencial de Aquecimento global.

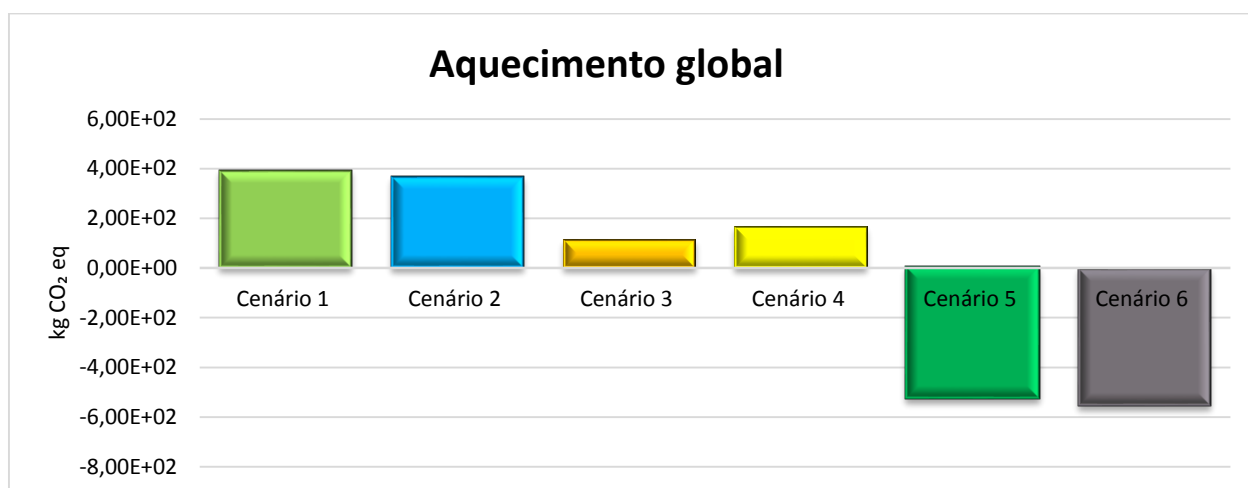


Figura 5.8 Resultados da AICV para Aquecimento Global.

A comparação entre diferentes tecnologias de tratamento e disposição final de RSU evidencia que o potencial de aquecimento global é altamente influenciado pelas emissões dos gases provenientes da disposição final em aterros sanitários, seja pela queima em *flare* ou pelas emissões fugitivas, para os Cenários 1 ao 4, sendo que o Cenário 6, apresenta os menores valores, devido as menores emissões da separação dos RSU e do tratamento nas diferentes tecnologias, além de geração de energia elétrica, que é um produto evitado que sai do sistema, assim como o biofertilizante e os materiais recicláveis que substituem a matéria-prima virgem e a conservação da energia associada a esses materiais.

A reciclagem contribui para a redução substancial do potencial de aquecimento global (GWP) no Cenário 5. Outro fator importante que está intimamente ligada à GWP é a quantidade de RSO que vai para os aterros, e a quantidade de produção e queima de CDR. Além disso, todos

os cenários selecionados podem redirecionar quantidades consideráveis de fluxos de resíduos que, de outra forma, seriam destinados para aterros, gerando mais GWP. Esta é a razão pela qual os Cenários 2 ao 4 não foram favorecidos, bem como o Cenário base.

O Cenário 6 do sistema integrado e o Cenário 5 da reciclagem, ocupam o primeiro e segundo menores resultados para o GWP, respectivamente. Estes resultados foram satisfatórios, gerando menores valores que indicam a redução das emissões, resultantes dos encargos evitados pelos beneficiamentos da geração de energia elétrica e dos materiais recicláveis no Cenário 5, além do Cenário 6, com a reciclagem. O uso do MCI para geração de energia é o maior contribuinte da emissão total de CO₂ eq. para esta categoria nos Cenários 3 e 4, com cerca de 44% e 27% das emissões de CO₂ eq., respectivamente.

Cabe ressaltar que o Cenário 5 também apresenta benefícios ambientais devido aos produtos evitados, reduzindo o uso da energia na geração de materiais a partir de matéria prima virgem em comparação com as matérias recuperadas da reciclagem.

5.4.2 Potencial de depleção abiótica

A Figura 6.9 apresenta os resultados da AICV para a categoria de impacto de Depleção abiótica.

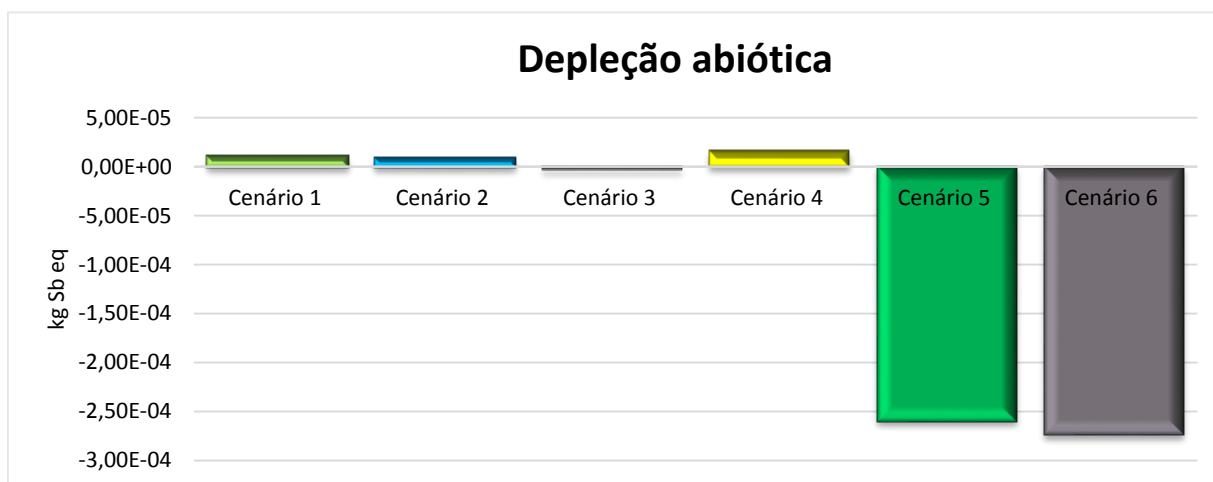


Figura 5.9 Caracterização da categoria de impacto depleção abiótica para todos os Cenários

Este indicador de categoria de impacto está relacionado com a extração de recursos naturais (incluindo os recursos energéticos), tais como o minério de ferro e o petróleo bruto, que são consideradas como matérias inertes (GUINÉE *et al.*, 2002). De acordo com a Figura 6.9, os Cenários 3, 5 e 6 em estudo possuem valores negativos, o que indica que há benefícios em relação aos recursos evitados. Trata-se de um indicativo de que as alternativas que têm mais opções para a substituição de recursos acabam por ter melhores desempenhos ambientais.

Nos cenários em que se pode produzir eletricidade, evita-se a emissão de substâncias que compõem o inventário da eletricidade, modelada como sendo uma média representativa da matriz energética brasileira. As alternativas com taxas de reciclagem mais elevadas devido à separação nas plantas de classificação são favorecidas em comparação com aqueles nos quais só se pode reciclar resíduos de embalagens no local de origem. O pior Cenário é o 1, que representa a situação atual, onde há apenas o consumo de recursos pelo uso do diesel no maquinário de compactação, sem geração de energia.

5.4.3 Potencial da depleção da camada de ozônio

A Figura 6.10 mostra os resultados da AICV para a categoria de impacto Depleção da Camada de Ozônio.

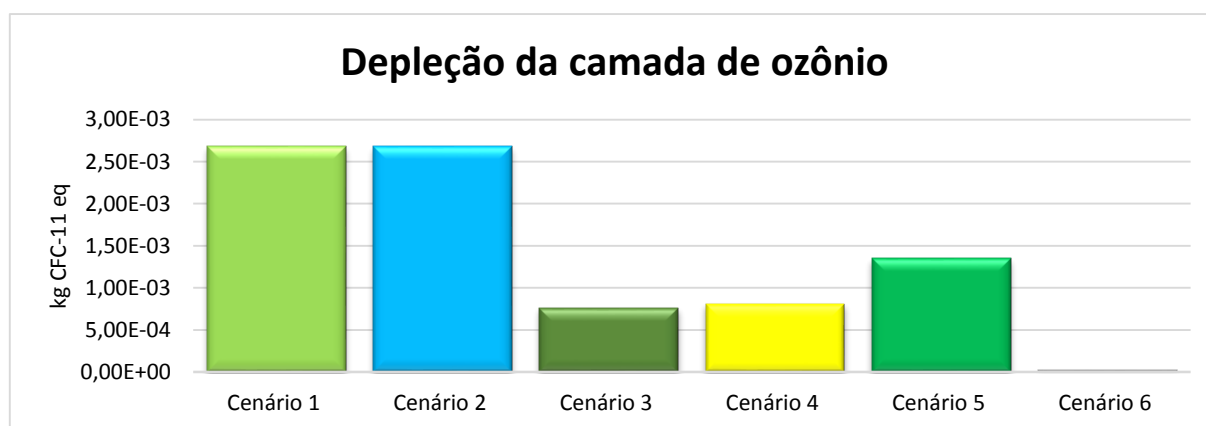


Figura 5.10 Resultados da AICV para Depleção da Camada de Ozônio.

Na depleção da camada de ozônio, como mencionado anteriormente, se pode observar o maior impacto nos cenários com aterros sanitários pelas emissões fugitivas do biogás e seus componentes, que incluem substâncias destruidoras da camada de ozônio.

O potencial de depleção da camada de ozônio é maior para os Cenários 1 e 2, com o valor de 2,68E-03 kg CFC- 11eq/t de RSU para ambos. Para o Cenário 1, a queima em *flare* é responsável por cerca de 75% da emissão total de CFC-11eq., e as emissões fugitivas são responsável por 25% destas. Nesse Cenário o resultado é justificável devido às emissões de CH₄ combinadas com a substância halogenada CFC-12, emitida por aterros.

Segundo Hodson *et al.*, (2009), no Reino Unido, as emissões de CFC-12 de aterros são responsáveis por 6% do total de emissões de substâncias causadoras da destruição da camada

de ozônio no país. Estas emissões são consequência de certos produtos aterrados como, por exemplo: latas de aerossóis, espumas de poliuretano (usadas em isolamento térmico), e espumas de plástico mole (usados em colchões e mobília).

Além disso, são geradas também emissões NO_x e CO resultantes de processos térmicos do uso de MCI, reflexado nos Cenários 2 ao 5. No Cenário 6 não há emissões significativas de compostos prejudiciais a camada de ozônio.

5.4.4 Potencial de acidificação

A Figura 6.11 mostra os resultados da AICV para a categoria de impacto Acidificação.

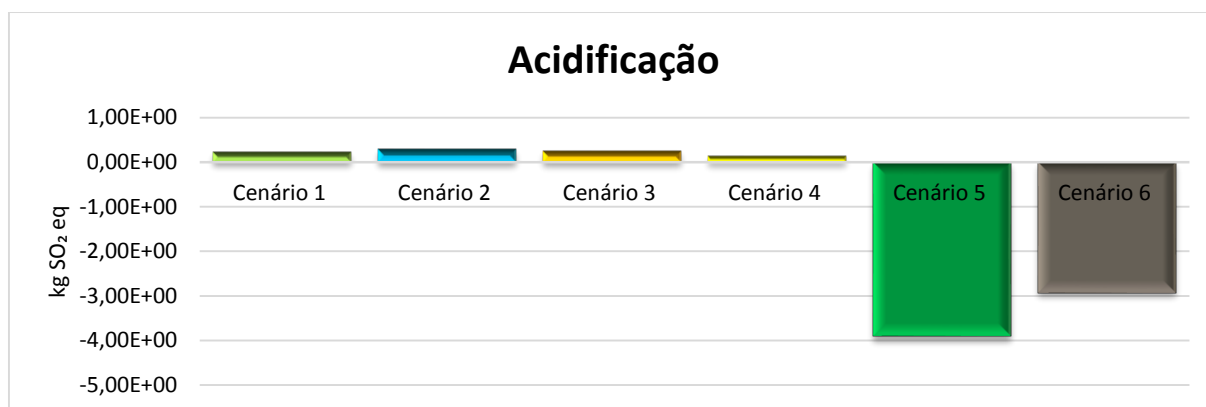


Figura 5.11 Resultados da AICV para Acidificação

Poluentes acidificantes têm uma ampla variedade de impactos sobre o solo, águas subterrâneas, águas de superfície, organismos biológicos, ecossistemas e materiais (edifícios) (GUINÉE *et al.*, 2002).

Todos os cenários apresentam o impacto da acidificação devido às emissões de NO_x , SO_2 e amônia. Para os Cenários 2 e 3 particularmente esses dados são devido à geração de energia utilizando o MCI. Esse resultado é atribuído ao fato de que o biogás possui alto teor de compostos com enxofre e a queima destes compostos nos equipamentos de controle gera emissões de SO_2 , poluente responsável por praticamente a totalidade do resultado do indicador no cenário.

Nos Cenários 5 e 6 se apresentam valores negativos representados como impactos positivos, devido à grande importância da substituição da resina virgem, pois a sua produção é o principal responsável pela emissão de gases acidificantes.

5.4.5 Potencial de eutrofização

A eutrofização abrange todos os potenciais impactos na saúde ambiental, ecológica e pública, devido à presença de nutrientes, incluindo espécies de nitrogênio e fósforo. O enriquecimento de nutrientes pode causar uma mudança indesejável na composição de espécies e produção de biomassa excedente nos ecossistemas aquáticos e terrestres (GUINÉE *et al.*, 2002). A Figura 6.12 mostra os resultados da AICV para a categoria de impacto eutrofização.

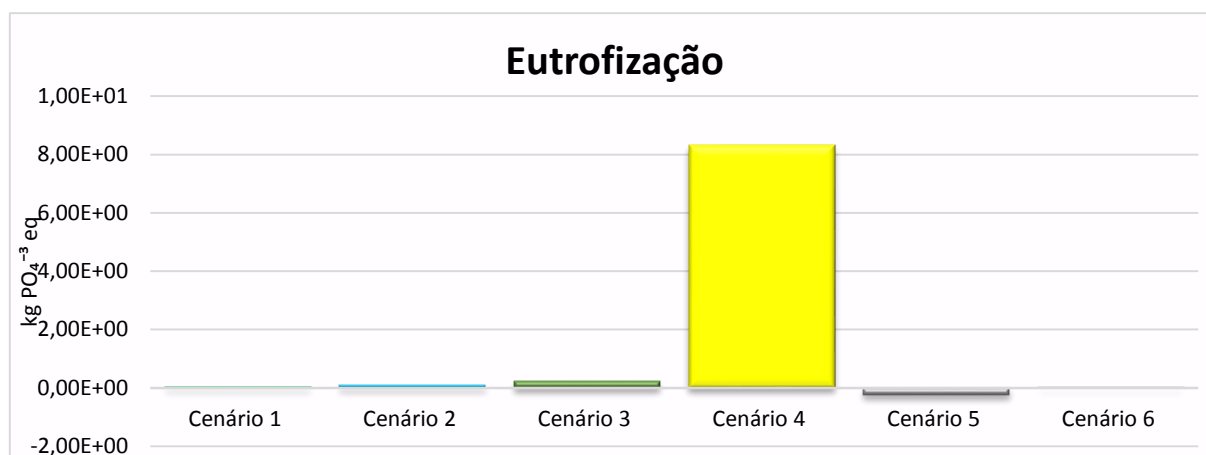


Figura 5.12 Resultados da AICV para Eutrofização

O Cenário 4 da gaseificação apresenta o maior potencial de eutrofização. A etapa de maior emissão de PO₄³⁻ eq é a etapa de limpeza e geração de energia com MCI, responsável pelas emissões de óxidos de nitrogênio para a água. Estas substâncias podem levar a uma transferência indesejável de nutrientes para as plantas em ecossistemas naturais ou seminaturais ou perda de biodiversidade. A carga de nitrogênio excessiva também pode afetar as águas subterrâneas, tornando-a inadequada como um recurso natural.

5.5 Comparação geral entre os Cenários analisados

Os resultados da ACV são apresentados na Figura 6.13 e na Tabela 6.3, como o total de impactos ambientais ao longo de toda a vida útil dos RSU. A comparação percentual da caracterização do impacto ambiental das seis opções de tratamento e disposição final dos RSU analisadas neste trabalho para o CML IA *baseline* é apresentada.

Tabela 5.2 Impactos ambientais para tratamento e disposição final de 1 t de RSU obtidos com o método CML IA *baseline*

Categoria de impacto	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4	Cenário 5	Cenário 6
----------------------	-----------	-----------	-----------	-----------	-----------	-----------

Depleção abiótica kg Sb eq	1,01E-05	8,32E-06	-2,96E-06	1,62E-05	-2,60E-04	-2,73E-04
Aquecimento global kg CO ₂ eq	3,95E+02	3,69E+02	1,14E+02	1,30E+02	-5,23E+02	-5,53E+02
Depleção da camada de ozônio kg CFC-11 eq	2,68E-03	2,68E-03	7,62E-04	8,09E-04	1,35E-03	2,61E-05
Acidificação kg SO ₂ eq	2,28E-01	2,83E-01	2,51E-01	1,13E-01	-3,91E+00	-2,92E+00
Eutrofização kg PO ₄ --- eq	4,13E-02	8,90E-02	2,33E-01	8,32E+00	-2,37E-01	1,01E-02

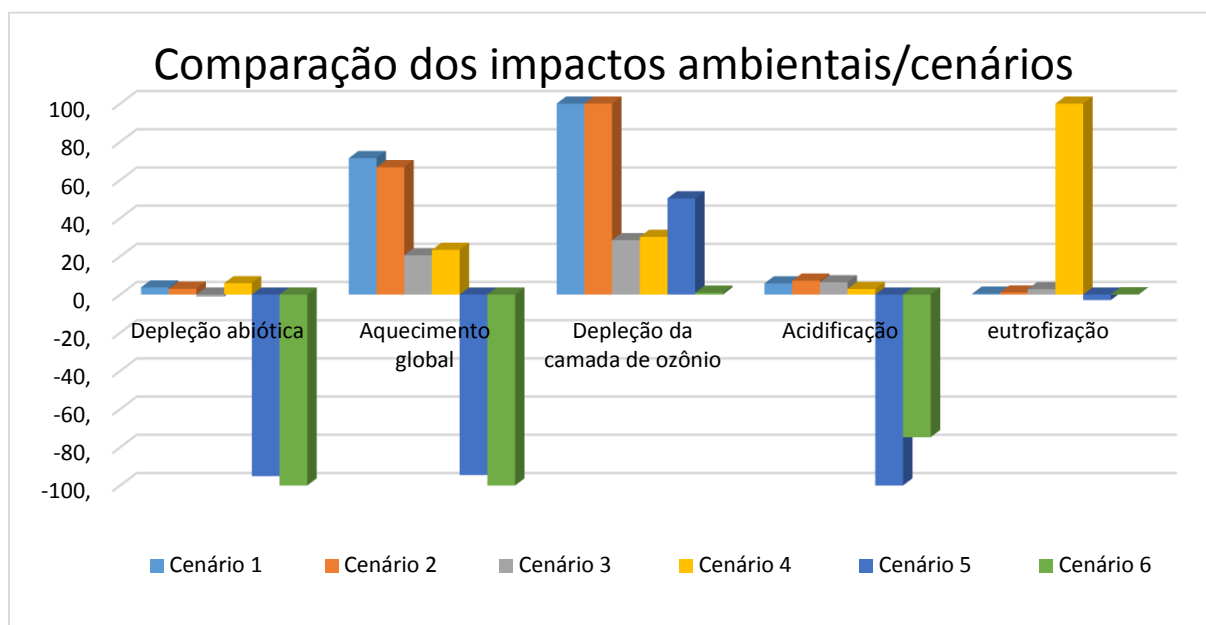


Figura 5.13 Resultados dos impactos ambientais para tratamento e disposição final de 1 t de RSU obtidos com o método CML IA baseline

As categorias de menores impactos para todos os Cenários são a acidificação, depleção abiótica e eutrofização, e em todos os casos os valores foram relativamente pequenos. A categoria eutrofização só é representativa no Cenário 4, devido a queima dos compostos de SO₂ nos equipamentos de controle, na etapa de limpeza e geração de energia elétrica. A depleção abiótica é fortemente influenciada pelos produtos evitados em todos os cenários, exceto no Cenário 1.

O maior impacto é apresentado na categoria de depleção da camada de ozônio, pela influência das emissões fugitivas e queima em *flare* do aterro sanitário, nos Cenários 1 a 5. Isto porque se relacionam com as emissões de compostos de cloro e brometo que ocorrem indiretamente no processo. No Cenário 6 não há emissões significativas de compostos prejudiciais à camada de Ozônio.

Na Figura 6.14, pode-se observar os resultados plotados em um gráfico radial, no qual é observada a influência de cada cenário nas categorias de impactos.

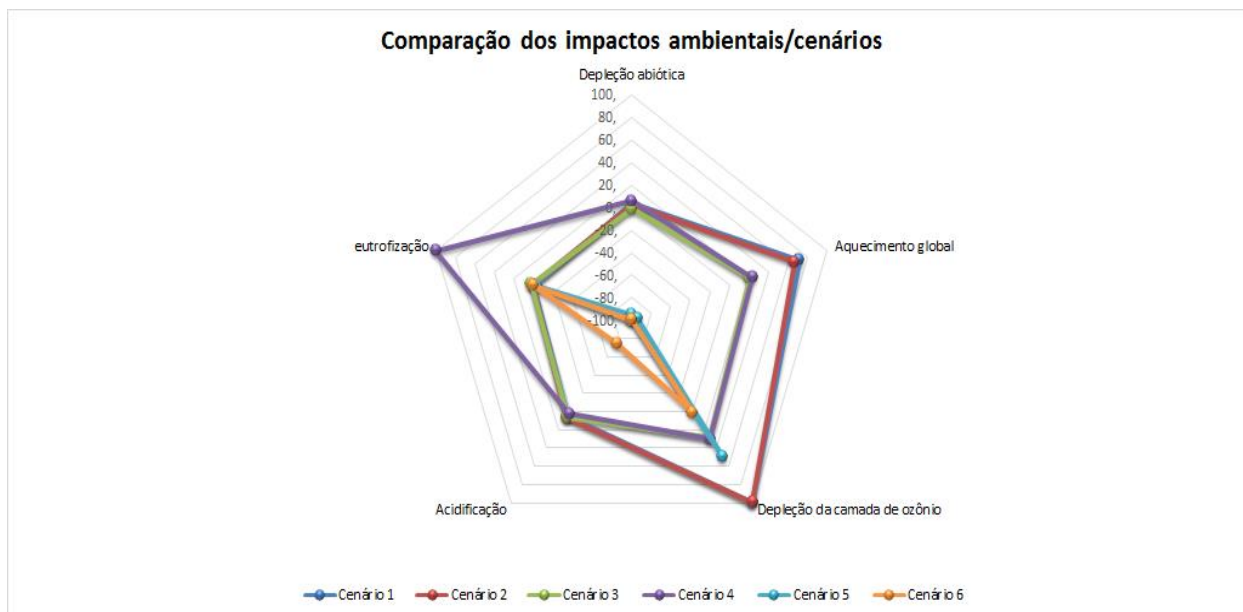


Figura 5.14 Comparação percentual da caracterização do impacto ambiental dos cenários analisados

Os resultados evidenciam que o Cenário 6, correspondente ao sistema integrado, apresentou os menores impactos e, portanto, os melhores resultados em todas as categorias de impacto. Neste cenário há aproveitamento energético, menores impactos ambientais e além disso, geração de outros produtos como são o biofertilizante e materiais recicláveis que podem ser comercializados como matéria prima.

O Cenário 5 (reciclagem), gera os segundos menores impactos ambientais, em comparação aos aterros sanitários, com ou sem geração de energia (Cenário 2 e 1, respectivamente), seguido da digestão anaeróbia (Cenário 3) e a gaseificação (Cenário 4). Porém neste cenário somente foram utilizados os resíduos que podem ser recuperáveis, sem ter em consideração os RSO ou rejeitos, que geralmente não são de interesse para quem trabalha com essas tecnologias e, portanto, são levados a um aterro sanitário no qual, como se explicou anteriormente, apresenta maiores impactos ambientais. Desta forma, conclui-se que haverá melhor aproveitamento quando são utilizados todos os RSU classificados e submetidos a diferentes tecnologias de tratamento indicadas para cada um deles.

Apesar das vantagens da reciclagem não pode ser vista como a principal solução para o RSU. O maior objetivo de um programa de reciclagem é o componente ambiental por meio da exploração em menor escala dos recursos naturais diante do aproveitamento de materiais recicláveis como matéria-prima de um novo processo de industrialização, além de diminuir o resíduo acumulado e poupar energia.

Nos Cenários 3, 4 e 5 são utilizados os resíduos que melhor podem ser tratados em cada tecnologia. Logo, na digestão anaeróbia só são tratados os RSO, na gaseificação só os CDR e na reciclagem só os materiais recuperáveis, sem considerar o restante dos resíduos, que são destinados um aterro sanitário.

Os maiores resultados para todas as categorias de impacto se apresentaram para o Cenário 1, tendo em consideração a problemática ambiental destes em vários países europeus estabeleceram políticas para erradicar os aterros sanitários e focam seus esforços na implementação da hierarquia de tratamento e disposição do resíduo, portanto, na diminuição de resíduos, na recuperação e na reciclagem dos materiais e da energia nele contido. Os aterros geram um fardo incalculável para as futuras gerações e devem ser considerados como última opção para dispor os resíduos.

6 CONCLUSÕES

Pode-se concluir a partir dos resultados do estudo que o cenário proposto de sistema integrado (Cenário 6), além de apresentar benefícios pela geração de energia, recuperação de materiais que podem ser comercializados e biofertilizante, apresenta os menores impactos ambientais para todas as categorias estudadas. O Cenário 6 do sistema integrado apresentou ainda valores negativos refletidos como impactos ambientais positivos em todas as categorias, para isso cada fração de resíduos foi encaminhada de forma seletiva à tecnologia correspondente.

Os resultados mostram que o modelo mais utilizado para o tratamento e disposição final para os RSU implementados no Brasil é o de pior desempenho do ponto de vista ambiental, que no presente estudo é representado como o Cenário 1 do aterro sanitário sem recuperação de energia.

As categorias de menores impactos para todos os cenários são a depleção abiótica, seguido da acidificação e a eutrofização, sendo esta última representativa apenas no Cenário 4 que considera a gaseificação. No aquecimento global se vê influenciado pelas emissões fugitivas do aterro sanitário nos Cenários 1, 2, 3 e 4, nos cenários 5 e 6 da reciclagem e do sistema integrado se apresentam valores negativos.

A rota indicada para municípios com população entre 100.000 e 300.000 habitantes deve ser composta por: coleta domiciliar de CDR (resíduos não recicláveis), coleta diferenciada de resíduos recicláveis, coleta diferenciada de resíduos orgânicos de grandes geradores, transporte, unidades de triagem para destinação dos resíduos recicláveis secos e disposição de rejeitos em aterros sanitários. Nesta faixa é possível que se consiga aproveitamento dos resíduos na triagem, proporcionando um tratamento posterior e uma recuperação dos materiais.

No balanço energético realizado para os indicadores LCEE, FER e NER, se obteve similaridades nos resultados sendo que para o Cenário 1 do aterro sanitário, o índice obtido para todos os indicadores igual a zero. Logo, o combustível não é totalmente renovável, mas também não produz energia útil.

A partir da perspectiva do uso de energia, pode-se concluir que tem o melhor desempenho os Cenários 3, 5 e 6 apresentando valores maiores que 1, indicando que estes são vantajosos do ponto de vista ambiental e energético, visto que os produtos geram fontes energéticas de origem renovável. Diferente dos Cenários 2 e 4 do aterro sanitário com recuperação de energia e da gaseificação, com valores menores que 1,0, o qual é desfavorável pois sugerem que o combustível irá fornecer uma quantidade de energia menor que a energia fóssil utilizada para sua transformação.

A recuperação energética dos resíduos mostrou-se determinante para diminuir os impactos da disposição e tratamento dos RSU no contexto brasileiro. O sistema integrado onde se tem o uso de diferentes tecnologias para gerar energia com os RSU, aumenta os benefícios, ao produzir outros subprodutos como biofertilizante na DA e a recuperação de materiais nos sistemas de reciclagem.

RECOMENDAÇÕES

Para resultados mais sólidos e conclusivos é imprescindível a melhoria dos dados do inventário do ciclo de vida, e para isto é necessária a coleta de dados mais precisos das emissões e da composição dos RSU, e conhecer melhor nossos processos produtivos e seus impactos no meio ambiente, para que estas informações subsidiem decisões políticas e estratégicas.

Indica-se a complementação dos estudos com uma análise econômica, a fim de se determinar os principais fatores técnicos e econômicos que mais contribuem para a viabilidade econômica de cada cenário. Além disso, recomenda-se a avaliação dos impactos sociais gerados.

Recomenda-se ainda a elaboração de um guia de apoio aos tomadores de decisão do setor de saneamento básico baseado em avaliações de impacto de ciclo de vida de sistemas de tratamento e disposição final de RSU no Brasil, incluindo diferentes rotas de disposição e/ou reuso dos subprodutos úteis gerados.

APÊNDICE A

1. Estimativa de RSO geração de biogás e metano para CIMASAS

Ano	RSO (t/ano)	RSO (t/dia)	Biogás (m³/ano)	CH ₄ m³/ano	Composto (kg/t/ano)
2013	21.028,35	57,61	3.154.253,1	1.971.408,2	8.558.540,16
2014	20.522,52	56,22	3.078.378,4	1.923.986,5	8.352.666,83
2015	20.960,60	57,42	3.144.091,2	1.965.057	8.530.967,36
2016	21.413,48	58,66	3.212.022,3	2.007.514	8.715.287,25
2017	21.882,19	59,95	3.282.328,5	2.051.455,3	8.906.051,21
2018	22.367,89	61,28	3.355.184,6	2.096.990,4	9.103.734,10
2019	22.871,91	62,66	3.430.787,2	2.144.242	9.308.869,17
2020	23.395,72	64,09	3.509.358	2.193.348,7	9.522.057,93
2021	23.940,98	65,59	3.591.148,3	2.244.467,7	9.743.982,27
2022	24.509,62	67,14	3.676.444,4	2.297.777,8	9.975.419,18
2023	25.103,83	68,77	3.765.574,5	2.353.484,1	10.217.258,92
2024	25.726,11	70,48	3.858.916,8	2.411.823	10.470.527,56
2025	26.379,39	72,27	3.956.909,8	2.473.068,6	10.736.415,18
2026	27.067,10	74,15	4.060.065,7	2.537.541	11.016.311,47
2027	27.793,24	76,14	4.168.986,9	2.605.616,8	11.311.851,14
2028	28.562,58	78,25	4.284.387,8	2.677.742,4	11.624.972,31
2029	29.380,81	80,49	4.407.122,6	2.754.451,6	11.957.992,63
2030	30.254,81	82,88	4.538.222,2	2.836.388,9	12.313.709,62
2031	31.192,96	85,46	4.678.944	2.924.340	12.695.534,73
2032	32.205,59	88,23	4.830.838,5	3.019.274,1	13.107.675,21
2033	33.305,61	91,24	4.995.842,1	3.122.401,3	13.555.384,95
2034	34.509,37	94,54	5.176.406,6	3.235.254,1	14.045.316,64
Total	574.374,76	1.573,62	86.156.213	53.847.633	233.770.525,9

2. Estimativa de materiais reciclados para CIMASAS

Ano	Total CIMASAS (t/ano)	PAPEL 12,04%	PLÁSTICO 13,42%	VIDRO 1,76%	METAL 2,76%	ORGÂNICO 50,72%	OUTROS 19,3%
2015	41.326,12	4.975,66	5.545,97	727,34	1.140,60	20.960,61	7.975,94
2016	42.219,01	5.083,17	5.665,79	743,05	1.165,24	21.413,48	8.148,27
2017	43.143,12	5.194,43	5.789,81	759,32	1.190,75	21.882,19	8.326,62
2018	44.100,74	5.309,73	5.918,32	776,17	1.217,18	22.367,90	8.511,44
2019	45.094,47	5.429,37	6.051,68	793,66	1.244,61	22.871,91	8.703,23
2020	46.127,21	5.553,72	6.190,27	811,84	1.273,11	23.395,72	8.902,55
2021	47.202,26	5.683,15	6.334,54	830,76	1.302,78	23.940,99	9.110,04
2022	48.323,40	5.818,14	6.485,00	850,49	1.333,73	24.509,63	9.326,42
2023	49.494,93	5.959,19	6.642,22	871,11	1.366,06	25.103,83	9.552,52
2024	50.721,83	6.106,91	6.806,87	892,70	1.399,92	25.726,11	9.789,31

2025	52.009,86	6.261,99	6.979,72	915,37	1.435,47	26.379,40	10.037,90
2026	53.365,74	6.425,24	7.161,68	939,24	1.472,89	27.067,10	10.299,59
2027	54.797,41	6.597,61	7.353,81	964,43	1.512,41	27.793,25	10.575,90
2028	56.314,25	6.780,24	7.557,37	991,13	1.554,27	28.562,59	10.868,65
2029	57.927,48	6.974,47	7.773,87	1.019,52	1.598,80	29.380,82	11.180,00
2030	59.650,66	7.181,94	8.005,12	1.049,85	1.646,36	30.254,81	11.512,58
2031	61.500,32	7.404,64	8.253,34	1.082,41	1.697,41	31.192,96	11.869,56
2032	63.496,83	7.645,02	8.521,27	1.117,54	1.752,51	32.205,59	12.254,89
2033	65.665,64	7.906,14	8.812,33	1.155,72	1.812,37	33.305,61	12.673,47
2034	68.038,99	8.191,89	9.130,83	1.197,49	1.877,88	34.509,38	13.131,53
Total	1.050.520,27	126.482,64	140.979,82	18.489,16	28.994,36	532.823,88	202.750,41

3. Estimativa de Rejeitos para CIMASAS

Ano	Total CIMASAS (t/ano)	Rejeitos (t/ano)	Rejeitos (t/hora)	Rejeitos (kg/ano)	Rejeitos (kg/h)
2015	41326,119	7975,9411	0,9335137	7975941,05	910,495554
2016	42219,011	8148,2691	0,9536832	8148269,05	930,1677
2017	43143,119	8326,6219	0,9745578	8326621,87	950,527611
2018	44100,743	8511,4435	0,9961895	8511443,48	971,625968
2019	45094,469	8703,2324	1,0186368	8703232,42	993,519683
2020	46127,208	8902,5511	1,0419652	8902551,08	1016,27295
2021	47202,264	9110,037	1,0662496	9110036,98	1039,95856
2022	48323,402	9326,4166	1,091575	9326416,56	1064,65943
2023	49494,934	9552,5222	1,1180386	9552522,17	1090,47057
2024	50721,83	9789,3131	1,1457529	9789313,1	1117,5015
2025	52009,855	10037,902	1,1748481	10037902	1145,87923
2026	53365,742	10299,588	1,2054761	10299588,2	1175,75208
2027	54797,409	10575,9	1,237816	10575900	1207,29452
2028	56314,246	10868,649	1,2720798	10868649,5	1240,71341
2029	57927,479	11180,003	1,308521	11180003,4	1276,2561
2030	59650,66	11512,577	1,3474459	11512577,4	1314,22116
2031	61500,315	11869,561	1,3892276	11869560,9	1354,9727
2032	63496,826	12254,887	1,4343267	12254887,4	1398,95975
2033	65665,643	12673,469	1,483318	12673469,1	1446,74305
2034	68038,993	13131,526	1,5369295	13131525,7	1499,03262

APÊNDICE B

Cenário 1.

Categoria de impacto	Unidade	Emissões fugitivas aterro	Queima em flares	Tratamento Chorume Aterro	Aterro Sanitário
Não renovável, fóssil	MJ	0	0	0	324,67
Não renovável, nuclear	MJ	0	0	0	0,07
Não renovável, a biomassa	MJ	0	0	0	0
Renovável, a biomassa	MJ	0	0	0	0,00
Renovável, energia eólica, solar, goethe	MJ	0	0	0	2,77
Renovável, água	MJ	0	0	0	11,94

Cenário 2.

Categoria de impacto	Unidade	Emissões fugitivas aterro	Queima em flares	MCI Aterro Sanitário	Tratamento Chorume Aterro	Aterro Sanitário	Eletricidade Gerada
Não renovável, fóssil	MJ	0	0	0	0	324,66	-260,07
Não renovável, nuclear	MJ	0	0	0	0	0,07	-0,45
Não renovável, a biomassa	MJ	0	0	0	0	0,00	0,00
Renovável, a biomassa	MJ	0	0	0	0	0	0
Renovável, energia eólica, solar, goethe	MJ	0	0	0	0	3	-17
Renovável, água	MJ	0	0	0	0	11,94	-74,62

Cenário 3.

Categoria de impacto	Unidade	Cenário 3a	Cenário 3b	3a						3b			
				Tratamento de material tratado	Tratamento de chorume DA	Limpeza e MCI DA	Eletricidade Consumo	Eletricidade Gerada	Fertilizante	Emissões fugitivas aterro	Queima em flares	Aterro Sanitário 3	Tratamento de chorume aterro
Não renovável, fóssil	MJ	-305,2	160,06	1,03	0	0	73,9	-379,74	-0,49	0	0	160,06	0
Não renovável, nuclear	MJ	-0,54	0,03	0,018	0	0	0,12	-0,66	-0,03	0	0	0,035	0
Não renovável, a biomassa	MJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Renovável, a biomassa	MJ	-0,003	0,0002	0	0	0	0,0008	-0,004	0	0	0	0,0002	0
Renovável, energia eólica, solar, geotérmica	MJ	-20,34	1,36	0	0	0	4,92	-25,26	0	0	0	1,36	0
Renovável, água	MJ	-87,73	5,88	0	0	0	21,23	-108,95	-0,007	0	0	5,88	0

Cenário 4.

Categoria de impacto	Unidade	Cenário 4a	Cenário 4b	4a			4b			
				Prétratamento CDR	Limpeza e MCI gás de gaseificação	Eletricidade Gerada	Emissões fugitivas aterro	Queima em flares	Tratamento de chorume aterro	Aterro sanitário 4
Não renovável, fóssil	MJ	12,06	178,5	424,33	0,23	-412,49	0	0	0	178,56
Não renovável, nuclear	MJ	0,021	0,040	0,74	0,0004	-0,72	0	0	0	0,040
Não renovável, a biomassa	MJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Renovável, a biomassa	MJ	0,0001	0,0002	0,005	2,7E-06	-0,004	0	0	0	0,0002
Renovável, energia eólica, solar, geotérmica	MJ	0,80	1,52	28,2	0,015	-27,4	0	0	0	1,52
Renovável, água	MJ	3,46	6,56	121,75	0,06	-118,35	0	0	0	6,56

Cenário 5.

Categoria de impacto	Unidade	Cenário 5		5a					5b			
		Cenário 5a	Cenário 5b	Reciclagem de materiais	Plástico reciclado	Metal reciclado	Vidro reciclado	Papel reciclado	Emissões fugitivas aterro	queima em flares	Tratamento de chorume aterro	Aterro sanitário 5
Não renovável, fóssil	MJ	-19550,6	230,51	-9742,39	-9259,1	96,16	-198,7	-446,4	0	0	0	230,51
Não renovável, nuclear	MJ	0	0,051	0	0	0	0	0	0	0	0	0,051
Não renovável, a biomassa	MJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Renovável, a biomassa	MJ	0	0,0003	0	0	0	0	0	0	0	0	0,00035
Renovável, energia eólica, solar, goethe	MJ	0	1,96	0	0	0	0	0	0	0	0	1,96
Renovável, água	MJ	0	8,47	0	0	0	0	0	0	0	0	8,47

Cenário 6.

Categoria de impacto	Unidade	Cenário 6				3a					
		Cenário 3a	Cenário 5a	Cenário 4a	Cenário 6b	Tratamento de material tratado	Tratamento de chorume DA	Limpeza e MCI DA	Eletricidade Consumo	Eletricidade Gerada	Fertilizante
Não renovável, fóssil	MJ	-305,208	14831,52	-27,9336	32,466805	1,03314927	0	0	73,99506333	-379,74267	-0,493643
Não renovável, nuclear	MJ	-0,54664	0	-0,04885	0,0072787	0,01863827	0	0	0,129392691	-0,6640433	-0,030623
Não renovável, a biomassa	MJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Renovável, a biomassa	MJ	-0,00369	0	-0,00034	5,03E-05	0	0	0	0,0008942	-0,004589	0
Renovável, energia eólica, solar, geotérmica	MJ	-20,3457	0	-1,85882	0,2769841	0	0	0	4,923946659	-25,269694	0
Renovável, água	MJ	-87,7342	0	-8,01489	1,194304	0	0	0	21,23113994	-108,95821	-0,007106

Limpeza e MCI gás de gaseificação	4a		5a				6b				
	Prétratamento CDR	Eletricidade Gerada	Reciclagem de materiais	Plástico reciclado	Metal reciclado	Vidro reciclado	Papel reciclado	Emissões fugitivas aterro	queima em flares	Tratamento de chorume aterro	Aterro sanitário 6
0,019	5,52	-33,47	-7390,78	-7024,2	72,949	-150,75	-338,72	0	0	32,46	0
3,47E-05	0,009	-0,05	0	0	0	0	0	0	0	0,0072	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2,39E-07	6,65E-05	-0,0004	0	0	0	0	0	0	0	5,03E-05	0
0,001	0,36	-2,22	0	0	0	0	0	0	0	0,27	0
0,005	1,58	-9,60	0	0	0	0	0	0	0	1,19	0

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABRE, **Estatísticas da Reciclagem No Brasil e no Mundo**. São Paulo, 2007. Disponível em: http://www.abre.org.br/meio_reci_brasil.php. Acesso em: 07 Abr. 2015

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10004:2004 **Resíduos sólidos–Classificação**. Rio de Janeiro, 77 p., 2009.

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 8849:1985. **Apresentação de Projetos de Aterros Controlados de Resíduos Sólidos Urbanos**, 9 p., 1985.

ABRELPE. Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais -. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil**. 2013. Disponível em: http://www.abrelpe.org.br/panorama_envio_2.cfm>. Acesso em: 04 set 2014.

AMMENDOLA, P., CHIRONE, R., MICCIO, F., RUOPPOLO, G., SCALA, F. Devolatilization and Attrition Behavior of Fuel Pellets during Fluidized-Bed Gasification. **Energy Fuels**. 25, 1260–1266. 2011

ANDREOLI, C. V.; PEGORINI, E. S., GONÇALVES, D. F. Processo de implementação da reciclagem agrícola de biossólidos em Curitiba, Paraná. In: Congresso Interamericano De Engenharia Sanitária E Ambiental, **Anais...**, 28. 2013. Porto Alegre: ABES, Porto Alegre, 2012, p. 1-12.

ANEEL. AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA. **Boletim de informações gerenciais, 014**. Disponível em <http://www.aneel.gov.br/arquivos/PDF/IG_Mar_14.pdf>. Acesso em: 10 set 2015

ARAFAT A, K., JIJAKLI A, A., AHSAN. Environmental performance and energy recovery potential of five processes for municipal solid waste treatment. **Journal of Cleaner Production**. (105) 233-240. 2015.

ARENA, U., DI GREGORIO, F., 2013. Element partitioning in combustion- and gasification-based waste-to-energy units. **Waste Management**. 33, 1142–1150.

ARENA, U., 2012. Process and technological aspects of municipal solid waste gasification. **A review. Waste Management**. 32, 625–639.

ARENA, U., ARDOLINO, F., DI GREGORIO, F. A life cycle assessment of environmental performances of two combustion and gasification based waste to energy technologies. **Waste management**. 41, 62-74. 2015.

ASSAMOIE LAWRYSHYN. The environmental comparison of landfilling vs incineration of MSW accounting for waste diversion. **Waste Management**. 32:1090 – 1030. 2012.

AUSTERMANN, S., ARCHER, E., WHITINH, K. J. **Commercial assessment anaerobic digestion technology for biomass projects, juniper for renewables east**. 2007. Disponível em: http://www.biomassenergycentre.org.uk/pls/portal/docs/PAGE/RESOURCES/REF_LIB_RE. Acesso em 10 jan 2015.

AXPO KOMPOGAS. **The Kompogas System - From waste to resource recycling**. [S.l.]. 2013. Disponível em: <<http://www.axpo.com/kompogas>>. Acesso em: 20 out. 2014.

AYE, L. Y WIDJAYA, E. Environmental and economic analyses of waste disposal options for traditional markets in Indonesia. **Waste Management**. 26 (10):1180-91. 2007.

AZAPAGIC, A; CLIFT, R. Allocation of environmental burdens in multiple-function systems. **Journal of Cleaner Production**, p.101-119, 1999.

BANAR, M, Z. COKAYGIL, A. OZKAN. Life cycle assessment of solid waste management options for Eskisehir, Turkey. **Waste Management** (29) 54–62. Turkey. 2009.

BANCO MUNDIAL. **Handbook for the Preparation of Landfill Gas to Energy Projects in Latin America and the Caribbean**. Conestoga-Rovers & Associates, 2014. Disponível em <http://www.wds.worldbank.org/external/default/WDSContentServer/WDSP/IB/2005/08/09/000160016_20050809131543/Rendered/PDF/332640handbook.pdf>. Acesso: 06/02/2015.

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

BARROS, R. M., TIAGO, G., DA SILVA, T. The electric energy potential of landfill biogas in Brazil. **Energy Policy**. V. 65, p. 150-164, Ed. Elsevier, 2014.

BASU P. **Gasification theory and modeling of gasifiers**. In: **Biomass Gasification Design Handbook**. 2010. Boston: Academic Press. <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-374988-8.00005-2> 117–165.

BASU P. In: **Biomass Gasification, Pyrolysis and Torrefaction: Practical Design and Theory**. Elsevier Inc. p. 202. 2013.

BECK, R. W. **Anaerobic Digestion Feasibility Study**. Bluestem Solid Waste Agency e Iowa Department of Natural Resources. [s.n.]. 2000.

BELBOOM, J., DIGNEFFE, RENZONI, GERMAIN, LÉONARD. Comparing technologies for municipal solid waste management using life cycle assessment methodology: a Belgian case study. **Int J Life Cycle Assess** 18:1513–1523. 2013.

BEN, **Balanco Energético Nacional (ano base 2015)**. Secretaria de saneamento e energia. Disponível em <https://ben.epa.gov.br/downloads>. Acesso em 12 Dez 2015.

BENEDETTO, L. D., Klemes, J. The Environmental Performance Strategy Map: an integrated LCA approach to support the strategic decision-making process. **Journal of Cleaner Production**, 17(10), 900-906. 2009.

BERGLUND, M., BÖRJESSON, P. Assessment of energy performance in the lifecycle of biogas production. **Biomass and Bioenergy** 30 (3), 254–266. 2006.

BERNSTAD e LA COUR JANSEN. Review of comparative LCAs of food waste management systems--current status and potential improvements. **Waste Management**. 32(12):2439-55. 2012.

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

BIDONE, F., R., A. E POVINELLI, J. **Conceitos Básicos de Resíduos Sólidos**. São Carlos: EESC/USP, 1999, 120 p.

BJARNADÓTTIR H. J., FRÍÐRIKSSON G. B., JOHNSEN T., SLETSSEN H. **Guidelines for the use of LCA in the waste management sector**. NT Techn Report 517, Published by Nordtest, Tekniikantie 12, FIN-02150 Espoo, Finland, 96 pp. 2002.

BIFFAWARD. **Plastics in the UK economy**. Biffaward; 2003. Disponível em: www.biffaward.org. Acesso em: 27 dez 2015.

BIG/ANEEL, **Banco de informações de geração**, 2015. Disponível em: <http://www2.aneel.gov.br/aplicacoes/capacidadebrasil/capacidadebrasil.cfm>. Acesso em 13 jun 2014

BLENGINI, G.A. Applying LCA to organic waste management in Piedmont, Italy Org. **Waste Management**, 19 (5) pp. 533–549. 2008a.

BLENGINI, G.A. Using LCA to evaluate impacts and resources conservation potential of composting: a case study of the Asti District in Italy. **Resource Conservation Recycling**, 53 pp. 1373–1381 2008b.

BNDES (Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social). **Análise das Diversas Tecnologias de Tratamento e Disposição Final de Resíduos Sólidos no Brasil, Europa, Estados Unidos e Japão**. Fundação de apoio ao desenvolvimento da Universidade Federal de Pernambuco. Grupo de Resíduos Sólidos – UFPE. 2013.

BOGNER, J., ABDELRAFIE AHMED, M.; DIAZ, C.; FAAIJ, A.; GAO, Q.; HASHIMOTO, S.; MARECKOVA, K.; PIPATTI, R.; ZHANG, T. **Waste Management, In Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**, Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 2007.

BOLDRIN A., J.K. ANDERSEN, J. MØLLER, T.H. CHRISTENSEN, E. FAVOINO. Composting and compost utilization: accounting of greenhouse gases and global warming contributions. **Waste Management. Res.**, 27 pp. 800–812. 2009.

BOLDRIN, A., KÖRNER, I., KROGMANN, U., CHRISTENSEN, T.H. Composting: Mass balances and product quality. In Christensen, T.H. (Eds.), **Solid Waste Technology & Management, Chapter 9.3**. John Wiley & Sons, Ltd, Chicester (ISBN: 978-1-405-17517-3). 2010.

BOLIN, L, HUI MIEN LEE AND MATTIAS LINDAHL. LCA of Biogas Through Anaerobic Digestion from the Organic Fraction of Municipal Solid Waste (OFMSW) Compared to Incineration of the Waste. **Proceedings of EcoDesign 2009: 6th International Symposium on Environmentally Conscious Design and Inverse Manufacturing**. 2009.

BORGES, F. J. **Inventário do ciclo de vida do PVC produzido no Brasil**. 2004. 174p. Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo/SP, 2004.

BOSMANS, A., VANDERREYDT, I., GEYSENC, D., HELSEN, L. The crucial role of waste to energy technologies in enhanced landfill mining: a technology review. **J. Clean. Prod.** 55, 10–23. 2013.

BOVEA, M.D., POWELL, J.C. Alternative scenarios to meet the demands of sustainable waste management. **Journal of Environmental Management** 79, 115–132. 2006.

BOVE, R.; LUNGHI, P. Electric Power generation from landfill gas using traditional and innovative technologies. **Energy Conversion and Management**, vol.47, p.1391-1401, 2005.

BRASIL. República Federativa do Brasil. **Lei nº 12.305 - Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos**. Brasília, 2010.

BRASIL. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA IBGE. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico**. 2008. Rio de Janeiro, 2008. 219p.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **1º Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários**. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2011. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/163/_publicacao/163_publicacao27072011055200.pdf> Acesso em: 10/06/2014.

BJORKLUND A., FINNVEDEN, G. Recycling revisited—life cycle comparisons of global warming impact and total energy use of waste management strategies. **Resources, Conservation and Recycling**. (44) 309–317. 2005.

BRUNNER, P.H., RECHBERGER, H. Waste to energy – key element for sustainable waste management. **Waste Management**. 37, 3–12. 2015.

BURNLEY, S.J., PHILLIPS, R. AND COLEMAN, T. A life cycle assessment of recovering energy from the organic fractions of municipal waste. Proceedings Sardinia 2011, **Thirteenth International Waste Management and Landfill Symposium**, Santa Margherita di Pula, Italy 3-7 October 2011. CISA, Italy. 2011.

BUTTOL, P., MASONI, P., BONOLI, A., GOLDONI, S., BELLADONNA, V., CAVAZZUTI, C. LCA of integrated MSW management systems: case study of the Bologna District. **Waste Management** 27, 1059–1070. 2007.

CALDERONI, S. **Os bilhões perdidos no lixo**. 2da ed. São Paulo: Humanitas Editora. 1998 – 1999. 348 p.

CAPES – COORDENAÇÃO DE APERFEIÇOAMENTO DE PESSOAL DE NÍVEL SUPERIOR. **Banco de teses**. Disponível em: <<http://capesdw.capes.gov.br/capesdw/>>. Acesso em: 20/12/2015.

CABARABAN, M.T.I., KHIRE, M.V. & ALOCILJA, E.C. Aerobic in-vessel composting versus bioreactor landfilling using life cycle inventory models. **Clean Technologies and Environmental Policy**, 10, 39-52. 2008.

CEMPRE – **Relatório de pesquisa. Diagnóstico dos Resíduos Sólidos Urbanos**. IPEA – Instituto de pesquisa econômica aplicada. 2013.

CEMPRE – **Compromisso Empresarial Para A Reciclagem. Fichas Técnicas**. São Paulo: CEMPRE, 2008. Disponível em: <http://www.cempre.org.br/ft_plastico.php>. Acesso em 09 jun. 2015.

CENBIO – Centro Nacional de Referência em Biomassa. **Relatório Final do Projeto Aproveitamento do Biogás Proveniente do Tratamento de Resíduos Sólidos Urbanos para Geração de Energia Elétrica e Iluminação a Gás**. São Paulo, 2010. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/mudancasclimaticas/biogas/Aterro%20Sanit%C3%A1rio/21Aterro%20Sanit%C3%A1rio>. Acesso em: 1 out 2014.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Biogás - Aterros, versão 1.0** / CETESB, Ministério Brasileiro de Ciência e Tecnologia. São Paulo, 2006. Disponível em <http://www.cetesb.sp.gov.br/mudancasclimaticas/biogas/Softwares/16-Softwares>. Acesso: 06/02/2015.

CETESB. Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo. **Aterro Sanitário – Definições**. Disponível em <http://www.cetesb.sp.gov.br/mudancasclimaticas/biogas/Aterro%20Sanit%C3%A1rio/21Aterro%20Sanit%C3%A1rio>. Acesso: 29/01/2015.

CEWEP, 2007. **Map European waste to energy plants in 2007**. Available at <<http://www.cewep.com.data.studies.art145,138.html>>. Acesso em 27 November 2015.

CHAUHAN, MANICH K. *et al.* Life cycle assessment of sugar industry: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v.15, n.7, p. 3445-3453. 2011.

CHAYA, W., GHEEWALA, S. Life cycle assessment of MSW-to-energy schemes in Thailand. **Journal Cleaned Production** 15 (15), 1463e1468. 2007.

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

CHERNICHARO, C. A. L. UFMG - Universidade Federal de Minas Gerais. **Reatores anaeróbios**. 2. ed., v. 5. Belo horizonte, 2007. ISBN 85-7041-130-8.

CHERUBINE, BARGIGLI, e SERGIO ULGIATI. Life cycle assessment (LCA) of waste management strategies: Landfilling, sorting plant and incineration. **Energy**. (34) 2116–2123. Roma. 2008.

CHERUBINE, BARGIGLI, e SERGIO ULGIATI. Life cycle assessment of urban waste management: Energy performances and environmental impacts. The case of Rome, Italy. **Waste Management**. (28) 2552–2564. 2008.

CIMASAS - **Consórcio Intermunicipal dos Municípios da Microregião do Alto Sapucaí para Aterro Sanitário**. Disponível em: cimasas@itajuba.mg.gov.br. Acesso em: 1 abr 2014.

CLIFT, R., DOIG, A., FINNVEDEN, G., 2000. The application of life cycle assessment to integrated solid waste management. Process safety and environmental protection. **Transactions of the Institution of Chemical Engineers** 78 (4), 279– 287.

CLIMATE. Disponível em: <http://pt.climate-data.org/location/24906/>. Acesso 15 dez 2015.

CONSELHO NACIONAL DE DESENVOLVIMENTO CIENTÍFICO E TECNOLÓGICO CNPq. **Directorio dos grupos de pesquisa do Brasil**. Disponível em: <http://dgp.cnpq.br/buscaoperacional/>. Acesso em: 07/10/2015.

COELHO, T., S. *et al.* **Geração de energia elétrica a partir do biogás proveniente do tratamento de esgoto**. Encontro de Energia no Meio Rural - Agrener, 2006.

COMISSÃO EUROPEIA. **EU Moving Towards ‘Recycling Society’ but Room for Progress Remains**. Disponível em: http://europa.eu/rapid/press-release_IP-11-46_en.htm?locale=en. Acesso em 24 jan 2015.

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução CONAMA no. 404**. 2008.

CONMETRO. Resolução nº. 4, de 15 de dezembro de 2010. **Dispõe sobre a aprovação do Programa Brasileiro de Avaliação do Ciclo de Vida e dá outras providências**. Diário Oficial da União, ano CXLVIII, nº. 2, Seção 1, Brasília. 2010.

CONSONNI, S., GIUGLIANO, M., GROSSO M. Alternative strategies for energy recovery from municipal solid waste Part A: Mass and energy balances. **Waste Management**. Italia. 2005.

CURRAN, MARY ANN; MANN, MARGARET; NORRIS, GREGORY. The international workshop on electricity data for life cycle inventories. **Journal of Cleaner Production**, v. 13, n. 8, p. 853-862, jun. 2005.

CUSSIOL, N.A.M. Centro de desenvolvimento da tecnologia nuclear. In: **Anais do 18º congresso de engenharia sanitária e ambiental**. Salvador. ABES. 1996

DALGAARD, R., SCHMIDT, J., HALBERG, N., CHRISTENSEN, P., THRANE, M., PENGUE, W. A. LCA of soybean meal. **International Journal of Life Cycle Assessment**, n 13, p. 240 – 254, 2008.

DE FEO E MALVANO. The use of LCA in selecting the best MSW management system. **Waste Management**. Italia. 2009.

DE BAERE, L., B. MATTHEEUWS. State of the Art of Anaerobic Digest Ion of Municipal Solid Waste in Europe. **Proceedings of the International Conference on Solid Waste 2011- Moving Towards Sustainable Resource Management**, Hong Kong SAR, P.R. China, 2 – 6, 2011.

DEFRA. Department for Environment, Food and Rural Affairs. **Incineration of municipal solid waste, waste management technology brief, the new technologies work stream of the Defra Waste Implementation Programme DEFRA**. Carbon balances and energy impacts of the management of UK wastes. London. 2007.

DEFRA. Department of Environment, Food and Rural Affairs. **Landfill bans and restrictions in the EU and US. Green Alliance**. London. Documento código WR1202. 2010.

DEUBLEIN, D.; STEINHAUSER, A. **Biogas from Waste and Renewable Resources: An Introduction**. Mörelanbach: WILEY-VCH. ISBN 978-3-527-31841-4. 2008.

DIAS, A. L. S. **Análise de desempenho de lagoas de estabilização empregadas para tratamento de lixiviados de aterros sanitários**. 2012. 171f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2012.

DI MARIA E MICALE. Life cycle analysis of different management options for organic waste. **Environmental Science Pollutant Res Int**. 22(1):248-63. 2015.

DI TRAPANI D, CHRISTENSSON M., TORREGROSSA M., VIVIANI G., and Ø DEGAARD H. Performance of a hybrid activated sludge/biofilm process for wastewater treatment in a cold climate region: Influence of operating conditions. **Biochemical Eng. J.** 77, 214– 219. 2013.

DIRECTIVE 2009/28/EC of the European Parliament and of the Council of 23 April 2009 on the promotion of the use of energy from renewable sources. Official Journal of the European Union.

DONES R, BAUER C, RODER A. € Kohle. **Final report ecoinvent No. 6**. Paul Scherrer Institut Villigen, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dubendorf, CH. 2007.

DOS SANTOS. **Avaliação Econômica e Ambiental do Aproveitamento Energético de Resíduos Sólidos no Brasil**. Dissertação de mestrado. Universidade Estadual de Campinas. 2013.

ECOINVENT, 2010. **Swiss centre for life cycle inventories (Ecoinvent Centre)**. Ecoinvent Database. Ecoinvent Centre, Dübendorf, 2010. Disponível em: www.ecoinvent.org.

EGGLESTON, H.S., BUENDIA, L., MIWA, K., NGARA, T., TANABE, K. **IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme**. IGES, Japan. 2006.

ELTAWIL, M. A.; BELAL, E. B. A. Evaluation and scrubbing of biogas generation from agricultural wastes and water hyacinth. **Misr Journal of Agricultural Engineering - M.J.A.E.**, v. 26, p. 534 - 560, 2009.

ELETRONUCLEAR. **Relatório de Sustentabilidade Socioambiental**. 2014.

EPA – U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Turning a liability into an asset: a landfill gas-to-energy project development handbook**. Landfill Methane Outreach Program. EPA. 1996.

EPE–Empresa de Pesquisa Energética. **Avaliação Preliminar do Aproveitamento Energético dos Resíduos Sólidos Urbanos de Campo Grande, MS**. Nota DEN 06/08, Serie Recursos Energéticos, 2008.

EUROSTAT, **Greenhouse gas emissions from waste disposal**. http://epp.eurostat.ec.europa.eu/statistics_explained/index.php/Greenhouse_gas_emissions_from_waste_disposal. 2014. Acesso em 11 Dez 2014.

FALLAH, S. Investigation of Solid Waste Disposal Alternatives in Lavan Island Using Life Cycle Assessment Approach. **International Journal of Environmental Research**. Volume 2013; 7(1). 155–164. 2013.

FEAM. Fundação Estadual do Meio Ambiente (Minas Gerais). **Estado da arte do tratamento térmico de resíduos sólidos urbanos com geração de energia elétrica**. 2º Edição, Belo Horizonte, 2010. Disponível em <http://www.feam.br/images/stories/feam/relatorio%201%20%20estado%20da%20arte%20do%20tratamento%20termico.pdf>. Acesso: 29/01/2015.

FERNANDEZ-NAVA Y., J. DEL RÍO, J. RODRÍGUEZ-IGLESIAS, L. CASTRILLON, E. MARANON. Life cycle assessment of different municipal solid waste management options: a case study of Asturias (Spain). **Journal of Cleaner Production**. (81) 178-189. 2014.

FINNVEDEN, G. A world with CO₂ caps. **The International Journal of Life Cycle Assessment** 13 (5), 365–367. 2008.

FINNVEDEN, G. Life cycle assessment of energy from solid waste—part 1: general methodology and results. **Journal of Cleaner Production**. Suécia. 2005.

FINNVEDEN, G e BJORKLUND, A. recycling revisited—life cycle comparisons of global warming impact and total energy use of waste management strategies Resources. **Conservation and Recycling**. 44 309–31. 2005.

FINNVEDEN G. *et al.* **Life Cycle Assessments of Energy from Solid Waste, APPENDIX 5**. Stockholms universitet / systemekologiochfoa. September 2000

FRANCHETTI, M. Economic and environmental analysis of four different configurations of anaerobic digestion for food waste to energy conversion using LCA for: A food service provider case study. **Journal Environmental Management**. 15; 123:42. 2013.

FRUERGAARD, T., ASTRUP, T. Optimal utilization of waste-to-energy in an LCA perspective. **Waste Management**. 31, 572–582. 2011.

GAGNON, L., BELANGER, C., UCHIYAMA, Y. Life cycle assessment of electricity generation options: the status of research in year 2001. **Energy Policy**. (30) 1267 – 1278. 2007.

GARRAIN, DANIEL; VIDAL, Rosario; MARTINEZ, Pilar; MUNOZ, Carlos. **Análisis del Ciclo de Vida de los Procesos de Recubrimiento Metálico de Termoplásticos**. Información Tecnológica, v. 2, n.2, p. 59-64, 2010.

GÓMEZ X., CUETOS M.J., CARA J., MORÁN A. AND GARCÍA A.I. Anaerobic co-digestion of primary sludge and the fruit and vegetable fraction of the municipal solid wastes: Conditions for mixing and evaluation of the organic loading rate. **Renewable Energy**, Volume 31, Issue 12, Pages 2017-2024. 2006.

GÓMEZ, A. *et al.* Potential and cost of electricity generation from human and animal waste in Spain. **Renewable Energy**, V. 35, p. 498 – 505, 2010.

GONÇALVES, K. **Análise e Gerenciamento de Impactos Ambientais no Tratamento de Esgoto Doméstico Mediante Avaliação de ciclo de vida**. Tese de doutorado. Universidade Federal de Minas Gerais. 2015.

GONÇALVES, R. F., CHERNICHARO, C. A. L., NETO, C. O., SOBRINHO, P. A., KATO M. T., COSTA, R. H., AISSE, M. M., ZAIAT, M. **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por reatores de biofilme**. Coletânea de trabalhos técnicos. PROSAB 2, v. 1. 2007.

GONÇALVES, A. (2007). **Potencialidade Energética dos Resíduos Sólidos domiciliares e comerciais do Município de Itajubá – MG**. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Itajubá, Programa de Pós-Graduação em Engenharia da Energia.

GUINÉE JB, GORRÉE M, HEIJUNGS R, HUPPES G, KLEIJN R, DE KONING A, VAN OERS L, WEGENER SLEESWIJK A, SUH S, UDO DE HAES HA, DE BRUIJN H, HUIJBREGTS MAJ, LINDEIJER E, ROORDA AAH, VAN DER VEN BL, WEIDEMA BP Handbook **on life cycle assessment: operational guide to the ISO standards**. Kluwer, Dordrecht. 2002.

GUINÉE, J. B., REINOUT, H., GJALT, H., ZAMAGNI, A., MASONI, P., BUONAMICI, R., EKVALL, T., RYDBERG, T. Life Cycle Assessment: Past, Present, and Future. **Environmental Science & Technology**, v. 45, n.1, p. 90 - 96, 2011.

GUO, M. Life Cycle Assessment (LCA) of Light-Weight Eco-composites. **Springer Theses. ed. Springer**. ISBN 978-3-642-35036-8. 2012

EL HANANDEH, A.; EL-ZEIN, A. **A New Multi-Criteria Decision Analysis Tool Based on ELECTRE III Method**. ANZSEE, Noosaville, Australia, 2007.

HAUSCHILD, M., POTTING, J. **Spatial Differentiation in Life Cycle Impact Assessment – The EDIP2003 Methodology**. Institute for Product Development Technical University of Denmark. 2003.

HENRIQUES, R. **Aproveitamento Energético dos resíduos sólidos domiciliares e comerciais do município de Itajubá- MG (dissertação de mestrado)**. Programa de Pós-graduação em planejamento energético da Universidade Federal do Rio de Janeiro. 2004.

HILL J, NELSON E, TILMAN D, POLASKY S AND TIFFANY D, Environmental, economic, and energetic costs and benefits of biodiesel and ethanol biofuels. **P Natl Acad Sci USA** 103(30):11206–11210. 2006.

HODSON E. L. *et al.* The municipal solid waste landfill as a source of ozone-depleting substances in the United States and United Kingdom. **Atmos. Chem. Phys. Discuss.** 9, 22803–22831, 2009.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo 2016**. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2010/tabelas_pdf/total_populacao_minas_gerais.pdf>. Acesso em 4 jun 2016.

IBICT – INSTITUTO BRASILEIRO DE INFORMAÇÃO CIÊNCIA E TECNOLOGIA. s.d. **Avaliação do ciclo de vida de produtos e sistemas produtivos (ACV)**. Disponível em: <<http://www.ibict.br/inclusao-social-e-popularizacao-da-Programa-de-Pós-graduação-em-Saneamento-Meio-Ambiente-e-Recursos-Hídricos-da-UFMGciencia/avaliacao-do-ciclo-de-vida-de-produtos-e-sistemas-produtivos/apresentacao>>. Acesso em: 10/01/2015.

_____. 2013. **SICV – Brasil completa seis anos de atuação**. Disponível em: <<http://www.ibict.br/sala-de-imprensa/noticias/sicv-brasil-completa-seis-anos-de-atuacao/impresao>>. Acesso em: 10/01/ 2015.

_____. 2010. **Projeto Brasileiro Inventário do Ciclo de Vida para Competitividade Ambiental da Indústria Brasileira (SICV Brasil)**. Disponível em: <http://www.ciclodevida.ufsc.br/congresso/16_00h_Mesa_Redonda_4_Celina_Lamb.pdf>. Acesso em: 13/01/2015.

ICLEI - Brasil - **Governos Locais pela Sustentabilidade Manual para aproveitamento do biogás: volume um, aterros sanitários**. ICLEI - Governos Locais pela Sustentabilidade, Secretariado para América Latina e Caribe, Escritório de projetos no Brasil, São Paulo, 2009.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 5. Waste. IGES, Japan. Disponível em: <<http://www.ipccnggip.iges.or.jp/public/gl/spanish.htm>> Acesso em: 05/nov. 2015.

IPEA, **Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada**. 2012. Disponível Em http://www.ipea.gov.br/portal/index.php?option=com_content&view=article&id=13929&Itemid=75. Acesso em 17 abr 2015.

ISO, 2006. Environmental Management – **Life Cycle Assessment – Life Cycle Impact Assessment (ISO 14044)**. ISO, Geneve.

ISO 14.040, Environmental management - **Life cycle assessment - Principles and framework**. Genève: Switzerland. 2006

ISWA, International Solid Waste Association. **Promoting sustainable waste management worldwide**. ISWA Report. 2012.

ITTEN, RENÉ ROLF FRISCHKNECHT, MATTHIAS STUCK, **Life Cycle Inventories of Electricity Mixes and Grid**. Treeze, fair life cycle thinking. Versão 3. 2014

JARDIM, Niza. **Lixo Municipal: Manual de Gerenciamento integrado**. São Paulo: IPT: CEMPRE, 1995.

JIJAKLI, K, ARAFAT H, KENNEDY S, MANDE, P. How green solar desalination really is? Environmental assessment using life-cycle analysis (LCA) approach. **Desalination**, v.287, n.15, p.123 -131, 2012.

JOLLIET, O., MARGNI, M., CHARLES, R., HUMBERT, S., PAYET, J., REBITZER, G., ROSENBAUM, R. IMPACT 2002+: a new life cycle impact assessment methodology. **Int. J. LCA** 8 (6), 324–330. 2003.

JUNG, C.H., MATSUTO, T., TANAKA, N. Behavior of metals in ash melting and gasification-melting of municipal solid waste (MSW). **Waste Management**. 25, 301– 310. 2005.

JUNGBLUTH, N.; CHUDACOFF, M.; DAURIAT, A.; DINKEL, F.; DOKA, G.; FAIST EMMENEGGER, M.; GNANSOUNOU, E.; KLJUN, N.; SCHLEISS, K.; SPIELMANN, M.; STETTLER, C.; SUTTER, J.. **Life Cycle Inventories of Bioenergy**. Ecoinvent report n. 17. Swiss Centre for Life Cycle Inventories. Dübendorf, 2007.

JUNKES, M. B. **Procedimentos para aproveitamento de resíduos sólidos urbanos em municípios de pequeno porte**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) – Universidade Federal de Santa Catarina, 2002

KELLEHER, M. Anaerobic Digestion Outlook for MSW Streams. **BioCycle**, 48(8), p.51. 2007.

KARIN TREYER, PAUL SCHERRER. **Ecoinvent data and reports v2.2**. Dubendorf, Switzerland: Swiss Centre for Life Cycle Inventories. 2007

KHOO, H. Life cycle impact assessment of various waste conversion technologies. **Waste Management**. 29 1892–1900. 2009.

KIRCHMANN H. **A 3-year N balance study with aerobic, anaerobic and fresh 15N – labelled poultry manure**. In: J A Hansen& K Henriksen eds. Nitrogen in Organic Wastes Applied to Soils. Academic Press, London. pp. 113-125. 1989.

KOMILIS D., KISSAS, K., AND SYMEONIDIS, A. Effect of organic matter and moisture on the calorific value of solid waste: An update of the Tanner diagram. **Waste Management** 34(2): 249-255. 2014.

LANDAU, E. **É preciso aumentar a diversificação da matriz**. Opiniões, v. 26, p. 56, Ribeirão Preto, 2008. Disponível em: <<http://revistaonline.revistaopinioes.com.br/revistas/suc/26/>>. Acesso em: 12 jan. 2015.

LECKNER, B. **Development of Fluidized Bed Conversion of Solid Fuels—History and Future**, in: 22nd Fluidized Bed Conversion Proceedings. Turku, Finland. 2015.

LEE S.-H, K.-I. Choi, M. Osako, J.-I. Dong Evaluation of environmental burdens caused by changes of food waste management systems in Seoul, Korea. **Science Total Environmental**. 387, pp. 42–53. 2007.

LEME, M. **Avaliação das Opções Tecnológicas para Geração de Energia a Partir dos Resíduos Sólidos Urbanos: Estudo de Caso**. Dissertação de Mestrado. UNIFEI. 2010.

LEME, M.M.V. *et al.* Techno-economic analysis and environmental impact assessment of energy recovery from Municipal Solid Waste (MSW) in Brazil. **Resources, Conservation and Recycling**. V. 87, p. 8 – 20, 2014.

LEVIS E BARLAZ, **Composting Process Model Documentation**. NC State University. 2013

LIAMSANGUAN e GHEEWALA. LCA: A decision support tool for environmental assessment of MSW management systems. **Journal of Environmental Management**, 87, pp.132-138. 2008.

LINDFORS L-G, CHRISTIANSEN K, HOFFMAN L, VIRTANEN Y, JUNTILLA V, HANSSON O-J, RØNNING A, EKVALL T, FINNVEDEN G. **Nordic Guidelines on Life-Cycle Assessment**. Nord 1995:20, Nordic Council of Ministers, Copenhagen. 1995.

LISNEY, B., RILEY, K. and BANKS, C. **From waste to resource management, Discussion paper, Hampshire Natural Resources Initiative**. 2003.

LOMBARDI, L., CARNEVALE, E., CORTI, A. “Analysis of energy recovery potential using innovative technologies of waste gasification.” **Waste Management**. vol. 32, no. 4, pp. 640–52, Apr. 2012.

LORA E. S., e ANDRADE R. V., “Biomass as energy source in Brazil,” **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, vol. 13, no. 4, pp. 777–788, May 2009.

LÖFGREN, B.; TILLMAN, A.; RINDE, B. Manufacturing actor is LCA. **Journal of Cleaner Production**, 19(17-18), 2025-2033, 2011.

LOZANO, M. **Modelagem de uma Planta Piloto de Gaseificação de Combustível Derivado de Resíduos (CDR) em um Sistema Integrado a Motor Ciclo Otto, utilizando o Software Aspen Plus™**. Dissertação de Mestrado em engenharia de energia. INIFEI. 2015.

MAHMOUDKHANI, R.; VALIZADEH, B.; KHASTOO, H. Greenhouse gases life cycle assessment as a decision support tool for municipal solid waste management in Iran. **Journal Environmental Health Science Eng**. 12: 71. 2014.

MANFREDI, S., TONINI, D., CHRISTENSEN, T.H. Environmental assessment of different management options for individual waste fractions by means of lifecycle assessment modelling. **Resource Conservation Recycling**. 55, 995–1004. 2011.

MARTINEZ-BLANCO, J.; MUNOZ, P.; ANTON, A.; RIERADEVALL, J. Life cycle assessment of compost from municipal organic waste for fertilization of tomato crops. **Resources, Conservation and Recycling** -09, 53(6), 340-351. 2008.

MASSARUTTO, A. Economic aspects of thermal treatment of solid waste in a sustainable WM system. **Waste Management**. 37, 45–57. 2015.

MASTELLONE, M.L., BRUNNER, P.H., ARENA, U. Scenarios of waste management for a waste emergency area: a substance flow analysis. **Journal Ind. Ecol**. 13 (5), 735–757. 2009.

MATA-ALVAREZ J. **Biomethanization of organic fraction of municipal solid wastes**. Cornwall (UK): IWA Publishing; 2003.

MAYER, F., MICHEL BRONDANI, BRUNO C. AITA, RONALDO HOFFMANN, AND ELECTO E. S. LORA. Environmental and energy assessment of small scale ethanol fuel production. **Energy and fuels**. 29 (10), pp 6704–6716. 2015.

MCDUGALL, F., WHITE, P., FRANKE, M., HINDLE, P. **Integrated Solid Waste Management: A Life Cycle Inventory**, second ed. Blackwell Science Ltda. 2001

MENDES, M. R.; ARAMAKI, T.; HANAKI, K; Comparison on the environmental impact of incineration and landfilling in São Paulo City as determined by LCA. Ver. **Waste Management**. Volume 23, Issue 5, Pages 403-409. 2003.

MMA. Ministério Brasileiro do Meio Ambiente, 2014. Disponível em:< <http://www.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/residuos-solidos/politica-nacional-de-residuos-solidos/aproveitamento-energetico-do-biogás-de-aterro-sanitário>>. Acesso em 13 jun 2015.

MOBERG. Life cycle assessment of energy from solid waste—part 2: landfilling compared to other treatment methods. **Journal of Cleaner Production**. Suécia. 2005.

MØLLER, J., BOLDRIN, A., CHRISTENSEN, T.H. Anaerobic digestion and digestate use: accounting of greenhouse gases and global warming contribution. **Waste Management and Research** 27, 813–824. 2009.

MOTTA, P. **Transformação organizacional: a teoria e a prática de inovar**. Rio de Janeiro: Qualitymark Editora, 1998.

MUYLAERT, M.S., coord. (2000). **Consumo de Energia e Aquecimento do Planeta – Análise do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo – MDL – do Protocolo de Quioto – Estudos de Caso**. Rio de Janeiro, COPPE/UFRJ.

NAKAMURA, C. **Estudo de um sistema de lagoas de estabilização no tratamento de lixiviado e da água subterrânea no entorno de aterros sanitários em Minas Gerais**. Dissertação de Mestrado. Escola de Engenharia da Universidade Federal Viçosa. 2012

ISO 14044 - **Gestão Ambiental - Avaliação do ciclo de vida**, São Paulo: ABNT, novembro 2006.

NOURI, J. GH. ALI OMRANI, R. ARJMANDI and M. KERMANIE. Comparison of solid waste management scenarios based on life cycle analysis and multi-criteria decision making (Case study: Isfahan city). **Iranian Journal of Science & Technology**. 38A3: 257-264. 2014.

NUNEZ, J., GARCIA, P., RODRIGUEZ, D., RAMIREZ, N E C. FONTANILLA. Evolution of palm oil mills into bio-refineries: Technical and environmental assessment of six bio-refinery options. **Engineering Conferences International**. ECI Digital Archives. 2015.

NUNESMAIA, M.F.L. **O lixo: soluções alternativas projeções a partir das experiências da UEFS**. Feira de Santana: Universidade Estadual de Feira de Santana. 1997.

OLIVEIRA, S. V. W. B. **Modelo para tomada de decisão na escolha de sistema de tratamento de esgoto sanitário**. 2004, 293f. Tese (Doutorado em Administração) – Faculdade de Economia, Administração e Contabilidade da USP. Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

OLIVEIRA, L. *et al.* Analysis of the sustainability of using wastes in the Brazilian power industry. **Renewable and Sustainable Energy Reviews** 12, 883-890. 2008.

OLIVEIRA, L. B.; HENRIQUES, R. M.; PEREIRA, A. O. Use of wastes as option for the mitigation of CO₂ emissions in the Brazilian power sector. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 14, p. 3247-3251, ISSN 1364-0321. 2010.

OLIVEIRA, L. B.; MAHLER, C. F.; ROSA, L. P. Waste to Energy in Brazil. In: KARAGIANNIDIS, A. Waste to Energy - Opportunities and Challenges for Developing and Transition Economies. **Springer**, p. 341-348. [s.n.], ISBN 978-1-4471-2305-7. 2012.

OLSEN, S. I.; CHRISTENSEN, F. M.; HAUSCHILD, M.; PEDERSEN, F.; LARSEN, H. F.; TORSLOV, J. Life cycle impact assessment and risk assessment of chemicals -a methodological comparison. **Environmental Impact Assessment Review**, v.21, n.4, p. 385-404, 2001.

ONS, 2015 - **Operador Nacional do Sistema Elétrico** - Disponível em: <http://www.ons.org.br/>

OSTREM, K. & THEMELIS, NICKOLAS J. "Greening Waste: Anaerobic Digestion For Treating The Organic Fraction Of Municipal Solid Wastes". Available at: http://www.seas.columbia.edu/earth/wtert/sofos/Ostrem_Thesis_final.pdf. 2004.

OZELER D., YETIS U., DEMIRER G.N. (2006). Life cycle assessment of municipal solid waste management methods: Ankara case study. **Environment International** (32) 405 – 411. Ankara

PANEPINTO, D., TEDESCO, V., BRIZIO, E., GENON, G. Environmental Performances and Energy Efficiency for MSW Gasification Treatment. **Waste Biomass Valor.** 6:123–135 133. 2015.

PARK J-W, SHIN H-C. Surface emission of landfill gas from solid waste landfill. **Atmos Environ**; 35(20):3445–51. 2001.

PARKER, T., DOTTRIDGE, J., KELLY, S, Investigation of the Composition and Emissions of Trace Components in Landfill Gas. **R&D Technical Report P1-438/TR**. Bristol, Environment Agency (2012).

PAOLUCCI, M., *et al.* Pyrolysis and Gasification of Municipal and Industrial Wastes Blends. **Thermal Science**. Vol. 14, No. 3, pp. 739-746, 2010.

PECORA, V., STORTINI, S., TEIXEIRA, S. Comparação do Desempenho Ambiental de Alternativas para a Destinação de Resíduos Sólidos Urbanos com Aproveitamento Energético. In: **Brasileiro de Gestão em Ciclo de Vida de Produtos e Serviços, III**, Maringá, 2012.

PECORA, V. **Implantação de uma unidade demonstrativa de geração de energia elétrica a partir do biogás do tratamento de esgoto residencial da USP – Um estudo de caso**. Dissertação (Mestrado). Programa de Internidades, Universidade de São Paulo (USP), 153 p., 2006.

PEHNT, M. Dynamic life cycle assessment (LCA) of renewable energy Technologies. **Renewable energy**. (31) 55 – 71. 2006.

PEREIRA, N. Gerenciamento de resíduos sólidos em municípios de pequeno porte. **Revista Ciencia e Ambiente**. 18. 42 – 52. 2000.

PERSSON, M. **Evaluation of upgrading techniques for biogas** - Report SGC 142. Lund Institute of Technology. [S.l.]. 2003. (1102-7371). Disponível em: <http://cdm.unfccc.int/filestorage/E/6/T/E6TUR2NNQW9O83ET10CX8HTE4WXR2O/Evaluation%20of%20Upgrading%20Techniques%20for%20Biogas.pdf?t=T218bjAyOXBwfDBYQq1Hsp8_vBcZwcoXCyey>. Acesso em: 28 out. 2015.

PIERAGOSTINI, C.; MUSSA TI, M. C.; AGUIRRE, P. On process optimization considering LCA methodology. **Journal of Environmental Management**, v. 96, n.1, p. 43-54, 2012.

PUNZI F. **Produzione di energia rinnovabile e recupero di materia da rifiuti mediante digestione anaerobica della frazione organica. Analisi LCA di alcuni scenari di trattamento (in Italian)**. Master's degree thesis, Politecnico di Milano, Italy. 2009.

QUASIN, S., R. **Wastewater Treatment Plants – Planning design and operation**. 2.a ed. Lancaster, Pennsylvania, USA Technomic Publishing Company, 1107 p. 1999.

RAPPORT, J., ZHANG, R., JENKINS, B. AND WILLIAMS, R. Current anaerobic digestion technologies used for treatment of municipal organic solid waste. Sacramento, California Integrated **Waste Management Board**. 2008.

REICHERT, G.A. (2005). Aplicação da Digestão Anaeróbia de Resíduos Sólidos Urbanos: Uma Revisão. **Anais do 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Campo Grande (MS). 2005.

RENÓ, M. L. G. **Avaliação do Balanço Energético e dos Impactos Ambientais do Processo De Produção De Metanol A Partir Do Bagaço de Cana-de-açúcar**. 176 Tese (Doutor em Engenharia Mecânica). Instituto de Engenharia Mecânica, Universidade Federal de Itajubá. 2011.

RIGAMONTI, L., GROSSO, M., GIUGLIANO, M. Life cycle assessment for optimising the level of separated collection in integrated MSW management systems. **Waste Management** 29, 934e944. 2009.

RIGAMONTI, M. GROSSO, M. GIUGLIANO. Life cycle assessment of sub-units composing a MSW management system. **Journal of Cleaner Production**. 18 1652 e 1662. Italia. 2010.

RIGAMONTI, L., GROSSO, M., SUNSERI, M.C., DAINESE, C., VIGANÒ, F., BIANCHINI, A., PELLEGRINI, M., CONSONNI, S., CERNUSCHI, S., GIUGLIANO, M., SACCANI, C. **Analisi comparativa di percorsi per il recupero di materia e di energia da rifiuti urbani (in Italian)**. Proceedings of SIDISA 2008, Florence, 24–27. 2008

RISE-AT. **Review of current status of anaerobic digestion technology for treatment of MSW**. 1998.

ROCHA, M *et al.* Life cycle assessment (LCA) for biofuels in Brazilian conditions: a meta-analysis. **Renew Sustain Energy Rev**; 37:435–59. 2014

ROCHA, M. **Uso da análise do ciclo de vida para a comparação do desempenho ambiental de quatro alternativas para tratamento para a vinhaça**. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Itajubá. 2009.

RODRIGUEZ-IGLESIAS, J., MARANON, E., CASTRILLON, L., RUESTRA, P., and SASTRE, H. Life cycle analysis of municipal solid waste management possibilities in Asturias, Spain. **Waste Management and Research**, 21, 535-548. 2003.

ROELEVELD, P. J.; KLAPWIJK, A.; EGGELS, P. G.; RULKENS, W. H.; VAN STRAKENBURG W. Sustainability of municipal wastewater treatment. **Water Science & Technology**, v. 35, n. 10, p. 221-228, 1997.

RÖHRLIC, M., MISTRY M., PER N., MARTENS, S. B., RUHRBERG, M DIENHARTE, S. BRIEMR, R. QUINKERTZ, Z. ALKAN e K. KUGELER. A method to calculate the cumulative energy demand (CED) of lignite extraction. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. Volume 5, Issue 6, pp 369–373. 2000

ROY, P.; NEI, D.; ORIKASA, T.; XU, Q.; OKADOME, H.; NAKAMURA, N.; SHIINA, T. A review of life cycle assessment (LCA) on some food products. **Journal of Food Engineering**, v. 90, n.1, p.1-10, 2009.

RUOPPOLO, G., AMMENDOLA, P., CHIRONE, R., MICCIO, F. H₂-rich syngas production by fluidized bed gasification of biomass and plastic fuel. **Waste Management** 32, 724–732. 2012.

SALOMÓN, K e SILVA, E. Estimate of the electric energy generating potential for different sources of biogas in Brazil. **Journal Biomass and bioenergy**. Vol 33. Pag 1101 – 1107. 2009.

SANTOS, R. F. *et al.* Brazil is potential for generating electricity from biogas from stillage. **World Renewable Energy Congress**. Sweden, 2011.

SANTOS, I.F., BARROS, R., TIAGO, G. Uma avaliação energética, econômica e ambiental das opções de aproveitamento energético do biogás de um aterro sanitário no Brasil. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**. 2015.

SETAC. Society of Environmental Toxicology and Chemistry. A Technical Framework for Life-Cycle Assessment. Em Fava, J., Denison, R., Jones, B., Curran, M., Vigon, B., Selke, S. e Barnum, J. (Eds.). **Workshop report from the Smugglers Notch**. Vermont, USA, 1993.

SCAGLIA B, CONFALONIERI R, D'IMPORZANO G, ADANI F. Estimating biogas production of biologically treated municipal solid waste. **Bioresour Technol** 101:945–952. 2010.

SHA'ATO, R. *et al.* Survey of solid waste generation and composition in a rapidly growing urban area in Central Nigeria. **Waste Management**, V. 27, p. 352 – 358, 2007.

SHERWANIA, A. F.; USMANIB, J. A.; VARUN, C. Life cycle assessment of solar PV based electricity generation systems: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 14, n.1, p. 540–544, 2010.

SIMAPRO. Pré Consultants BV, Amersfoort, the Netherlands. <http://www.pre.nl>. 2015.

SILVA, I. F. **Proposta de um método escalonado para a motorização do aproveitamento do biogás gerado por aterros sanitários para fins de geração de energia elétrica**. Dissertação de mestrado. 2015

SILVA, P. G. S. **Inovação Ambiental na Gestão de Embalagens de Bebidas em Portugal**. 2002. 159 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Gestão de Tecnologia) – Instituto Superior Técnico, Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa. 2002.

SILVA, G. A. **Impacto da Avaliação do Ciclo de Vida na Competitividade da Indústria Brasileira: Panorama da Avaliação do Ciclo de Vida**. In: **Seminário: Impacto da Avaliação do Ciclo de Vida na Competitividade da Indústria Brasileira**. São Paulo, 2005. Disponível em: http://acv.ibict.br/publicacoes/anais/gil_anderi_1.pdf. Acesso em 17 jul. 2014.

SOUZA, L. **Avaliação do Ciclo de Vida do Sistema Veículo/Combustível no Brasil**. Dissertação de Mestrado. UNIFEI. 2015.

STRANDDORF, H.K., HOFFMANN, L., SCHMIDT, A. Impact categories, normalization and weighting in LCA. Danish Ministry of Environment, **Environmental Protection Agency Environmental News**, 98. 2005.

SUNDQVIST, J. O. **Life cycle assessments and solid waste Guidelines for solid waste treatment and disposal in LCA, Final Report. AFR-REPORT 279**, Print: Swedish Environmental Protection Agency. ISSN 1102-6944. Stockholm, 1999.

SUZUKI, A., NAGAYAMA, S., 2011. High efficiency WtE power plant using high temperature gasifying and direct melting furnace. In: Proceedings Sardinia 2011, 13th Int. **Waste Management and Landfill Symposium**, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy, 3–7 October, 2011. CISA Publisher, Italy.

TAN, S. *et al.* Economic and environmental impact of waste to-energy (WTE) alternatives for waste incineration, landfill and anaerobic digestion. **Energy Procedia**. V. 61, p. 704 – 708, 2014.

TAVARES, “**Potencialidade Energética dos Resíduos Sólidos domiciliares e comerciais do município de Itajubá – MG**”. Dissertação de mestrado. 2007.

TCHOBANOGLIOUS, G. *et al.* Integrated solid waste management: engineering principles and management issues. **Ed. McGraw-Hill**, Universidad de Michigan, 1993.

TINAUT, F., MELGAR, A., HORRILLO, A., DIEZ DE LA ROSA, A. Method for performance of an internal combustion engine fuelled by producer gas and other low heating value gases, **Fuel Processing Technology**, vol 87, p 135-142, 2006.

TING, T., HASHIM, H., SHIUN, J., SHIN, W., TIN, C. and YAN C. Energy and emissions benefits of renewable energy derived from municipal solid waste: Analysis of a low carbon scenario in Malaysia. **Applied Energy**. (136) 797–804. 2014.

TUNESI, S. LCA of local strategies for energy recovery from waste in England, applied to a large municipal flow. **Waste Management**. 31, 561–571. 2010.

UFMG – UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS. **Biblioteca digital de teses e dissertações da UFMG**. Disponível em: <www.bibliotecadigital.ufmg.br/>. (Acesso em: 20/12/2015.)

UFRJ – UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO. **Base Minerva da UFRJ**. Disponível em: <http://fenix2.ufrj.br:8991/F?func=find-b-0&local_base=tdufrj>. (Acesso em: 17/12/2015.)

UNEP – United Nations Environmental Programme. **Annual Report** , 2010.

UNESP – UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”. Catálogo ATHENA – **Banco de dados da UNESP**. Disponível em: <<http://www.athena.biblioteca.unesp.br/>>. (Acesso em: 20/12/2015.)

UNIFEI – UNIVERSIDADE FEDERAL DE ITAJUBÁ - **Banco de dados da UNIFEI**. Disponível em: <https://www.unifei.edu.br/>. Acesso em: 20/12/2015

USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Landfill Gas Emissions Model (LandGEM) Version 3.02 User’s Guide**. 2005.

USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Life cycle assessment: principles and practice**. 2006.

USEPA. United States Environmental Protection Agency (Agência Americana de Proteção Ambiental). **Guidance for evaluating landfill gas emission from close dor abandoned facilities**, 2005. Disponível em <http://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/P1000BRN.PDF?Dockey=P1000BRN.PDF>. Acesso: 04/02/2015.

USEPA - United States Environmental Protection Agency. Landfill Gas Emissions Model. (LandGEM). **Version 3.02 User’s Guide**. USEPA, May 2005b. EPA-600/R- 05/047.

USEPA. United States Environmental Protection Agency (Agência Americana de Proteção Ambiental). **Background Information Document for Updating AP42 Section 2.4 for Estimating Emissions from Municipal Solid Waste Landfills**, 2008. Disponível em <http://www.epa.gov/ttnchie1/ap42/ch02/draft/db02s04.pdf>. Acesso: 05/02/2015.

USEPA. United States Environmental Protection Agency (Agência Americana de Proteção Ambiental). **Landfill Project Development Handbook**, 2010. Disponível em <http://www.epa.gov/lmop/publications-tools/handbook.html>. Acesso: 06/02/2015.

USEPA. United States Environmental Protection Agency (Agência Americana de Proteção Ambiental). **Non-Hazardous Waste Management Hierarchy**, 1995. Disponível em <http://www.epa.gov/waste/nonhaz/municipal/hierarchy.htm>. Acesso: 27/01/2015.

USP – UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO. **Biblioteca Digital de Teses e Dissertações da USP**. Disponível em:<<http://www.theses.usp.br/>>. (Acesso em: 18/12/2012.)

VANDEVIVERE, P., DE BAERE, L., VERSTRAETE, W. Types of anaerobic digesters for solid wastes. In MATA-ALVAREZ, J. Biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes. **IWA publishing**. 2002.

VEHLOW, J. Air pollution control systems in WtE units: a review. **Waste Management**. 37, 58–74. 2015.

VERMA, S. **Anaerobic Digestion of Biodegradable Organics in Municipal Solid Wastes**. Dissertação (Mestrado). Universidade de Columbia (E.U.A). 56 pg., 2002. Disponível em <http://www.seas.columbia.edu/earth/vermathesis.pdf>. Acesso: 22/02/2015.

VIGON, B. W.; TOLLE, D. A.; CORNABY, B. W.; LATHAN, H. C.; HARRISON, C. L.; BOGOUSKI, T. L.; HUNT, R. G.; SELLERS, J. D. **Life-cycle assessment: inventory guidelines and principles**. Cincinnati: U. S. Government Printing Office, 1995. Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da UFMG

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG. 472 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v. 1). 2014.

WILLIAMS, P. T. **Waste Treatment and Disposal**. 2nd ed., Chichester: John Wiley & Sons Ltd. 2005.

WILLUMSEN, H. C. **Energy Recovery from Landfill Gas in Denmark and Worldwide**. LG Consultant, 2001.

WINKLER, J. Y BILITEWSKI, B. Comparative evaluation of life cycle assessment models for solid waste management. **Waste Management**; 27: (8), 1021±1031. 2007

WITTMAYER, M., LANGER, S., SAWILLA, B. Possibilities and limitations of life cycle assessment (LCA) in the development of waste utilization systems. Applied examples for a region in Northern Germany. **Waste Management** 29, 1732– 1738. 2009.

WORLD BANK, What a waste. **A Global review of Solid Waste Management**. No 15. World Bank, Washington (2012).

WUEBBLES, D.J. AND CHANG, J.S. A study of the effectiveness of the CIX catalytic ozone loss mechanisms. **Journal of Geophysical Research** 86. issn: 0148-0227. 1981.

XU, G.Z., GAO, Y.F., YIN, J., YANG, R.M., NI, J., 2015. Compression behavior of dredged slurries at high water contents. **Mar. Georesour. Geotechnol.** 33 (2), 99–108. <http://dx.doi.org/10.1080/1064119X.2013.805287..>

YÁÑEZ, A **utilização da ACV para avaliar o impacto energético e ambiental da cogeração a partir da biomassa produzida na extração de óleo de dendê para produção do biodiesel**. Dissertação de mestrado. UNIFEI. 2008.

ZAMAN, A. Comparative study of municipal solid waste treatment technologies using life cycle assessment method. **Int. J. Environ. Sci. Tech.**, 7 (2), 225-234, 2010.

ZAMAN, A. Life Cycle Environmental Assessment of Municipal Solid Waste to Energy Technologies. **Global Journal of Environmental Research**. Suécia. 2009.

ZHAO, Y., WANG, H.T., LU, W.J., DAMGAARD, A., CHRISTENSEN, T.H. Life cycle assessment of the municipal solid waste management system in Hangzhou, China. **Waste Management and Research** 27, 399–406. 2009.

ZHOU, J., CHANG, V. W.C., FANE, A. G. Environmental life cycle assessment of reverse osmosis desalination: The influence of different lifecycle impact assessment methods on the characterization results. **Desalination**, 283(1), 227–236. 2011.

ZSIGRAIOVA, Z., TAVARES, G., SEMIAO, V. and CARVALHO, M. D. G. Integrated waste-to energy conversion and waste transportation within island communities. **Energy**, 34, pp. 623-635. 2009.