



Mauricio Cuba dos Santos Mamede

Avaliação Econômica e Ambiental do Aproveitamento Energético de Resíduos Sólidos no Brasil

05/2014

Campinas
2013



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA MECÂNICA**

Mauricio Cuba dos Santos Mamede

Avaliação Econômica e Ambiental do Aproveitamento Energético de Resíduos Sólidos no Brasil

Dissertação de Mestrado apresentada à Faculdade de Engenharia Mecânica da Universidade Estadual de Campinas como parte dos requisitos exigidos para obtenção do título de Mestre em Planejamento de Sistemas Energéticos.

Orientador: Prof. Dr. Joaquim Eugênio Abel Seabra

ESTE EXEMPLAR CORRESPONDE À VERSÃO
FINAL DA DISSERTAÇÃO DEFENDIDA PELO
ALUNO MAURICIO CUBA DOS SANTOS MAMEDE
E ORIENTADA PELO PROF. DR. JOAQUIM
EUGÊNIO ABEL SEABRA



ASSINATURA DO ORIENTADOR

**Campinas
2013**

Ficha catalográfica
Universidade Estadual de Campinas
Biblioteca da Área de Engenharia e Arquitetura
Elizangela Aparecida dos Santos Souza - CRB 8/8098

M31a Mamede, Mauricio Cuba dos Santos, 1983-
Avaliação econômica e ambiental do aproveitamento energético de resíduos sólidos no Brasil / Mauricio Cuba dos Santos Mamede. – Campinas, SP : [s.n.], 2013.

Orientador: Joaquim Eugênio Abel Seabra.
Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Mecânica.

1. Resíduos sólidos. 2. Biomassa. 3. Aproveitamento energético. 4. Digestão anaeróbia. 5. Incineração. 6. Energia. I. Seabra, Joaquim Eugênio Abel, 1981-. II. Universidade Estadual de Campinas. Faculdade de Engenharia Mecânica. III. Título.

Informações para Biblioteca Digital

Título em outro idioma: Environment and economic assessment of energy recovery from solid waste in Brazil

Palavras-chave em inglês:

Municipal solid waste

Biomass

Energy recovery

Anaerobic digestion

Incineration

Energy

Área de concentração: Planejamento de Sistemas Energéticos

Titulação: Mestre em Planejamento de Sistemas Energéticos

Banca examinadora:

Joaquim Eugênio Abel Seabra [Orientador]

Paulo de Barros Correia

Eglé Novaes Teixeira

Data de defesa: 27-11-2013

Programa de Pós-Graduação: Planejamento de Sistemas Energéticos



UNICAMP

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA MECÂNICA
COMISSÃO DE PÓS GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA MECÂNICA
PLANEJAMENTO DE SISTEMAS ENERGÉTICOS

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO ACADÊMICO

**Avaliação Econômica e Ambiental do
Aproveitamento Energético de Resíduos Sólidos
no Brasil**

Autor: Mauricio Cuba dos Santos Mamede

Orientador: Prof. Dr. Joaquim Eugênio Abel Seabra

A banca examinadora composta pelos membros abaixo aprovou esta Dissertação:

Prof. Dr. Joaquim Eugênio Abel Seabra
FEM/UNICAMP

Prof. Dr. Paulo de Barros Correia
FEM/UNICAMP

Prof. Dra. Eglé Novaes Teixeira
FEC/UNICAMP

Campinas, 27 de novembro de 2013.

Dedicatória

De modo geral, dedico este trabalho à todas as pessoas que, assim como eu, possuem uma preocupação honesta com relação ao gerenciamento de resíduo sólido, considerando esta questão na plenitude de sua complexidade, tendo em vista suas relações com a sociedade e ambiente. Estou certo que o aprimoramento do conhecimento com relação às diversas formas de gestão de resíduos é decisivo na elaboração de estratégias capazes de coser a natureza ambiental, social e econômica em que se relaciona, maximizando a mitigação de impactos ambientais, contribuindo para a interação saudável dos diversos atores, colaborando com a minimização de custos e permitindo a valorização dos resíduos.

Particularmente, dedico este trabalho à minha grande companheira, e à minha querida família, que sem os quais não teria sido possível. Dedico também aos amigos e colegas de curso que colaboraram nas diversas discussões sobre o assunto e além dele.

Agradecimentos

Agradeço imensamente à colaboração de minha companheira, a qual me motivou nos momentos difíceis, dando todo o suporte para que pudesse me dedicar mais livremente a este e outros trabalhos.

À minha família pela plena colaboração e auxílio.

Ao Joaquim Seabra, pela excelência na orientação do trabalho, pela constante disponibilidade para debates e pela coerência das sugestões.

Ao Paulo Correia e Eglé Novaes pelas consideráveis contribuições no aperfeiçoamento do trabalho e no refinamento da análise.

Aos colegas da Universidade de Boras, pela receptividade, visitas e compartilhamento de conhecimento, e pela iniciativa de parcerias.

Ao James Martins e Eliane Mosman pela parceria no município de Boituva.

Ao Wai Nam Chan pela visita ao aterro do Estre em Paulínia, e pelos trabalhos realizados.

À Aline Tripodi, Tatiane Campanholo e Simone do Canto pela realização de trabalhos em conjunto e pela companhia.

Aos demais professores pelo auxílio direto e indireto na melhoria do trabalho executado.

Aos amigos e colegas, pelo auxílio na formação pessoal e no debate de temas relevantes à vida profissional.

Ao CNPQ pelo apoio financeiro.

Obrigado!

“A poluição nada é além dos recursos que deixamos de colher. Nós permitimos que eles se dispersem porque temos sido ignorantes quanto ao seu real valor.”

Richard Buckminster Fuller

Resumo

Considerando-se a necessidade de aprofundar o conhecimento da gestão de resíduo sólido municipal (RSM) e seus efeitos no ambiente natural e sobre a viabilidade econômica, este trabalho procurou contribuir analisando diferentes rotas de aproveitamento energético de RSM no contexto brasileiro. Foram utilizadas as características de geração de RSM de 81 municípios brasileiros, com vistas à comparação de dois cenários distintos: cenário Combustível, com a combinação das tecnologias de digestão anaeróbia (D.A.) - com foco na produção de combustível veicular - e combustível derivado de resíduo (CDR), para utilização industrial; e cenário Eletricidade, com a aplicação das tecnologias de D.A. - com foco no uso do biogás em motor estacionário - e incineração, com geração elétrica em ciclo Rankine. Na avaliação econômica, realizou-se fluxo de caixa com entradas e saídas financeiras para a obtenção dos indicadores valor presente líquido (VPL) e taxa interna de retorno (TIR). Ao final realizou-se uma análise de sensibilidade, variando custos e receitas considerados, composição do RSM, além de analisar a tarifa de tratamento necessária para zerar o VPL de cada tecnologia. 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 durante a construção e operação das unidades, com posterior avaliação do impacto do ciclo de vida (AICV) pelo software SIMAPRO, no método CML 2, para sete categorias de impacto (acidificação, aquecimento global, eutrofização, depleção abiótica, depleção da camada de ozônio, toxicidade, e oxidação fotoquímica). Os resultados majoritariamente indicaram melhores desempenhos econômico e ambiental do cenário Combustível. Há vantagens econômicas e ambientais na comercialização do biogás veicular para frota automotiva à produção de eletricidade a partir do mesmo, apesar de maior necessidade de investimento e maior complexidade tecnológica. As emissões do composto orgânico e do uso de combustíveis auxiliares perfazem as maiores cargas ambientais desta tecnologia. A incineração permite diminuir significativamente o volume do RSM, entretanto é a tecnologia mais cara das analisadas e colabora significativamente com a toxicidade humana pela emissão de metais pesados. Os investimentos na planta de CDR são muito menores, entretanto há a produção significativa de rejeitos que necessitam ser gerenciados, implicando em maiores custos e emissões de transporte e disposição destes. Ainda, incertezas de comercialização do CDR podem comprometer a viabilidade do cenário. Ademais, a análise indicou significativa sensibilidade em relação às variações

na composição do RSM, principalmente com relação à fração reciclável, a qual influencia diretamente o poder calorífico inferior (PCI) do CDR e incineração, e portanto as receitas obtidas. Menores taxas de adesão da população ao programa de coleta seletiva implicam em maior fluxo de materiais incinerados e de CDR, sendo a última beneficiada economicamente, devido ao maior PCI. Com exceção do CDR, as demais tecnologias necessitam de maiores tarifas de tratamento para sua viabilidade econômica comparado à atividade de aterro sanitário, que é relativamente baixa comparada à praticada em países europeus. O deslocamento de combustíveis traz maior benefício comparado ao deslocamento da matriz elétrica nacional, que é majoritariamente hidrelétrica.

Palavras Chave: Resíduos sólidos municipais; Aproveitamento energético; Digestão anaeróbia; Incineração; Combustível Derivado de Resíduo; Biomassa.

Abstract

Considering the necessity to deepen the knowledge about municipal solid waste (MSW) management and its effects on the natural environmental and economic performance, this work assessed different alternatives of energy recovery from MSW in Brazil. The characteristics of MSW generated in 81 Brazilian municipalities were used for the comparison of two different scenarios: Fuel scenario, with combined use of anaerobic digestion (A.D.) – focused on the production of biomethane – and refuse derived fuel (RDF), for industrial utilization; and Electricity scenario, with the employment of A.D. – focused on biogas use in stationary engines – and incineration, with electricity generation through the Rankine cycle. For the economic assessment, a cash flow analysis was carried out to evaluate the feasibility indicators net present value (NPV) and internal rate of return (IRR). Sensitivity analyses were performed varying costs and revenues, MSW composition, besides the analysis of the break even gate fee for achieving a zero NPV for each technology. For the environmental analysis, the life cycle assessment (LCA) technique was employed to consolidate the inventory of each scenario, accounting for the use of materials, energy, and the emissions during the construction and operation of the plants. The life cycle impact assessment, modeled in SIMAPRO, was based on the CML 2 method considering seven impact categories (acidification, global warming, eutrophication, abiotic depletion, ozone layer depletion, toxicity, and photochemical oxidation). For the majority of the municipalities, the Fuel scenario showed better economic and environmental performance. The commercialization of biogas as vehicle fuel has economic and environmental advantages over the production of electricity, despite the higher investments and technology complexity. The emissions from the organic compost and the use of auxiliary fuels are the main environmental burdens related to this technology. The incineration has the advantage of significantly reduce the volume of MSW, but it is the most expensive technology analyzed and contributes to human toxicity through the emissions of heavy metals. The required investments in the RDF plant are much smaller, although it produces significant amounts of rejects that need to be managed, implying in higher costs and emissions due to transportation and final disposal. Moreover, the uncertainty in commercializing RDF could affect the economic performance of the scenario. Furthermore, the analysis indicated significant sensitivity with respect to waste composition, mainly recyclables fraction, which has direct effects on the low calorific value (LCV) of RDF and incineration fuel,

therefore affecting the revenues. Lower participation rates in the source separation program imply in grater fluxes of materials to be incinerated and production of RDF, with better economic performance for the RDF plant, because of the higher LCV. With the exception of RDF, the others technologies require higher gate fees, compared to landfill, in order to reach economic viability because of the lower fees for disposal in Brazil compared with European countries. Regarding the environmental analysis, the displacement of fuels leads to greater benefits when compared with the displacement of electricity, which is basically hydroelectricity.

Key words: Municipal solid waste; Waste recovery; Anaerobic digestion; Incineration; Refuse derived fuel; Biomass.

Lista de figuras

	PÁGINA
FIGURA 1.1: GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS E GASES DE EFEITO ESTUFA	1
FIGURA 1.2: RELAÇÃO ENTRE PRODUÇÃO DE RSM E PIB PARA O ANO DE 2000	2
FIGURA 1.3: HIERARQUIA NO GERENCIAMENTO DE RESÍDUO SÓLIDO	3
FIGURA 2.1: COMPOSIÇÃO GRAVIMÉTRICA MÉDIA BRASIL EM 2008	7
FIGURA 2.2: DESTINO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS EM 2008.....	8
FIGURA 2.3: PRÁTICA DE DESTINAÇÃO DE RESÍDUOS EM DIVERSOS PAÍSES ANO 2000.....	15
FIGURA 2.4: AUMENTO DA CAPACIDADE INSTALADA DA DIGESTÃO ANAERÓBIA NA EUROPA	16
FIGURA 2.5: ESTRATÉGIA DE GESTÃO DE RESÍDUOS SUÉCIA	18
FIGURA 2.6: PLANTA TÍPICA DE INCINERADOR COM GRADES MÓVEIS.....	21
FIGURA 2.7: EXEMPLO DE PROCESSO DE CDR, ALBANY, NOVA IORQUE	24
FIGURA 2.8: PROCESSO DE PRODUÇÃO DE CDR.....	27
FIGURA 2.9: ROTAS METABÓLICAS E GRUPOS MICROBIANOS DA DIGESTÃO ANAERÓBIA	32
FIGURA 2.10: ESQUEMA PLANTA DE DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RSM	34
FIGURA 4.1: DIAGRAMA.....	47
FIGURA 4.2: LÓGICA ADOTADA PARA CÁLCULO DOS FLUXOS DE MASSA NA COLETA SELETIVA	49
FIGURA 4.3: LÓGICA ADOTADA NA SEGREGAÇÃO DA D.A.	51
FIGURA 4.4: INVESTIMENTO DIGESTÃO ANAERÓBIA - CENÁRIO ELETRICIDADE.....	55
FIGURA 4.5: O&M DIGESTÃO ANAERÓBIA - CENÁRIO ELETRICIDADE.....	55
FIGURA 4.6: INVESTIMENTO PLANTA DE LIMPEZA E BENEFICIAMENTO DO BIOGÁS.....	56
FIGURA 4.7: O&M PLANTA DE LIMPEZA E BENEFICIAMENTO DO BIOGÁS	56
FIGURA 4.8: OPERAÇÃO E MANUTENÇÃO POSTO DE BIOGÁS VEICULAR.....	57
FIGURA 4.9: FATOR MULTIPLICADOR CONSÓRCIO INCINERAÇÃO	58
FIGURA 4.10: INVESTIMENTO CDR.....	59
FIGURA 4.11: O&M CDR	60
FIGURA 4.12: UNIDADE FUNCIONAL DO SISTEMA.....	65
FIGURA 4.13: EMISSÕES DO INCINERADOR.....	68

FIGURA 5.1: COMPARAÇÃO DO VPL ENTRE CENÁRIOS	72
FIGURA 5.2: COMPARAÇÃO DA TIR ENTRE CENÁRIOS	73
FIGURA 5.3: INVESTIMENTO - D.A. CENÁRIO ELETRICIDADE	74
FIGURA 5.4: O&M – D.A. CENÁRIO ELETRICIDADE.....	74
FIGURA 5.5: RECEITAS CENÁRIO ELETRICIDADE	75
FIGURA 5.6: INVESTIMENTO CENÁRIO COMBUSTÍVEL	75
FIGURA 5.7: O&M CENÁRIO COMBUSTÍVEL	76
FIGURA 5.8: RECEITAS CENÁRIO COMBUSTÍVEL	76
FIGURA 5.9: VPL EM RELAÇÃO ÀS COMPOSIÇÕES - CENÁRIO ELETRICIDADE.....	77
FIGURA 5.10: VARIAÇÃO DO VPL EM RELAÇÃO À TAXA DE ADESÃO PARA AMBOS OS CENÁRIOS	80
FIGURA 5.11: VARIAÇÃO E MÉDIA DA TARIFA DE TRATAMENTO PARA CADA TECNOLOGIA	82
FIGURA 5.12: ANÁLISE DE SENSIBILIDADE CUSTOS E RECEITAS - CENÁRIO ELETRICIDADE	83
FIGURA 5.13: ANÁLISE DE SENSIBILIDADE CUSTOS E RECEITAS - CENÁRIO COMBUSTÍVEL	84
FIGURA 5.14: DEPLEÇÃO ABIÓTICA - COMPARAÇÃO CENÁRIOS.....	85
FIGURA 5.15: ACIDIFICAÇÃO - COMPARAÇÃO CENÁRIOS	86
FIGURA 5.16: EUTROFIZAÇÃO - COMPARAÇÃO CENÁRIOS	87
FIGURA 5.17: AQUECIMENTO GLOBAL - COMPARAÇÃO CENÁRIOS	88
FIGURA 5.18: DEPLEÇÃO DA CAMADA DE OZÔNIO - COMPARAÇÃO CENÁRIOS	89
FIGURA 5.19: ECOTOXICIDADE - COMPARAÇÃO CENÁRIOS	90
FIGURA 5.20: TOXICIDADE HUMANA - COMPARAÇÃO CENÁRIOS.....	90
FIGURA 5.21: OXIDAÇÃO FOTOQUÍMICA - COMPARAÇÃO CENÁRIOS	91
FIGURA C.1: VPL EM RELAÇÃO ÀS COMPOSIÇÕES - CENÁRIO COMBUSTÍVEL	112

Lista de tabelas

	PÁGINA
TABELA 2.1: COMPOSIÇÃO DO RSM NO BRASIL E POTENCIAL DE ENERGIA CONSERVATIVA.....	19
TABELA 2.2: PERCENTAGEM E CARACTERÍSTICAS DAS IMPUREZAS CONTIDAS NO BIOGÁS	33
TABELA 2.3: CARACTERÍSTICAS REQUERIDAS PARA USO DE BIOGÁS COMO COMBUSTÍVEL NA SUÉCIA .	36
TABELA 4.1: PARÂMETROS OPERACIONAIS DIGESTÃO ANAERÓBIA	45
TABELA 4.2: PARÂMETROS OPERACIONAIS INCINERADOR	45
TABELA 4.3: SELETIVIDADE DE MATERIAIS PELOS EQUIPAMENTOS DO PROCESSO DE CDR	46
TABELA 4.4: EXEMPLO DE ENTRADA DE DADOS	48
TABELA 4.5: ENERGIA CONTIDA NAS FRAÇÕES DE RESÍDUOS	53
TABELA 4.6: TAXAS DE CÂMBIO UTILIZADAS.....	54
TABELA 4.7: CUSTOS DIRETOS E INDIRETOS CDR.....	60
TABELA 4.8: CUSTOS O&M CDR.....	60
TABELA 4.9: VALORES DE COMERCIALIZAÇÃO DOS PRODUTOS – CENÁRIO ELETRICIDADE.....	61
TABELA 4.10: PREÇOS E PARÂMETROS DO BIOMETANO E CDR.....	63
TABELA 4.11: PARÂMETROS UTILIZADOS NO FLUXO DE CAIXA	63
TABELA 4.12: VARIAÇÕES CONSIDERADAS NA ANÁLISE DE SENSIBILIDADE.....	64
TABELA 4.13: MATERIAIS DE CONSTRUÇÃO E DE DECOMISSONAMENTO PLANTA DE INCINERAÇÃO	69
TABELA 5.1: CUSTOS, RECEITAS E PCI - CENÁRIO ELETRICIDADE	78
TABELA A.1: COMPOSIÇÃO GRAVIMÉTRICA E POPULAÇÃO DOS MUNICÍPIOS BRASILEIROS	109
TABELA B.1: PREÇOS DE COMBUSTÍVEIS POR ESTADO	111
TABELA C.1: CUSTOS, RECEITAS E PCI - CENÁRIO COMBUSTÍVEL.....	112
TABELA C.2: VARIAÇÕES DA TAXA DE ADESÃO À COLETA SELETIVA – CENÁRIO ELETRICIDADE	113
TABELA C.3: VARIAÇÕES DA TAXA DE ADESÃO À COLETA SELETIVA - CENÁRIO COMBUSTÍVEL.....	113
TABELA D.1: INVENTÁRIO CENÁRIO ELETRICIDADE PARA O MUNICÍPIO DE CAMPINAS.....	114
TABELA D.2: INVENTÁRIO CENÁRIO COMBUSTÍVEL PARA O MUNICÍPIO DE CAMPINAS	119

Lista de abreviaturas e siglas

Abreviaturas

- ACV – Avaliação do ciclo de vida
- AICV – Avaliação do impacto do ciclo de vida
- CDR – Combustível derivado de resíduo
- CEPCI – *Chemical engineering`s plant cost index*
- CML – Instituto de ciências ambientais Universidade de Leiden
- DA – Digestão anaeróbia
- DGE – *Diesel gallon equivalent*
- DQO – Demanda química de oxigênio
- EU – *European Union*
- EUA – Estados Unidos da America
- FGV – Faculdade Getúlio Vargas
- GEE – Gases de efeito estufa
- GNV – Gás natural veicular
- IGP-DI – Índice geral de preços
- ISO – *International organization for standardization*
- IWM – *Integrated waste management*
- LCC – *Life cycle costing*
- M - Moinho
- MDL – Mecanismo de desenvolvimento limpo
- O&M – Operação e manutenção
- PIB – Produto interno bruto
- PNRS – Política Nacional de Resíduos Sólidos
- PR – Peneira rotativa
- PSA – *Pressure swing adsorption*
- RSM – Resíduo sólido municipal
- SF – Separador Focault
- SM – Separador magnético

T - Triturador

TIR – Taxa interna de retorno

VPL – Valor presente líquido

WID – *Waste incineration directive*

Componentes químicos

CFC – Clorofluorcarbono

CH₄ - Metano

Cl - Cloro

CClF₃ - Clorotrifluormetano

CO - Monóxido de carbono

CO₂ – Dióxido de carbono

H₂ - Hidrogênio

H₂S – Sulfeto de hidrogênio

HCFC - Hidroclorofluorocarboneto

HCl – Ácido clorídrico

HF – Ácido fluorídrico

OH⁻ - Ânion hidroxila

N₂ - Nitrogênio

NH₃ - Amônia

NO_x – Óxidos de nitrogênio

SO₂ – Dióxido de enxofre

SO_x – Óxidos de enxofre

Sumário

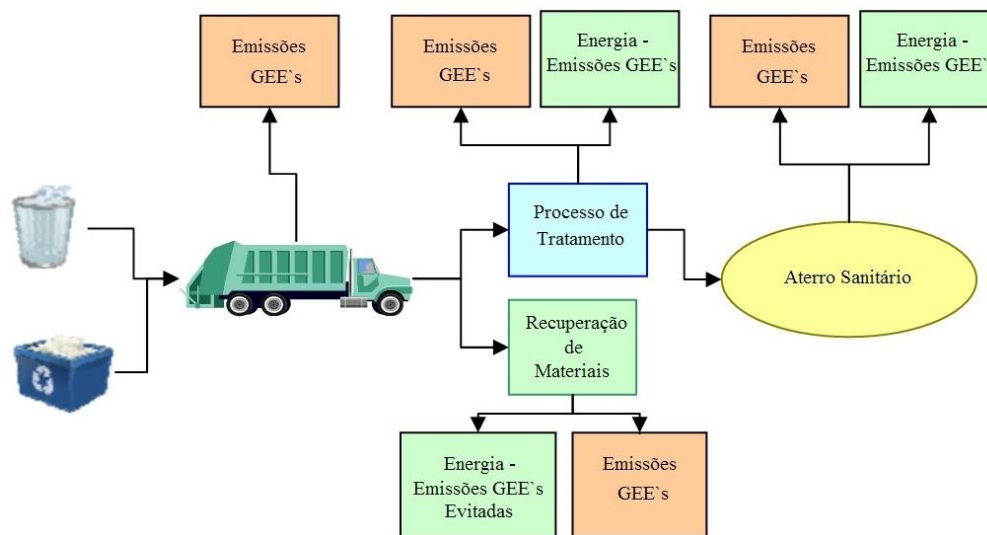
	PÁGINA
1 INTRODUÇÃO	1
1.1 Objetivo	5
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	6
2.1 Contextualização política e panorama do resíduo sólido	6
2.2 Aproveitamento energético de resíduo sólido	14
2.3 Tecnologias de tratamento de resíduo sólido	19
2.3.1 Tratamento térmico.....	20
2.3.1.1 Incineração.....	20
2.3.1.2 Tecnologia de Combustível Derivado de Resíduo (CDR)	23
2.3.2 Tratamento biológico.....	29
2.3.2.1 Digestão Anaeróbia (DA).....	30
3 ESTUDOS ANTERIORES	37
4 METODOLOGIA.....	39
4.1 Considerações preliminares	41
4.2 Definição de cenários	43
4.3 Tecnologias.....	44
4.4 Diagrama	47
4.5 Cálculos dos fluxos de massa e energia.....	48
4.6 Análise econômica.....	54
4.7 Análise ambiental	64
5 RESULTADOS E DISCUSSÕES	72
5.1 Análise econômica.....	72

5.2	Análise de sensibilidade	77
5.3	Análise ambiental	84
6	CONCLUSÕES	92
7	RECOMENDAÇÕES.....	95
	REFERÊNCIAS	96
	ANEXO A – Categorias de impacto ambiental	108
	APÊNDICE A – Composição gravimétrica e população dos municípios	112
	APÊNDICE B – Variação dos preços de combustíveis por Estados brasileiros	114
	APÊNDICE C – Gráficos e tabelas análise econômica.....	115
	APÊNDICE D – Inventários de ciclo de vida cenário eletricidade e combustível.....	117

1 INTRODUÇÃO

As atividades humanas vêm aumentando a concentração de gases de efeito estufa (GEE) na atmosfera, resultando em significativo aquecimento da superfície terrestre, e outras mudanças associadas ao clima, nesta e nas próximas décadas. Dos gases que mais contribuem para o efeito estufa (CO_2 , CH_4 e N_2O), todos também são produzidos durante o gerenciamento e disposição de resíduo sólido (Figura 1.1) (AEA TECHNOLOGY, 2001). De modo geral, o setor de resíduos contribui com aproximadamente 5% das emissões globais de GEEs, fazendo valer, portanto, esforços para um gerenciamento adequado com vistas à minimização dos danos ambientais (BOGNER et al., 2007).

Figura 1.1: Gerenciamento de resíduos sólidos e gases de efeito estufa



Fonte: UNEP (2010b)

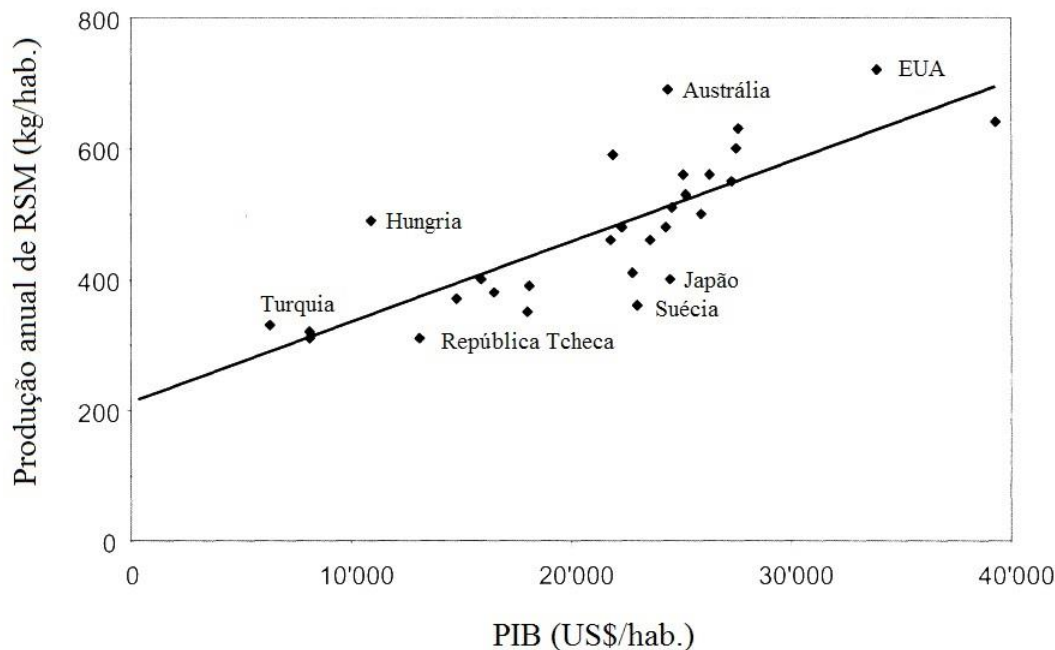
Segundo Bogner et al. (2007; EGUCHI et al., 2013) as emissões de metano, que de acordo com UNEP (2010b) tem seu potencial de aquecimento global 25 vezes maior que o dióxido de carbono (CO_2) quando se considera um horizonte de 100 anos, em aterros e lixões são a maior fonte de impactos climáticos no setor de resíduos. Entretanto, quando há o gerenciamento adequado do resíduo sólido aliado a estratégias de valorização energética, há possibilidades de reverter esta situação pelo aproveitamento do elevado poder calorífico do metano, resultando em

mitigações diretas de impactos ambientais e, possivelmente, indiretas pela substituição de fontes não renováveis de energia (BOGNER et al., 2007).

Historicamente, foi a partir da Revolução Industrial, com o crescimento vultoso da economia e da população, sem a devida preocupação com danos ambientais e sem planejamentos municipais adequados, que houve um agravamento dos problemas associados ao resíduo sólido municipal (RSM) (RIBEIRO, 2011).

De acordo com estimativas da UNEP (2010a), em 2006 o montante total de RSM gerado globalmente alcançou o patamar de 2,0 bilhões de toneladas, representando uma taxa de crescimento anual de 7% desde 2003, aproximadamente 6 vezes superior à taxa de crescimento populacional de 2003. Ainda, observa-se que a geração de RSM tende a acompanhar o crescimento do produto interno bruto (PIB) em uma correlação aproximadamente linear (Figura 1.2), sendo, portanto, os países ricos os quais mais contribuem para o agravamento da questão (LUDWIG, HELLWEG e STUCKI, 2003).

Figura 1.2: Relação entre produção de RSM e PIB para o ano de 2000



Fonte: Ludwig, Hellweg e Stucki (2003)

Cheremisinoff (2003) identificou como principais razões desta crescente geração de RSM: a ineficiente utilização de recursos pelos processos industriais; a baixa durabilidade dos bens produzidos; e os atuais padrões insustentáveis de consumo.

A urgência de um gerenciamento acessível, efetivo e sustentável do resíduo sólido é justificada pelos nocivos impactos à saúde e segurança pública, e ao ambiente que o gerenciamento inadequado pode proporcionar (BARGIGLI, CHERUBINI e ULGIATI, 2009). A base da sustentabilidade do gerenciamento do resíduo sólido na União Europeia (EU), assim como no Brasil, calca-se na conhecida hierarquia do resíduo, a qual define a devida ordem de prioridades nas ações associadas à sua gestão (Figura 1.3). Esta hierarquia é composta pelas etapas de: prevenção de geração de resíduo na fonte; reutilização; reciclagem; outras recuperações (incluindo o aproveitamento energético); e por último a disposição final ambientalmente adequada (COUNCIL OF THE EUROPEAN UNION, 2008; BRAZIL, 2011).

Figura 1.3: Hierarquia no gerenciamento de resíduo sólido



Fonte: Adaptado de Zunft e Fröhlig (2009)

Fica claro que as estratégias de redução ou eliminação do resíduo antes deste ser gerado representam as opções mais desejáveis, tanto do ponto de vista dos impactos ambientais associados ao seu gerenciamento, como em relação ao aspecto econômico, uma vez que as despesas de coleta, tratamento e disposição deste são evitadas (CHEREMISINOFF, 2003). Entretanto, uma vez que sua geração se justifique, até o presente momento, não é possível reutilizar ou reciclar todo o resíduo produzido. Deste modo, este material possui valor na forma

de energia recuperada, e outros produtos, a exemplo do composto orgânico (condicionador de solo). O aproveitamento energético dos resíduos encontra-se no quarto patamar da hierarquia, e seus principais objetivos são agregar valor econômico pela valorização energética dos resíduos, promovendo oportunidades de negócio, e mitigando impactos ambientais associados à sua gestão. Mesmo que a tendência para o futuro seja intensificar programas de prevenção, reutilização e reciclagem, o rejeito, apesar de se tornar um recurso cada vez mais escasso, ainda demandará um gerenciamento adequado, fazendo com que a recuperação energética continue a ser uma das principais estratégias a serem consideradas (DEFRA, 2011).

Entretanto, vale ressaltar que o uso energético deve respeitar à hierarquia do resíduo; conforme ressalta o governo Britânico, “o objetivo da recuperação energética do resíduo sólido é tirar o máximo de energia do lixo residual (rejeito), e não incluir o máximo de lixo (resíduo) na recuperação energética” (DEFRA, 2011, tradução nossa).

A utilização de ferramentas de avaliação econômica e ambiental na gestão de resíduo sólido é de fundamental importância para a tomada de decisões sobre quais as rotas mais apropriadas a serem tomadas. No caso específico da recuperação energética de resíduo sólido, estas ferramentas permitem não somente aprofundar o conhecimento sobre as diversas possibilidades de utilização tecnológica, mas também identificar e mensurar os benefícios do deslocamento de produtos convencionais pela energia elétrica, calor ou combustíveis produzidos a partir dos resíduos sólidos. Ainda, é possível levar em consideração aspectos locais e culturais que são determinantes para o diagnóstico correto das possibilidades, uma vez que não existem soluções ideais que atendam adequadamente todas as circunstâncias.

1.1 Objetivo

Tendo em vista o exposto na seção anterior, o objetivo deste trabalho foi avaliar e discutir, utilizando-se de ferramentas de análise ambiental e econômica, diferentes rotas para o aproveitamento energético dos resíduos sólidos no contexto brasileiro, considerando as características de geração de 81 municípios para dois cenários distintos: cenário Eletricidade; e cenário Combustível.

Como objetivos específicos do trabalho, destacam-se:

- Identificar o contexto político do resíduo sólido no Brasil;
- Identificar estruturas econômicas (custos e receitas) das tecnologias de aproveitamento energético de resíduo sólido;
- Identificar a variação da composição gravimétrica do resíduo sólido gerado nos municípios brasileiros;
- Identificar as principais emissões que acarretam em impactos ambientais para as tecnologias de aproveitamento energético de resíduo sólido, e quais categorias de impacto estão associadas à gestão dos mesmos;

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Contextualização política e panorama do resíduo sólido

De acordo com o Panorama Nacional de Resíduos Sólidos (ABRELPE, 2012), 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.

A urbanização das áreas rurais é outro ponto que merece destaque, uma vez que a migração de populações das áreas rurais para os centros urbanos tem provocado rápida expansão das cidades (DUTTA e DAS, 2010). Segundo dados do Plano Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2011), ultimamente tem-se notado no Brasil, seguindo a tendência mundial, que a composição do resíduo nas áreas rurais, mesmo que diversificado, tem se tornado cada vez mais semelhante ao resíduo das regiões urbanas, devido à disseminação de hábitos e bens de consumo contemporâneos, inseridos por toda a sociedade. Anos atrás, o resíduo sólido rural era essencialmente composto por restos orgânicos. Atualmente, no entanto, verifica-se um volume crescente de frascos, sacos plásticos, pilhas, pneus, lâmpadas, aparelhos eletroeletrônicos, etc., que se acumulam ou se espalham ao longo das propriedades. Outro ponto que chama atenção é a ineficiência no trato com este resíduo, a qual é refletida nas práticas indevidas de destinação: aproximadamente 70% dos domicílios rurais queimam, enterram ou lançam o resíduo em terrenos baldios, rios, lagos, igarapés e açudes (BRASIL, 2011).

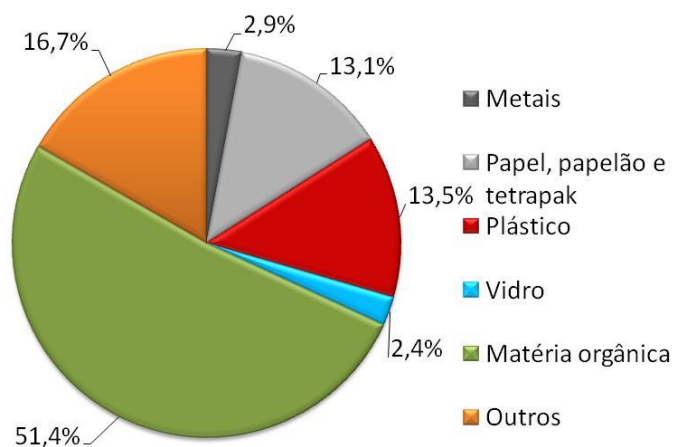
Com o intuito de melhor gerenciar esta quantidade crescente de resíduo, o Governo, por força da Lei 12.305/2010 (BRASIL, 2010), instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) que reúne “[...] o conjunto de princípios, objetivos, instrumentos, diretrizes, metas e ações adotadas pelo Governo Federal, isoladamente ou em regime de cooperação com Estados, Distrito Federal, Municípios ou particulares, com vistas à gestão integrada e ao gerenciamento ambientalmente adequado dos resíduos sólidos” (BRASIL, 2010, p. 3). Dentre seus princípios

norteadores, destacam-se: a prevenção e precaução; a política do poluidor-pagador e o protetor-recebedor; em uma visão sistêmica de gestão do resíduo sólido abrangendo variáveis ambiental, social, cultural, econômica, tecnológica e de saúde pública; a responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos; o reconhecimento do resíduo sólido reutilizável e reciclável como um bem econômico e de valor social, gerador de trabalho e renda e promotor de cidadania (BRASIL, 2010).

Dentre os principais instrumentos da PNRS, destaca-se a criação do Plano Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2011), o qual contempla, entre outros: diagnóstico da situação atual dos resíduos sólidos no Brasil; tendências (cenários); metas de redução, reutilização, reciclagem, com vistas a reduzir a quantidade de resíduo e rejeito encaminhados para disposição final ambientalmente adequada; metas para o aproveitamento energético dos gases gerados nas unidades de disposição final de resíduo sólido; metas para a eliminação e recuperação de lixões; etc.

O primeiro passo para a elaboração de qualquer plano de gestão integrada de resíduo sólido é o conhecimento dos fluxos e da composição do mesmo (UNEP, 2010a). No Brasil, a composição média do resíduo sólido gerado (Figura 2.1), foi realizada por meio do levantamento dos estudos municipais de diversos autores. Uma análise dos dados levantados por este estudo 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 (IPEA, 2012).

Figura 2.1: Composição gravimétrica média Brasil em 2008

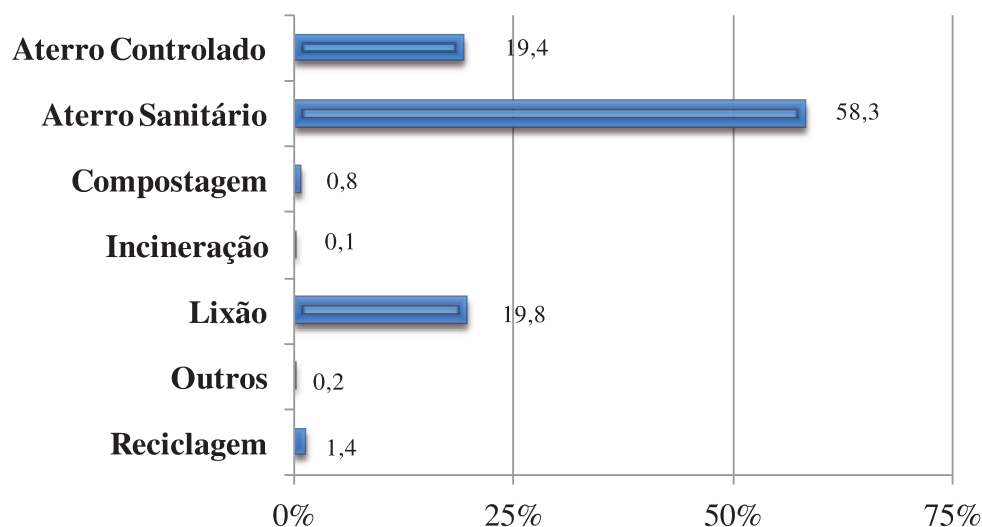


Fonte: BRASIL (2011)

De acordo com Brasil (2011), 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, vazadouros em áreas alagadas e outros destinos (Figura 2.2), indicando a baixa valorização do resíduo produzido.

Dados mais recentes (ABRELPE, 2012) relatam que, em 2012, foram gerados no Brasil 62.730.096 toneladas de resíduo sólido, dos quais 90% foram coletados. Destes, 58% foram destinados a aterros sanitários, e 48% tiveram destinação inadequada, o que resulta em aproximadamente 82 mil toneladas diárias de resíduo sólido ainda sendo encaminhadas para aterros controlados e lixões, ocasionando danos e degradações ao ambiente.

Figura 2.2: Destino dos resíduos sólidos em 2008



Fonte: BRASIL (2011)

Para mitigação desta questão, há a proposta de ações do governo para atingir-se “[...] a eliminação de lixões e aterros controlados até 2014 e Disposição Final Ambientalmente Adequada dos Rejeitos, conforme estabelecido na lei 12.305/2010 que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos e seu decreto regulamentador – Decreto no. 7.404/2010” (BRASIL, 2011, p. 68). Dentre as estratégias citadas para a eliminação de lixões e aterros

controlados, destaca-se o aporte de recursos e linhas de financiamento para o encerramento dos mesmos e, posterior implantação de unidades de aterros sanitários (técnica de disposição que utiliza princípios de engenharia para minimização dos impactos ambientais associados). Também são propostas medidas para recuperação e/ou minimização dos impactos ambientais nas unidades de lixões e aterros controlados já existentes (BRASIL, 2011).

Entretanto, observa-se nos relatórios elaborados pela ABRELPE (2010, 2012) que desde a existência da Lei 12.305 (2010), até o presente momento não houve avanços significativos com relação ao resíduo que é destinado de forma inadequada, permanecendo cerca de 40% do resíduo sólido total coletado encaminhado para lixões e aterros controlados. Observa-se, portanto, que apesar dos esforços, os desafios encontrados têm refletido na dificuldade de colocar este plano em prática. Segundo a ABRELPE (2012), grande parte desta dificuldade é devido ao fato de mais de 40% do resíduo gerado no Brasil com destinação inadequada estar distribuído em mais de 3.000 municípios, cuja maioria possui menos de 10.000 habitantes, portanto não tendo condições técnicas e financeiras para enfrentar o problema.

Para minimizar as dificuldades encontradas por municípios pequenos (com população menor que 100.000 habitantes) com respeito à viabilização técnica e econômica das soluções adequadas ao gerenciamento do resíduo sólido, criou-se o incentivo à formação de sistemas de gestão compartilhada com municípios vizinhos, a qual visa a ganhos de economia de escala para viabilizar soluções (BRASIL, 2011).

Estas propostas devem constar nos planos municipais de gestão integrada de resíduo sólido, que deve ser elaborado por todos os municípios. Este plano deve conter, entre outros: o diagnóstico da situação atual do resíduo sólido gerado no respectivo território (contendo a origem, o volume, a caracterização do resíduo e as formas de destinação e disposição final, adotadas); identificação das possibilidades de implantação de soluções consorciadas ou compartilhadas com outros Municípios; metas de redução, reutilização, coleta seletiva e reciclagem, entre outras, com vistas a reduzir a quantidade de rejeito encaminhado para disposição final ambientalmente adequada (BRASIL, 2011).

No cenário internacional, medidas semelhantes a esta (de eliminação da disposição inadequada) foram tomadas há mais de 20 anos, como consta na diretiva 91/156/EEC de 1991 (COMUNIDADES EUROPEIAS, 1991), que em seu artigo 4º exige dos Estados Membros da

União Europeia que as sejam tomadas as ações necessárias para a proibição do abandono do resíduo sólido, criações de lixões ou outras formas de disposição ilegal que não possuem qualquer forma de controle dos impactos causados, pretendendo assegurar que o resíduo seja recuperado ou disposto sem danos à saúde humana, ou ao ambiente nos processos ou métodos utilizados.

Embora a legislação na Europa contra a disposição ilegal seja mais antiga, ainda há uma grande batalha contra o “crime do lixo”. Só na Inglaterra e País de Gales, foram identificados mais de 1200 locais ilegais de disposição de lixo em 2012 (ENVIRONMENT AGENCY, 2013). Para os produtores de resíduo, a destinação ilegal representa economia de dinheiro, enquanto para os operadores destes depósitos, significa “dinheiro fácil”, ou a qualquer custo ambiental. O custo da disposição ilegal na Inglaterra chega a 50% do valor cobrado pela disposição legal, uma vez que são evitados os pagamentos de licenças, permissões e taxas, das operações do correto tratamento do resíduo, da reciclagem de qualquer produto de valor e da sua consequente venda. Só em 2011 foram investidos mais de £17 milhões em campanhas contra o “crime do lixo” (HENLEY, 2012).

Apesar do encerramento dos lixões e aterros controlados constituir estratégia essencial para o desenvolvimento do programa nacional de gerenciamento de resíduo sólido no Brasil, a escassez de lugares para disposição final demandará a implementação de outras medidas, representando grande desafio. Este fato é agravado em grandes aglomerados urbanos, onde os custos de transporte de rejeito aumentam significativamente em virtude da disposição em locais cada vez mais distantes das fontes geradoras, em vista da escassez de área nos arredores urbanos (CENBIO, 2010). Esta transferência de resíduo de grandes municípios ocasiona acréscimos significativos no fluxo de material disposto em aterros sanitários nos municípios de pequeno e médio porte (BRASIL, 2011).

Segundo dados da ABRELPE (2012), a região sudeste do Brasil gastou em 2012 R\$ 4,25 bilhões na gestão de resíduo sólido, o que abrange aproximadamente de 52% dos recursos totais aplicados no país para o setor no ano, sendo que a região conta com 46% da população nacional. Este dado indica que pela região contemplar as maiores cidades, e a maior densidade populacional no país, os gastos na área de resíduo (coleta e demais serviços de limpeza) são

maiores por habitante equivalendo a R\$ 12,72/mês, contra R\$ 11,13 /mês por habitante na média brasileira.

Além disto, o termo “disposição final ambientalmente adequada de rejeitos” (BRASIL, 2010), implica que o resíduo, ou seja, material passível de tratamento ou recuperação, seja reutilizado, reciclado ou recuperado sempre que possível. Isto acarreta em intensificar os esforços nos programas associados ao desvio destes materiais das unidades de destinação final ambientalmente adequada¹.

Com vistas a esta minimização de fluxos de material encaminhado à destinação final, e consequente mitigação dos impactos associados à disposição deste, o governo promoverá a reutilização e reciclagem de materiais, tendo foco na inclusão de catadores. Para tanto, pretende-se implantar a coleta seletiva em todos os municípios brasileiros, com a participação de cooperativas ou associações de catadores, nas ações de coleta, triagem e adequação do material aos padrões estabelecidos para fins de aproveitamento em unidades recicladoras. No tocante aos catadores, propõe-se elevar o nível de eficiência das cooperativas e associações, bem como estimular a participação dos mesmos nas ações de educação ambiental e sensibilização porta-a-porta, para a separação de resíduo na fonte geradora (BRASIL, 2011). Conforme artigos 40 e 41 do Decreto 7.404, haverá priorização desta participação, na coleta seletiva e logística reversa, cujas formas deverão estar definidas nos planos municipais de gestão integrada de resíduos sólidos (BRASIL, 2010b).

Outro ponto importante no que tange à fração seca do RSM é a implantação de sistemas de logística reversa pós-consumo, que visa a viabilizar a coleta e restituição do resíduo sólido ao setor empresarial. Há também de se destacar os acordos setoriais, que são contratos firmados entre o poder público e fabricantes, importadores, distribuidores ou comerciantes, com vistas à implantação da responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida do produto (MMA, 2013). Em outras palavras, a indústria terá de se responsabilizar pelo recolhimento, tratamento e/ou

¹ Segundo o economista Sabetai Calderoni, o Brasil poderia conseguir anualmente US\$ 10 bilhões a partir da reciclagem do lixo domiciliar (CALDERONI, 2010).

destinação ambientalmente adequada das embalagens, e de seus produtos, em parceria com a gestão municipal.

Com vistas a facilitar o acesso dos catadores na coleta, processamento e comercialização de RSM reciclável ou reutilizável, foi proposta a dispensa de licitação em áreas com sistema de coleta seletiva efetuada por associações ou cooperativas. Ademais, as empresas têm papel fundamental no processo de fortalecimento das cooperativas no que diz respeito a investimentos em sua capacitação, na gestão para coleta seletiva e na melhoria de infraestrutura (BICCA, 2010).

Entretanto, há algumas questões que precisam ser iniciadas o quanto antes, como a implantação de um programa efetivo de separação do resíduo na fonte. Conforme conclusões do próprio Plano Nacional, a falta destes programas dificulta o processo de reciclagem, inclusive da fração orgânica que compõe aproximadamente 50% em peso da composição média nacional de resíduo sólido, fazendo com que este material seja encaminhado para disposição final. A disposição final da matéria orgânica em aterros sanitários gera, para a maioria dos municípios, despesas que poderiam ser evitadas caso houvesse separação adequada na fonte e posterior encaminhamento para unidades recicladoras e/ou de tratamento (BRASIL, 2011). Ademais, a matéria orgânica é a principal fonte de lixiviado, dos gases e odores gerados na disposição de resíduo o que colabora com problemas de poluição atmosférica e dos corpos de água, acarretando em riscos à saúde pública. Ainda, por meio do desvio desta é possível melhorar as condições de trabalho dos catadores (MCDUGALL et al., 2001).

Em muitos países Europeus, a coleta seletiva da fração orgânica do RSM é ativamente encorajada. Isto inclui a separação da fração orgânica putrescível, também conhecida como “resíduo verde” ou “resíduo biológico” (BECK, 2004). A experiência Europeia e nos EUA mostra que a coleta seletiva total da fração orgânica provê a melhor qualidade de matéria prima tanto para compostagem como para uso em digestor anaeróbio, com o mínimo de contaminação de metais pesados e plástico. As experiências de algumas comunidades Europeias indicam que 30% a 50% do total da fração orgânica do RSM podem ser com sucesso coletadas e gerenciadas separadamente (BECK, 2004).

Na Holanda, desde 1994, a população é obrigada a separar a fração orgânica, e muitos municípios implantaram tanto a separação obrigatória, bem como a incentivada da fração reciclável (DEFRA, 2010).

Pioneiramente, no cenário internacional com o estabelecimento da Diretiva 1999/31/EC (COMUNIDADES EUROPEIAS, 1999), os Estados Membros foram obrigados a estabelecer estratégias nacionais para redução da matéria orgânica encaminhada para aterros. Medidas mais severas foram tomadas em alguns países da Europa (Áustria, Alemanha, Suécia e Holanda), em uma região da Bélgica (Flanders), e em um estado dos EUA (Massachusetts), os quais implementaram restrições ou proibições para o aterramento de uma certa variedade de materiais (DEFRA, 2010). Na Áustria, por exemplo, as taxas cobradas para aterrar matéria orgânica não tratada aumentaram drasticamente desde 1999, de modo a desestimular financeiramente esta prática aos gestores de resíduo sólido (DEFRA, 2010).

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. Seguindo a tendência internacional, o governo propôs minimizar a disposição da fração úmida em aterros sanitários, por meio da indução à compostagem, com a separação de resíduo na fonte (BRASIL, 2011).

A disseminação de técnicas de tratamento via compostagem, depende que estas tecnologias apresentem viabilidade técnica e ambiental, há ainda a necessidade de demonstração da viabilidade econômica (BRASIL, 2011). Tal viabilidade é comprometida pela baixa tarifa de disposição de resíduo sólido paga no Brasil, que geralmente representa metade ou menos do montante das taxas pagas em países europeus. Vale ressaltar que o trato para com o resíduo sólido em países em desenvolvimento é em sua grande maioria baseada numa visão de curto prazo, ficando os custos dos impactos socioambientais sem serem considerados nas decisões tomadas, deixando a cargo da futura sociedade arcar com os prejuízos (OLIVEIRA, MAHLER E ROSA, 2012).

No âmbito nacional, “o gerador de resíduos sólidos domiciliares tem cessada sua responsabilidade pelos resíduos com a disponibilização adequada para a coleta, ou, [...] (em alguns casos) com a devolução” (BRASIL, 2010, p. 17). Quando houver estabelecido sistema de coleta seletiva pelo plano municipal de gestão integrada de resíduo sólido, os consumidores são obrigados a “acondicionar adequadamente e de forma diferenciada os resíduos sólidos gerados

[...] e disponibilizar adequadamente os resíduos sólidos reutilizáveis e recicláveis para coleta e devolução” (BRASIL, 2010, p. 21).

Apesar da escassez de dados, observou-se que, muito embora tenham havido significativos avanços entre os anos de 2000 a 2008, com aumento de 120% do número de municípios que desenvolviam programas de reciclagem, 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 eficiência (BRASIL, 2011).

Conforme ressalta o economista Sabetai Calderoni, quando questionado da integração dos catadores: “Hoje nós temos a ilusão de que os catadores conseguem resolver o problema da reciclagem. Eles não conseguem! Eles não são tão numerosos e não têm o treinamento técnico adequado nem assistência social” (CALDERONI, 2010, p. 25). Segundo Calderoni (2010), a solução está em implantar centrais de reciclagem, e em estabelecer uma parceria com as empresas, que devem assumir a responsabilidade pela reciclagem, deste modo “a prefeitura e as cooperativas terão seu patamar social elevado”.

2.2 Aproveitamento energético de resíduo sólido

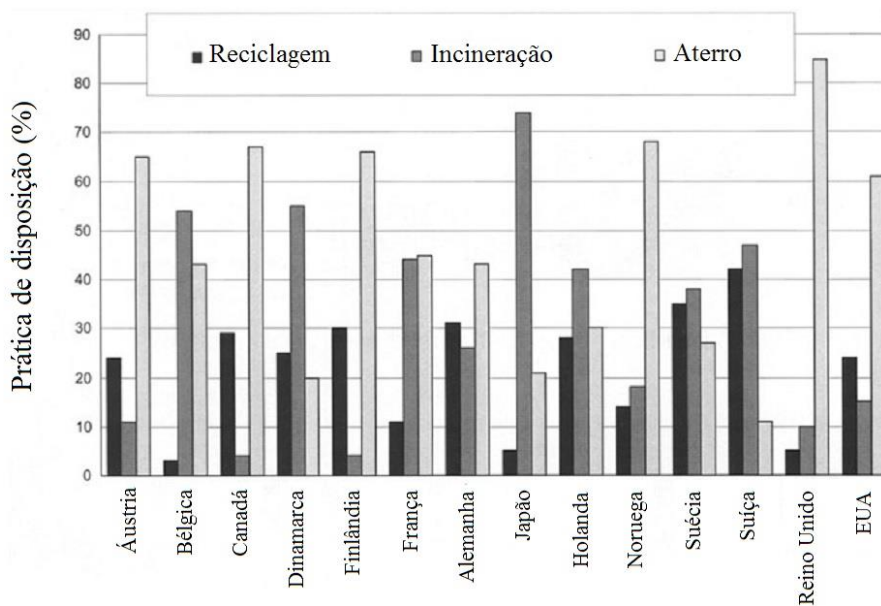
No Brasil, a utilização de resíduo sólido com vistas ao aproveitamento energético, incluindo o coprocessamento, obedecerá às normas estabelecidas pelos órgãos competentes, podendo ser utilizadas tecnologias que comprovem sua viabilidade técnica e ambiental, havendo a necessidade da implantação de programa de monitoramento de emissão de gases tóxicos, aprovado pelo órgão ambiental (BRASIL, 2010).

No âmbito nacional, a valorização local do resíduo sólido e sua posterior utilização para fins energéticos poderão auxiliar no desvio de significantes quantidades de resíduo que iriam parar na disposição final. Ademais, “[...] embora não se trate de potencial com dimensão suficiente para sustentar uma estratégia de expansão da oferta de energia elétrica no país no longo

prazo, [...], é sem dúvida, elemento importante de uma estratégia regional ou local e, portanto, não deve ser desconsiderada” (EPE, 2008, p. 11).

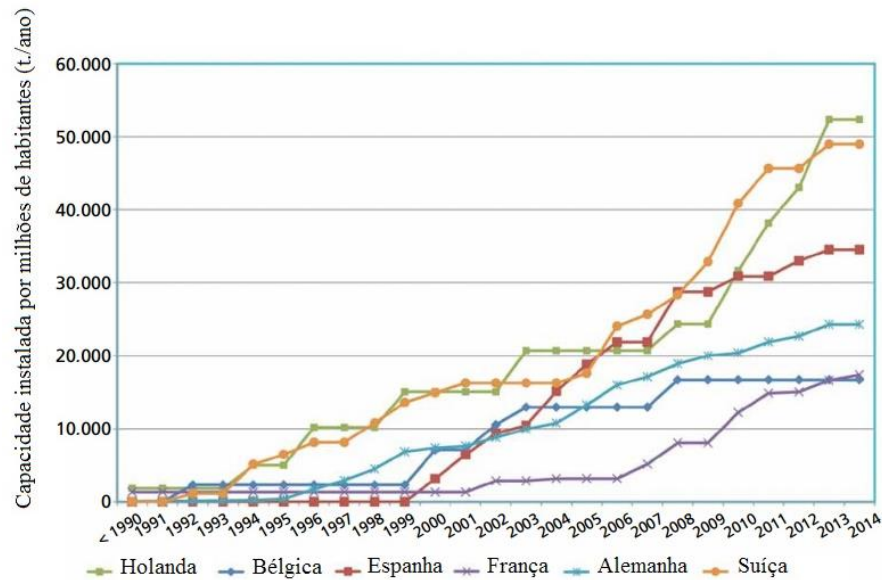
A adoção de novas tecnologias para tratamento de resíduo vem ganhando interesse mundialmente nos últimos anos pelo reconhecimento de que o aterramento, ou na pior das hipóteses a disposição em lixões, apenas transfere o problema para o futuro sem efetivamente enfrentá-lo (EPE, 2008). Na Figura 2.3 mostra-se a adoção de incineradores em diversos países. Na Europa, por exemplo, em 2000 havia 304 plantas de incineração, com capacidade de processamento de 50,2 milhões de toneladas de RSM e outros resíduos, contemplando uma recuperação energética da ordem de 49,6 TWh/ano, sendo que 70% dessa energia era destinada a geração de calor e 30% para geração de eletricidade (LUDWIG, HELLWEG e STUCKI, 2003). Na Figura 2.4 mostra-se o crescimento da capacidade instalada de digestores anaeróbios para tratamento de resíduo sólido em alguns países Europeus.

Figura 2.3: Prática de destinação de resíduos em diversos países ano 2000



Fonte: Ludwig, Hellweg e Stucki (2003)

Figura 2.4: Aumento da capacidade instalada da digestão anaeróbica na Europa



Fonte: Baere e Mattheeuws (2013)

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 atual, enquanto na geração térmica há dependência do preço do petróleo, gás natural e da taxa de câmbio (LANDAU, 2008). O resíduo sólido 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, MAHLER e ROSA, 2012).

O resíduo possui uma vantagem econômica em comparação com outras fontes de biomassa devido a ser coletado regularmente às despesas públicas (BOGNER et al., 2007).

Oliveira, Henriques e Pereira (2010), demonstraram que a produção de energia elétrica a partir da fração orgânica do resíduo sólido, com o uso da tecnologia de biodigestão anaeróbica, é mais barata que a geração de energia eólica, com benefícios socioambientais além da redução de CO₂. Ademais, há pouca experiência no aproveitamento do gás de aterro para produção de

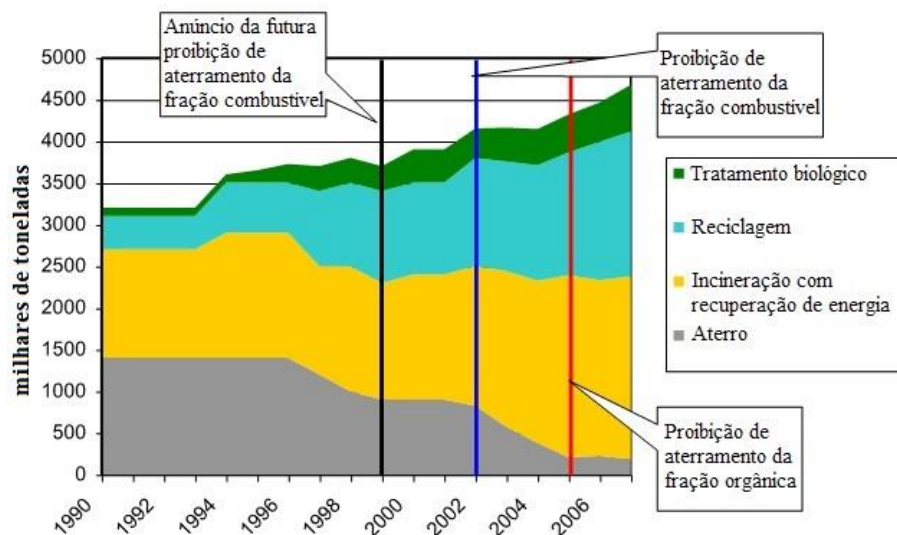
energia no Brasil, apesar do grande potencial. Foram identificados no país apenas dois projetos que já relatam a geração de eletricidade, a saber, os aterros Bandeirantes e São João, com uma geração de 755.700 MWh entre 2004-2010 e 476.900 MWh entre 2008-2012, respectivamente (ABRELPE, 2013). A usina termelétrica do aterro Bandeirantes em São Paulo é a maior utilização de biogás para energia elétrica no mundo (BIOGAS ENERGIA AMBIENTAL S/A, 2012). 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 Brasil conta com 4,74% dos projetos registrados para obtenção de créditos de Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL), formando um total de 46 projetos. Destes, 28 referem-se a aterros sanitários, dos quais 23 projetos contemplam o aproveitamento energético do biogás, e 22 incluem geração de eletricidade e somente 1 considera a purificação do biogás para posteriormente injetá-lo em rede de gás natural. 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 (BRASIL, 2011).

Em 2005, a Suécia implementou a proibição do aterramento da fração 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 intensificadas, como resultado do declínio nas práticas de aterramento (Figura 2.5), e em 2010 a Suécia atingiu a reciclagem e compostagem de 50% de todo o lixo domiciliar (DEFRA, 2010). Vê-se a partir daí uma clara estratégia de gerenciamento de resíduo sólido aliado a um programa de expansão do aproveitamento energético deste material.

Figura 2.5: Estratégia de gestão de resíduos Suécia



Fonte: DEFRA (2010).

Apesar destas imposições poderem trazer consequências positivas para a gestão de resíduo, impactos negativos também podem ser observados, a exemplo do aumento na exportação de resíduo para outros lugares onde as leis são menos severas. É fundamental que estas mudanças sejam implementadas de forma estruturada e progressiva para que seu efeito seja positivo no gerenciamento de resíduo de modo geral. Outro ponto central para o sucesso destas medidas é o efetivo engajamento entre os diversos atores, os quais devem discutir e negociar as metas, o tempo para cumprimento destas e o desenvolvimento de infraestrutura de tratamento alternativo (DEFRA, 2010).

Para o economista Calderoni, a energia a partir de resíduo sólido tem que ser pensada de duas formas. Uma é a energia obtida por meio da geração e a outra é por meio da conservação. “Se a sucata de plástico é separada e levada para o reaproveitamento na indústria, você está usando o processo de conservação de energia, no qual se consegue o dobro de aproveitamento energético que no processo de geração. Se eu usar esse mesmo plástico num gaseificador, por exemplo, vou conseguir muito menos ganho energético, já que há perdas nesse processo”, completa (CALDERONI, 2010, p. 24).

Oliveira, Mahler e Rosa (2012), estimaram o potencial de conservação de energia a partir da reciclagem no Brasil (Tabela 2.1). 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 2.1: Composição do RSM no Brasil e potencial de energia conservativa

Material	Fração RSU (%)	Fator de conservação (MWh/t)	Potencial de conservação (TWh/a)
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)

Previsões indicam que mesmo com as melhorias esperadas na redução, reutilização e reciclagem, suficiente matéria prima estará disponível, as quais suportarão significante crescimento na área de recuperação energética sem que haja conflitos em galgar maiores patamares na hierarquia do resíduo (DEFRA, 2011). Dentre os principais desafios futuros da área de recuperação energética de resíduo sólido, pode-se destacar a necessária flexibilidade do sistema para adaptar-se às mudanças de matéria prima de tempos em tempos. À medida que há mais reciclagem, é necessário compreender como será possível recuperar o melhor valor do resíduo remanescente, enquanto devolvendo os melhores resultados ambientais (DEFRA, 2011).

2.3 Tecnologias de tratamento de resíduo sólido

Existe uma variedade de processos para tratamento de resíduo sólido, muitas delas passíveis de aproveitamento energético. Segundo Kothari et al. (2011), as tecnologias mais utilizadas classificam-se em: conversão térmica (incineração, pirólise, gasificação, produção de combustível derivado de resíduo (CDR)); conversão bioquímica (compostagem, vermicompostagem, digestão anaeróbia); conversão química (transesterificação e outros processos que convertem resíduo orgânico em biodiesel). A escolha do processo de conversão

depende das características do RSM (composição e fluxo de material), a forma desejada de obtenção de energia, requisitos de uso final, legislações ambientais, aspectos econômicos e fatores específicos de projeto (KOTHARI et al., 2011).

2.3.1 Tratamento térmico

Resíduo sólido é utilizado para a produção de calor e energia desde o início do século 19. O valor calorífico de muitos dos resíduos é entre a quarta parte e a metade do valor calorífico do carvão. Uma variedade de materiais que compõe o RSM pode ser queimada sem o uso de combustível auxiliar. Entretanto, uma vez que há presença de umidade e de material orgânico e/ou inerte, que não contribuem na valorização do poder calorífico, o processamento do mesmo, visando à minimização do teor de umidade e à redução do teor de cinzas, pode melhorar significativamente a qualidade do combustível e a eficiência de combustão (MCDOUGALL et al., 2001).

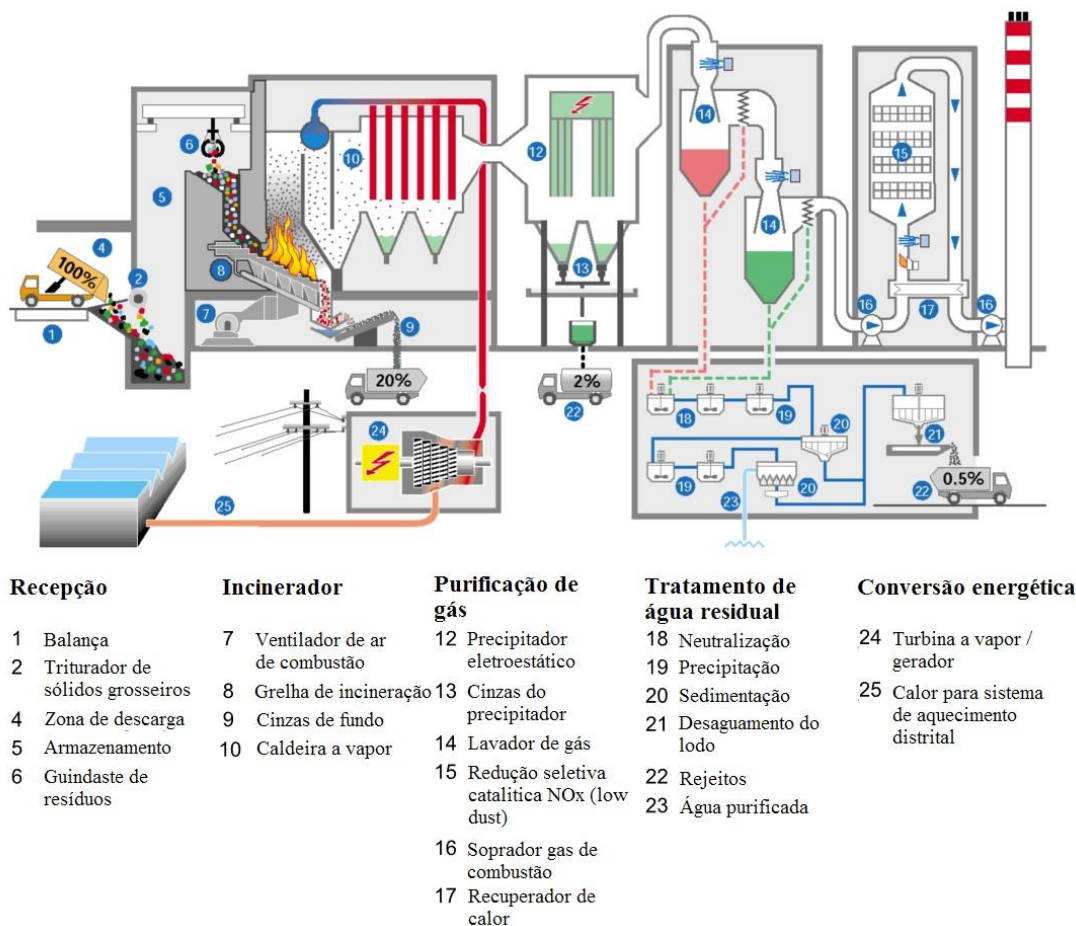
2.3.1.1 Incineração

Tipicamente, um incinerador com recuperação energética é constituído dos seguintes elementos (Figura 2.6) (ENVIROS, 2007):

- recepção de resíduos e transferência;
- câmara de combustão;
- planta de recuperação energética;
- limpeza dos gases de combustão;
- manipulação das cinzas de fundo e controle de poluição dos resíduos; e,
- tratamento de água residual;

As configurações de planta vão variar de acordo com a matéria prima. O RSM é normalmente entregue via veículos de coleta e entornados em um armazém onde é misturado. A mistura é requerida para assegurar, na medida do possível, a equidade do poder calorífico do resíduo de entrada (ENVIROS, 2007).

Figura 2.6: Planta típica de incinerador com grades móveis



Fonte: Doka (2009)

Na Figura 2.6 é mostrado o princípio de operação de um incinerador de resíduo sólido. Cada linha de incineração é equipada com um forno com grelha de fundo (8). Ao final da grelha o material remanescente da combustão é coletado como cinzas (cinzas de fundo) e resfriado em água (9). O gás é direcionado para um trocador de calor (10). O calor recuperado na forma de vapor é passado por uma turbina (24) para a geração de eletricidade. Após o resfriamento no trocador, o gás resultante da combustão é então direcionado a um precipitador eletroestático para a

separação das cinzas de combustão (12). O precipitador eletrostático utiliza o princípio da atração eletrostática para remover partículas do gás. Ele consiste em uma série de eletrodos de descarga, nos quais são aplicadas elevada voltagem. Após esta etapa, um lavador multi-estágios (14) é utilizado para eliminar componentes perigosos do gás como SO_x , HCl pela lavagem do gás em uma torre de reação projetada para promover o máximo de contato entre o gás e o líquido. Em um primeiro estágio, o gás é resfriado pela pulverização de “spray” de água, removendo HCl, HF, particulados e metais pesados. No segundo estágio hidróxido de cálcio ou outra substância alcalina é utilizada para a remoção de SO_x e o HCl remanescente. O líquido do lavador é neutralizado (18), os metais pesados são precipitados (19) e o lodo é separado (20) para na estação de tratamento de água. A água tratada é usualmente despejada em um rio. Após a lavagem, o gás de combustão passa por uma instalação de redução catalítica de NO_x (15). Posteriormente, o gás de combustão purificado é encaminhado para a chaminé. Aproximadamente 75% da massa de resíduo original é transferida para os componentes gasosos como dióxido de carbono, nitrogênio, água e traços de gases (DOKA, 2009).

Da energia total disponível, mais de 80% pode ser utilizada na produção de vapor. O vapor pode ser utilizado para a geração de energia via turbina a vapor e/ou utilizado diretamente como fonte de energia. Um incinerador produzindo exclusivamente calor pode ter uma eficiência térmica de geração entre 80-90%. A produção de energia elétrica pode ter sua eficiência prejudicada devido ao limite de temperatura no trocador de calor. Um incinerador produzindo somente eletricidade alcança um máximo de eficiência de 27%, com uma faixa típica variando de 14% a 24%. A eficiência de um incinerador para geração de eletricidade é menor que uma unidade de grande porte a carvão ou gás. Tipicamente, uma unidade a carvão pode atingir entre 33% - 38%; uma turbina a gás em ciclo combinado pode atingir eficiências elétricas superiores a 50%. As razões para estas eficiências mais elevadas são questões técnicas e o amadurecimento das unidades em larga escala de carvão e gás (ENVIROS, 2007).

Há três principais tecnologias de combustão que podem ser empregadas no processo de incineração. Ambas as tecnologias presentes são capazes de suprir requisitos técnicos que atendam a legislação europeia, a exemplo, temperatura de combustão mínima de 850°C e tempo de residência do sólido de dois segundos (ENVIROS, 2007). São elas:

- grelhas fixas e móveis;

- leito fluidizado; e,
- tambores rotativos;

O sistema de grelhas móveis é o mais conhecido. O resíduo é vagarosamente propelido até a câmara de combustão (fornalha) por grelhas mecanizadas. O fluxo de entrada é contínuo, ao passo que também é contínua a saída de cinzas no final da grelha. A planta é configurada para a completa combustão enquanto o resíduo se movimenta pela grelha. As condições do processo são controladas para otimizar a combustão, e assegurar a combustão completa. Ao final da grelha, geralmente há um resfriador para as cinzas quentes remanescentes (Figura 2.6).

A técnica de combustão em leitos fluidizados envolve uma pré-segregação do RSM para remover metais inertes e pesados, antes do processamento no forno. O resíduo é então processado mecanicamente com o intuito de reduzir o tamanho das partículas. De modo geral, o resíduo requer mais preparação em comparação com o sistema de forno com grades móveis. A combustão é normalmente um processo de único estágio e consiste em uma câmara forrada com um leito de material inerte granular como areia grossa ou mídia similar (ENVIROS, 2007).

O leito é fluidizado com ar (o qual pode ser diluído com gás de escape reciclado), sendo soprado verticalmente pelo material a uma alta vazão. O resíduo é movimentado pela ação das partículas do leito fluidizado.

Os fornos rotativos possuem vasta aplicação, e podem ser constituídos de vaso de rotação completa ou parcial. Consiste normalmente em um processo de dois estágios: o forno; e uma câmara de combustão separada. O forno consiste na primeira câmara de combustão e é inclinada para permitir o movimento do resíduo de entrada. A rotação move o resíduo pelo forno com a ação de tombamento a qual expõe o resíduo ao calor e oxigênio (ENVIROS, 2007).

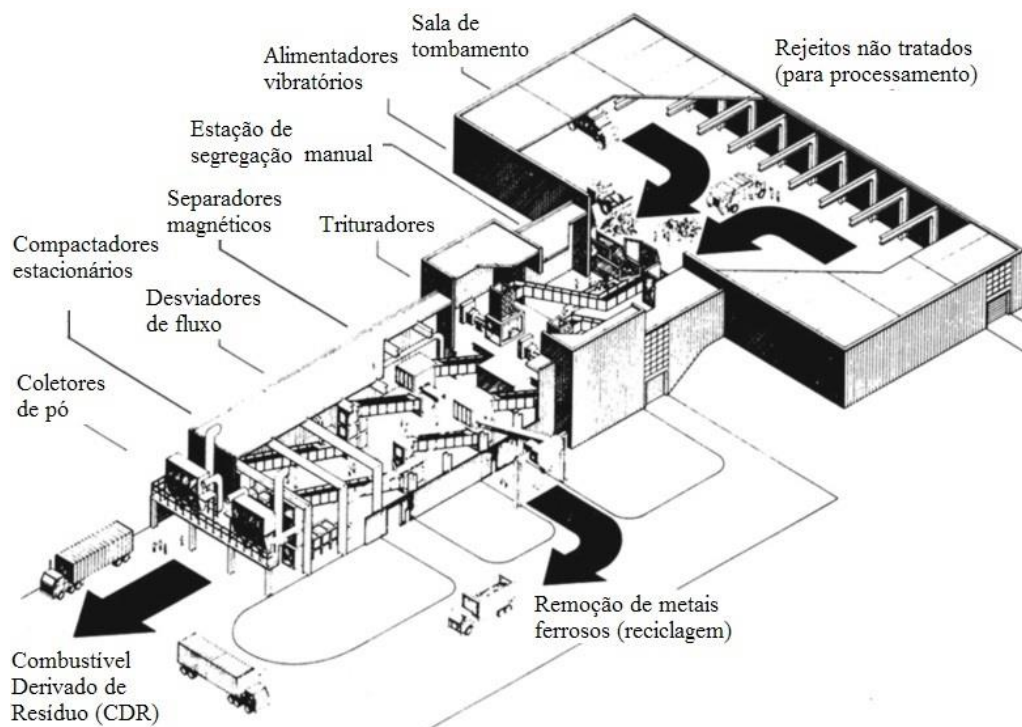
2.3.1.2 Tecnologia de Combustível Derivado de Resíduo (CDR)

O início do desenvolvimento da tecnologia de CDR ocorreu principalmente no Reino Unido e na Itália, com unidades sendo construídas em meados da década de 70. Entretanto,

muitas destas foram fechadas, devido à dificuldade em se encontrar mercado para o combustível CDR na forma de peletes. A falta de mercado levou ao desenvolvimento do CDR grosseiro, o qual é apropriado para uso local (MCDOUGALL et al., 2001). Os regulamentos atuais exigem elevado padrão de qualidade para o CDR, de modo que este pode ter aceitação como combustível substituto ou auxiliar em muitos sistemas de combustão, com o mínimo de modificações no esquema padrão da planta (CAPUTO e PELAGAGGE, 2002).

O CDR é produzido pela seleção mecânica da fração combustível do resíduo sólido. A produção do CDR é parte do sistema de tratamento térmico, o qual visa a valorizar parte dos fluxos de resíduo pela recuperação do teor energético (Figura 2.7) (MCDOUGALL et al., 2001).

Figura 2.7: Exemplo de processo de CDR, Albany, Nova Iorque



Fonte: Hasselriis e Mahoney (2012)

Sua utilização acarreta inúmeros benefícios, dentre os quais se destaca o elevado poder calorífico, a homogeneidade da composição físico-química, o fácil armazenamento, manipulação e transporte, a baixa emissão de poluentes e a reduzida necessidade de excesso de ar durante a combustão. Entretanto, a produção de CDR com elevado poder calorífico pede uma complexa

linha de produção, conduzindo à baixa eficiência mássica, gerando significativa quantidade de rejeito. O desejo pelo elevado poder calorífico inferior leva à maior quantidade de passos e menor massa final de CDR. Isso conduz a custos mais elevados de produção os quais reduzem o apelo de mercado do produto (CAPUTO e PELAGAGGE, 2002). Tipicamente, cerca de 30% da massa de entrada é convertida em CDR densificado, peletizado (MCDUGALL et al., 2001). O RSM apresenta tipicamente teor energético de 9 – 11 MJ/kg, enquanto o CDR pode apresentar 17 MJ/kg (ENVIROS, 2007).

Uma linha de produção de CDR consiste em inúmeras estações arrançadas em série, com o objetivo de separar componentes indesejados e condicionar a matéria combustível a fim de obter combustível de características pré-determinadas. Isto é realizado por meio de sucessivos estágios de tratamento como peneiramento, trituração, redução de tamanho, classificação, separação, secagem e densificação. De fato, o tipo, número e posição dos equipamentos de processo ao longo da linha de produção afetam largamente o balanço de massa e a qualidade do produto final (CAPUTO e PELAGAGGE, 2002).

O correto projeto de uma unidade de CDR é uma tarefa delicada devido a inúmeros fatores. Primeiro, a composição exata do RSM é difícil de prever-se e é provável de mudar ao longo do tempo. Ademais, os equipamentos do processo são frequentemente derivados de outros setores industriais (exemplo, indústria da mineração) dificultando sua otimização quando da utilização de RSM. Finalmente, as dimensões dos diferentes tipos de máquinas são padronizadas, de modo que é difícil atingir a combinação ideal entre as diferentes unidades de operação. Isso implica, muitas vezes, no emprego de linhas paralelas de processos, podendo haver gargalos devido às limitações específicas. Outro ponto é que a configuração de plantas de maiores capacidades geralmente implica na colocação de inúmeras linhas em paralelo, fazendo com que os benefícios da economia de escala sejam perdidos. Além disso, erros no estágio de projeto levam a um rendimento reduzido e um produto final de menor qualidade do que se esperava, com pesadas penalidades econômicas (CAPUTO e PELAGAGGE, 2002).

Há dois processos básicos de CDR, cada um produzindo um produto distinto, conhecido como CDR densificado e CDR grosseiro, respectivamente. O CDR densificado é produzido como peletes. Antes de ser peletizado é seco, de modo a ficar relativamente estável e poder ser transportado, manuseado e armazenado como qualquer outro combustível sólido. Ele pode ser

queimado em unidades dedicadas, ou utilizado em co-combustão com carvão e outros combustíveis sólidos (MCDOUGALL et al., 2001).

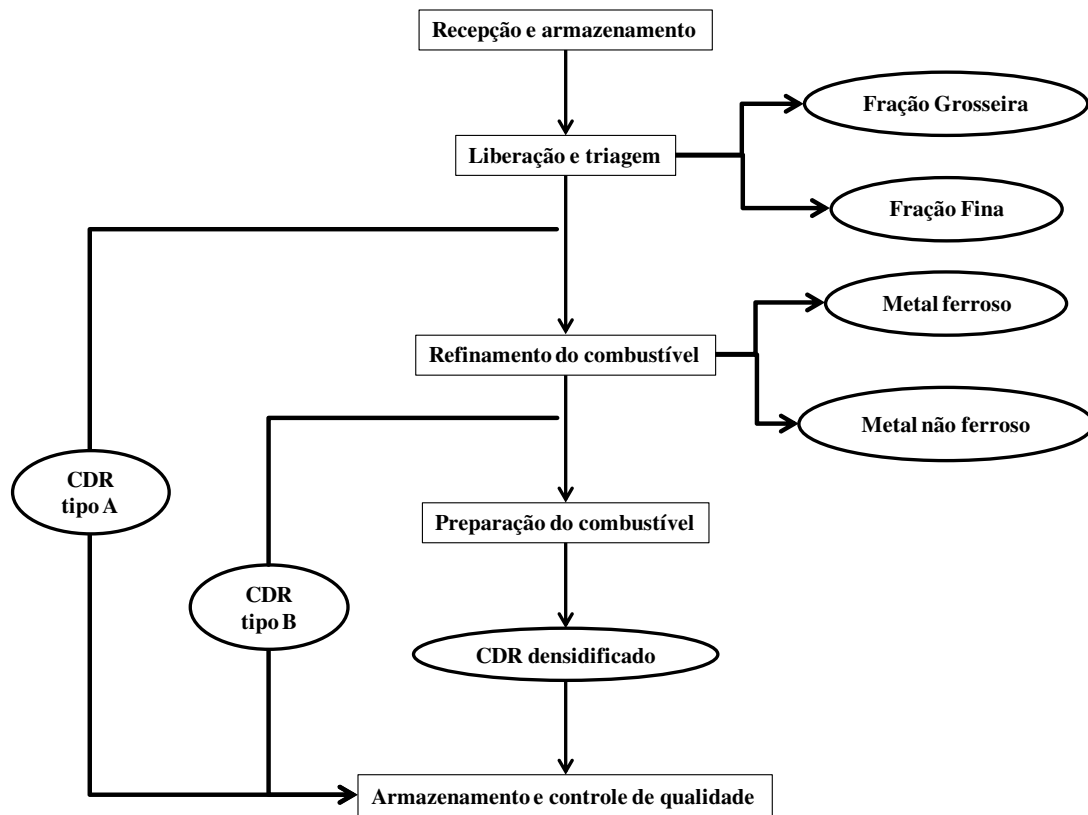
O CDR densificado requer considerável processamento, incluindo secagem e peletização, e também requer elevada quantidade de energia no processo. O consumo de energia global para o processo de CDR densificado tem sido estimado para 55,5 kWh por tonelada de RSM que entra na planta. Ademais, o processo de secagem anterior à peletização requer cerca de 400 MJ de calor por tonelada (ETSU 1993b, apud MCDOUGALL et al., 2001).

Já o CDR grosseiro requer menos processamento, mas como não é seco, não pode ser armazenado por um longo período. Ele é apropriado para uso local na geração de eletricidade e/ou calor (MCDOUGALL et al., 2001).

De modo geral, o processo básico de produção do CDR pode ser dividido em cinco estágios distintos (Figura 2.8), descritos a seguir:

- recepção e armazenamento;
- liberação e triagem;
- refinamento do combustível;
- preparação e combustível; e,
- armazenamento e controle de qualidade;

Figura 2.8: Processo de produção de CDR



Fonte: Mcdougall et al. (2001)

Inicialmente o RSM é entregue por veículos de coleta na recepção onde, após inspeção visual, são removidos materiais com potencial de danificarem os equipamentos. Consequentemente, após a liberação, há a triagem dos materiais onde primeiramente se visa a esvaziar sacos ou containers, e consequentemente remover frações finas e muito grosseiras. O processo de abertura dos sacos envolve o uso de moinhos, trituradores, dispositivos de ponta ou esgarço. Já a triagem frequentemente envolve peneira rotativa, que pela ação do tombamento esvazia os sacos ou containers e seleciona os materiais pelo gradeamento das peneiras. A fração fina é rica em umidade e material putrescível, bem como cinzas, areia e cacos de vidro, e deve ser removida do processo. A fração grosseira consiste principalmente em pedaços muito grandes de papel, papelão ou plástico filme, que também devem ser removidos. Após estes processos, a fração resultante pode ser utilizada como CDR grosseiro (tipo A), apesar de conter metal e outros materiais não combustíveis.

A etapa de refinamento do combustível envolve redução de tamanho de partícula, classificação e separação magnética. A redução de tamanho usualmente é feita por triturador ou moinho. A separação por densidade (classificação) é necessária para separar a fração pesada (metal, plástico denso) da fração combustível leve (plástico filme, papel), a qual irá formar o CDR densificado. Dois principais processos são utilizados nesta etapa, a classificação por ar e a separação balística, os quais se resumem a submeter o material a um fluxo de ar e selecioná-lo pela densidade. O separador magnético pode ser utilizado para remoção de metal ferroso e o separador de corrente de Foucault remove metais não ferrosos. A fração leve, juntamente com o que restou da separação magnética e/ou pela corrente de Foucault pode ser utilizado como uma forma mais refinada de CDR grosseiro (tipo B).

Já o estágio de preparação do combustível representa a grande diferença entre o CDR grosseiro e o densificado. Uma trituração secundária é necessária para reduzir o tamanho de partícula necessário na operação de peletização, e a secagem reduz o teor de umidade de 30% para 12% aproximadamente. Baixa umidade é requerida para um bom armazenamento e características de combustão. Uma vez que a fração combustível é seca, os resíduos orgânicos e inertes são facilmente peneirados, reduzindo o teor de cinzas do produto. Muito do cloro, metal pesado e silicato estão contidos no resíduo inerte. Após este estágio o CDR densificado pode ser produzido com um teor final de cinzas de 10% em peso. O CDR densificado pode tomar forma de pelete ou briquete. Os moinhos de pelete são energo-intensivos, consumindo mais de 35 kWh por tonelada de combustível produzido, de modo que este precisa ser resfriado antes do armazenamento, para remoção do calor produzido na compressão. Estes equipamentos são suscetíveis a sofrer danos com contaminação de partículas densas, de modo que estágios de separação magnética e separador balístico são frequentemente utilizados para remoção de metais ferrosos e outros materiais densos.

Uma vez secos e na forma de pelete, o CDR densificado pode ser armazenado; em contraste, o CDR grosseiro necessita ser queimado dentro de pouco tempo após sua produção. (MCDOUGALL et al., 2001).

2.3.2 Tratamento biológico

Frações de resíduo orgânico e a parcela não reciclável de papel do RSM podem ser submetidas ao tratamento biológico, o qual pode ocorrer por meio de dois processos distintos – processo aeróbio e anaeróbio –, os quais utilizam as tecnologias de compostagem, e biodigestão. Seu principal objetivo é a valorização dos produtos finais (biogás (anaeróbio) e composto (aeróbio e anaeróbio)) (MCDOUGALL et al., 2001).

O tratamento biológico envolve a utilização de microrganismos, de ocorrência natural, que decompõem os componentes biodegradáveis do resíduo. Os organismos aeróbios requerem oxigênio molecular como acceptor externo de elétrons no metabolismo respiratório, resultando em rápida taxa de crescimento e elevado rendimento celular. O processo aeróbio tem como produtos principais o dióxido de carbono (CO_2), calor, água e composto orgânico aeróbio. Já o metabolismo anaeróbio ocorre na ausência de oxigênio externo, portanto não envolvendo acceptor externo de elétrons. Este metabolismo fermentativo é menos efetivo na produção de energia que o processo de respiração aeróbia e, portanto resulta em menor crescimento e rendimento celular. Seus produtos principais são o metano (CH_4), dióxido de carbono (CO_2), água e composto orgânico anaeróbio (MCDOUGALL et al., 2001).

Os processos biológicos resultam na estabilização do substrato, uma vez que a demanda cumulativa de oxigênio pode ser reduzida cerca de seis vezes em relação à inicial, além da taxa de carbono/nitrogênio (C/N) cair significativamente durante o processo (MCDOUGALL et al., 2001).

Ambos os processos biológicos, compostagem e biodigestão são efetivos na destruição da maioria dos patógenos presentes no substrato. A compostagem é um processo fortemente exotérmico, e pode atingir temperaturas entre 60-65°C, suficiente para destruir a maioria dos patógenos. O processo de biodigestão é somente em parte exotérmico, mas pode operar a temperaturas de 55° (processo termofílico) pelo uso de fonte externa de calor (MCDOUGALL et al., 2001).

Apesar do processo de biodigestão necessitar de um reator fechado, e maior nível de tecnologia que algumas formas de compostagem, esta contenção permite maior controle sobre o

processo e sobre a emissão de odores, além de permitir a captura e posterior utilização do gás metano formado. Ainda, o devido à unidade de biogásificação ser usualmente vertical, esta requer menor área (MCDOUGALL et al., 2001).

Quando se observa o tratamento da fração orgânica de RSU sob a perspectiva de economia local e considerações ambientais, o processo anaeróbio leva vantagem em relação à compostagem pela elevada valorização de seus produtos finais (DEFRA, 2011).

Com vistas ao aproveitamento energético, será discutido somente o processo anaeróbio, uma vez que permite a utilização do biogás como fonte de geração de eletricidade ou combustível.

2.3.2.1 Digestão Anaeróbia (DA)

No processo de oxidação da matéria orgânica em ambientes anaeróbios ocorrem os processos metabólicos de fermentação e respiração anaeróbia. A formação do metano ocorre preferencialmente em ambientes onde oxigênio, nitrato e sulfato não estejam prontamente disponíveis como aceptores de elétrons. Isso porque, na presença destes compostos, a matéria orgânica é oxidada por meio de processos aeróbios, redução de nitrato e sulfato, respectivamente. Naturalmente, a produção de metano ocorre em diferentes ambientes, tais como pântanos, solo, sedimentos de rios, lagos e mares, assim como nos órgãos digestivos de animais ruminantes. Estima-se que a digestão anaeróbia, com formação de metano, seja responsável pela completa mineralização de 5 a 10% de toda a matéria orgânica disponível na Terra (CHERNICHARO, 2007).

Em princípio, todos os compostos orgânicos podem ser degradados pela via anaeróbia, sendo que o processo se mostra mais eficiente e mais econômico quando os dejetos são facilmente biodegradáveis (CHERNICHARO, 2007).

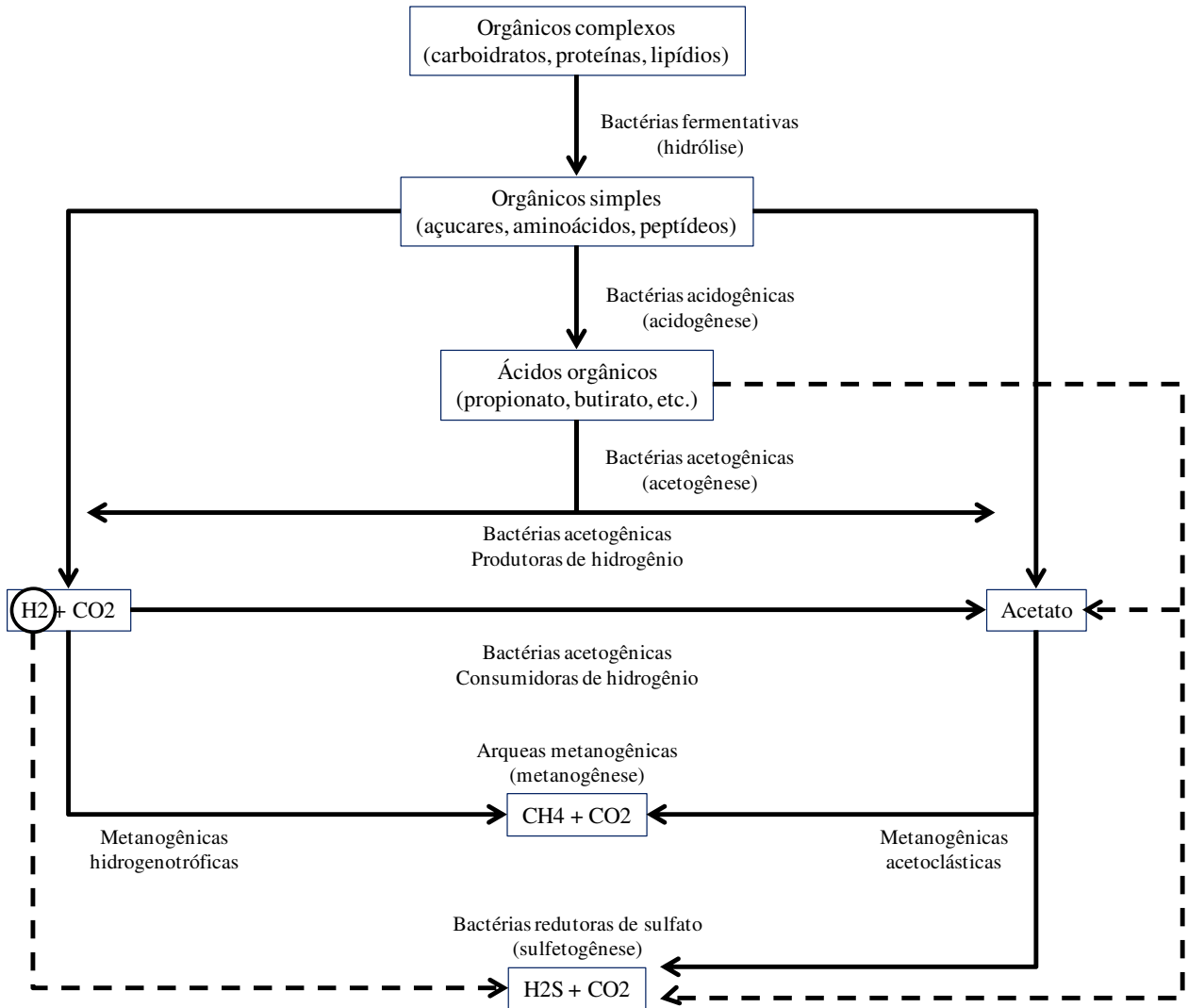
A digestão anaeróbia representa um sistema ecológico delicadamente balanceado, envolvendo processos metabólicos complexos, que ocorrem em duas etapas sequenciais e que dependem da atividade de, no mínimo, três grupos fisiológicos de microrganismos: i) bactérias

fermentativas (ou acidogênicas); ii) bactérias sintróficas (ou acetogênicas); e iii) microrganismos metanogênicos. Cada grupo microbiano tem funções específicas. As bactérias fermentativas acidogênicas convertem, por hidrólise e fermentação, os compostos orgânicos complexos (carboidratos, proteínas e lipídios) em outros compostos mais simples, principalmente ácidos orgânicos, além de hidrogênio e dióxido de carbono. Os microrganismos sintróficos acetogênicos convertem compostos intermediários, como propionato e butirato, em acetato, hidrogênio e dióxido de carbono. Por fim, o acetato e o hidrogênio produzidos nas etapas anteriores são convertidos em metano e dióxido de carbono. Esta conversão é efetuada por um grupo especial de microrganismos, denominados arqueas metanogênicas, os quais são procariontes estritamente anaeróbios (CHERNICHARO, 2007).

Os microrganismos metanogênicos desenvolvem duas funções primordiais nos ecossistemas anaeróbios: i) produzem um gás insolúvel (metano), possibilitando a remoção de carbono orgânico contido na fase líquida; e ii) são responsáveis pela manutenção da pressão parcial de hidrogênio do meio em níveis suficientemente baixos, permitindo que as bactérias fermentativas e formadoras de ácidos produzam produtos mais oxidados, a exemplo o ácido acético, que é substrato direto da metanogênese (CHERNICHARO, 2007).

Além das rotas metabólicas e dos grupos microbianos descritos anteriormente, o processo de digestão anaeróbia pode incluir, ainda, a fase de redução de sulfatos e formação de sulfetos ou, simplesmente, sulfetogênese (Figura 2.9). Entretanto, as bactérias redutoras de sulfato utilizam hidrogênio e acetato, o que as torna agentes competidoras por substratos comuns aos das metanogênicas. A predominância desta fase depende essencialmente da composição química do substrato (presença significativa de sulfato) e das condições operacionais do reator. A demanda química de oxigênio (DQO) removida pela sulfetogênese leva à produção do gás sulfídrico e pode resultar em problemas de corrosão, emissão de maus odores e toxicidade do meio. Ademais, prejudica a produção de metano, que pode ter seu conteúdo energético aproveitado (CHERNICHARO, 2007).

Figura 2.9: Rotas metabólicas e grupos microbianos da digestão anaeróbia



Fonte: Chernicharo (2007)

A produção de biogás pelo processo anaeróbio é, na prática, associado a muitos fatores, tais como: composição, tamanho de partícula, e proporções dos substratos utilizados; capacidade de degradação da biomassa microbiana; pH e alcalinidade do meio; teor de matéria seca e de matéria orgânica seca; relação entre os nutrientes; e presença de material tóxico. Também, os parâmetros da tecnologia de fermentação são importantes, a exemplo, o número de fases e estágios do processo, a temperatura de operação, o tempo de residência do substrato e da biomassa microbiana no reator, o tipo e frequência da mistura do substrato no reator, e a quantidade e

frequência da adição de substratos (DEUBLEIN e STEINHAUSER, 2008; CHERNICHARO, 2007).

O biogás consiste principalmente em metano (55–70 % de CH₄) e dióxido de carbono (30-45% de CO₂), mas também contém impurezas que necessitam ser removidas, dependendo de qual será sua utilização posterior (Tabela 2.2). Os componentes do gás são específicos de cada unidade e substrato e devem ser monitorados regularmente (DEUBLEIN e STEINHAUSER, 2008).

Tabela 2.2: Percentagem e características das impurezas contidas no biogás

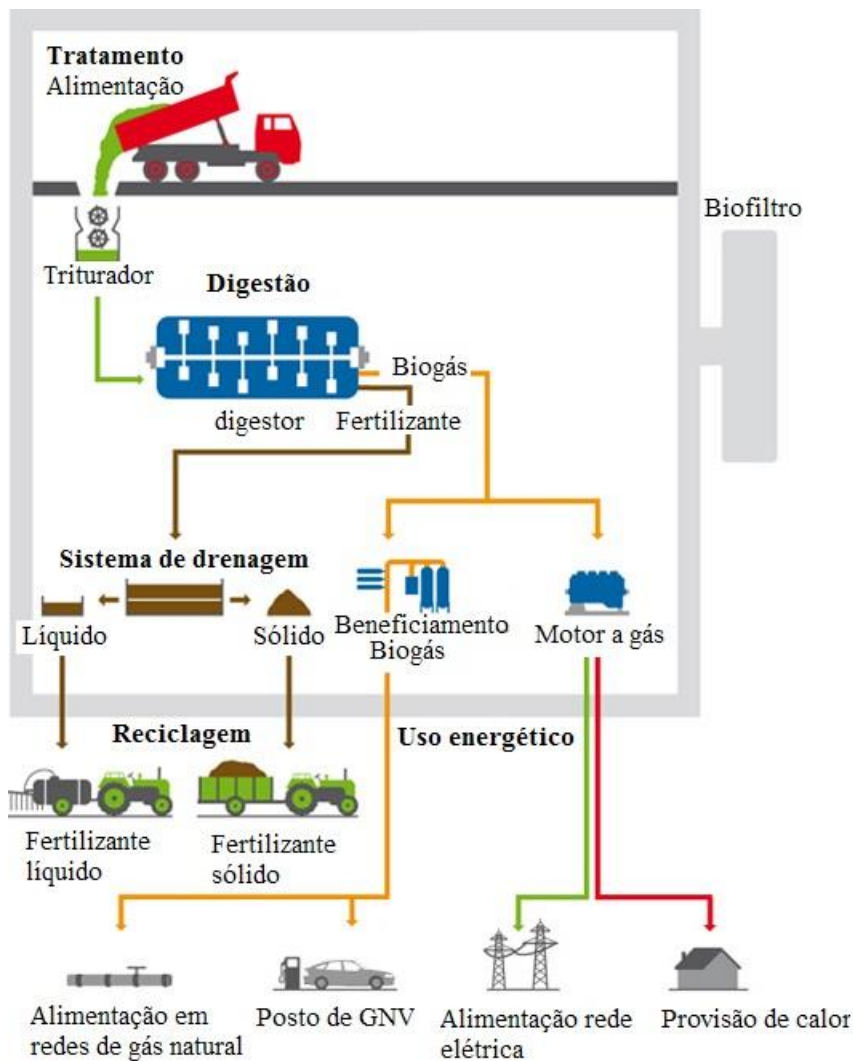
Componente	Teor	Efeito
CO ₂	25-50% (volume)	<ul style="list-style-type: none"> • Baixo poder calorífico • Aumenta a formação de metano na combustão • Modifica as propriedades anti-detonção quando utilizado em motores • Causa corrosão quando há presença de umidade
H ₂ S	0-0,5% (volume)	<ul style="list-style-type: none"> • Efeito corrosivo em equipamentos e sistemas de tubulação • Emissões pós combustão de SO₂ ou H₂S quando a combustão é incompleta
NH ₃	0-0,05% (volume)	<ul style="list-style-type: none"> • Emissões pós combustão de NO_x • Aumento das propriedades anti-detonção
Vapor de água	1-5% (volume)	<ul style="list-style-type: none"> • Causa corrosão de equipamentos e sistemas de tubulações
N ₂	0-5% (volume)	<ul style="list-style-type: none"> • Diminui o poder calorífico • Aumento das propriedades anti-detonção
Siloxanos	0-50 mg/m ³	<ul style="list-style-type: none"> • Age como abrasivo e danifica motores

Fonte: Deublein e Steinhauer (2008)

O principal propósito da digestão anaeróbia é a recuperação energética do processo, pela utilização do metano, um dos poucos combustíveis renováveis que é apropriado para uso em veículos de carga pesada. Isso significa que, apesar do processo permitir a reciclagem do composto orgânico e sua posterior utilização como condicionador de solo, na maioria dos casos a digestão anaeróbia será classificada como “outras recuperações” dentro da hierarquia do gerenciamento do resíduo sólido (DEFRA, 2011).

Sistemas de DA são fechados (Figura 2.10) de modo que as emissões de gases são limitadas à queima incompleta em motores de combustão, emissões fugitivas de tubulações e do reator, e traços de metano emitidos durante a maturação do composto orgânico sólido gerado (UNEP, 2010b; MOLLER, BOLDRIN e CHRISTENSEN, 2009).

Figura 2.10: Esquema planta de digestão anaeróbia de RSM



Fonte: adaptado de AXPO KOMPOGAS (2013)

A remoção dos gases indesejáveis é feita pela aplicação de técnicas de lavagem, adsorção, absorção, e secagem, entre outras, cuja sequência é (DEUBLEIN e STEINHAUSER, 2008):

- separação grosseira de sulfeto de hidrogênio no reator ou em lavador a parte;

- remoção de traços de sulfeto de hidrogênio;
- separação do dióxido de carbono e outros componentes do biogás; e,
- desumidificação;

Dependendo da utilização do biogás, o metano necessita ser comprimido ou liquefeito. Ambos os processos ocorrem analogamente à compressão ou liquefação do gás natural (DEUBLEIN e STEINHAUSER, 2008).

Na utilização do biogás para geração de eletricidade, e possivelmente calor combinadamente, normalmente utiliza-se motores de quatro tempos ciclo Otto ou motores ciclo diesel. Alternativamente, podem ser utilizados motores Stirling ou turbina a gás, micro-turbina a gás, células de combustível de baixa ou alta temperatura, ou uma combinação de células combustíveis a alta temperatura com turbina a gás. O biogás pode também ser utilizado na produção de vapor por um ciclo Rankine, onde o vapor aciona um motor ou turbina. O poder calorífico da mistura biogás/ar é 15% menor que o da mistura gasolina/ar para veículos, resultando em uma potência 15% menor para a mesma taxa de compressão. A potência do motor é ainda reduzida pela baixa taxa de combustão do biogás. Esta desvantagem é compensada pela elevada qualidade de anti-detonação, permitindo o uso de taxas de compressão mais elevadas. Em se utilizando um motor quatro tempos ao invés de um motor diesel a gás, a eficiência pode ser melhorada (DEUBLEIN e STEINHAUSER, 2008).

A purificação e beneficiamento do biogás objetiva a produção de um gás (biometano) com qualidade de gás natural a ser inserido na rede de distribuição de gás municipal, ou como combustível automotivo. Comparado com o gás natural, o biogás cru é pesado e a presença de CO₂ e vapor de água reduzem seu poder calorífico e fazem com que não seja economicamente viável sua compressão e transporte a longas distâncias. Portanto, é essencial a remoção destes elementos para melhoria da qualidade do gás. A remoção de H₂S também é importante para que se evite problemas de corrosão em equipamentos (JUNGBLUTH et al., 2007).

Com respeito à tecnologia e economia, a utilização do biogás como combustível aparenta ser uma opção interessante. Comparado ao uso do biogás para alimentação de redes de gás natural, sua utilização como combustível pode ser economicamente mais atrativa. Um motor de quatro tempos adaptado ao uso de gás natural é apropriado para este propósito (DEUBLEIN e

STEINHAUSER, 2008). As características, as quais o biogás deve ter com o propósito de utilização como combustível, são internacionalmente recomendadas na ISO 15403-1:2006. A Suécia tem sua própria norma para uso de biogás como combustível (Tabela 2.3).

Tabela 2.3: Características requeridas para uso de biogás como combustível na Suécia

Índice de Wobbe	12.2-13.1kWh/Nm ³
Teor CH ₄	97 ± 2% em volume
Número de metano	>130
Teor de O ₂	<1% em volume
Teor CO ₂ + O ₂ + N ₂	<5% em volume
Nitrogênio total (sem N ₂)	<20mg/Nm ³
Teor H ₂ S	<23mg/Nm ³
Teor H ₂ O	<32mg/Nm ³
Temperatura do ponto de orvalho	-5°C

Fonte: Deublein e Steinhauser (2008)

Na Suécia, o governo adotou a meta de tornar-se independente da importação de petróleo e gás natural em um futuro próximo. Em muitas cidades é comum a utilização de carros “verdes”, abastecidos com biogás (DEUBLEIN e STEINHAUSER, 2008). Em Linköping, 200 km ao sul de Estocolmo, toda a frota de ônibus, assim como taxis, veículos transportadores, caminhões de coleta de resíduo, veículos privados, e mesmo um trem são movidos a biogás. Grandes esforços têm sido realizados para tornar possível mover um trem a biogás. Por exemplo, o motor diesel teve de ser substituído por dois motores a biogás. Doze tanques de pressão contendo biogás são suficientes para garantir uma distância percorrida de 600 km (DEUBLEIN e STEINHAUSER, 2008).

A mais aplicável característica de matéria prima para a digestão anaeróbia é quando a fração orgânica pode ser coletada na fonte de geração (ex. indústria de alimentos, papel, etc.). Ademais, o baixo nível de contaminação permite uma composição mais consistente do resíduo ao longo do tempo, o qual torna mais fácil atingir um nível constante de produção de biogás (BECK, 2004).

3 ESTUDOS ANTERIORES

Bozorgirad, Zhang e Karl (2013), avaliaram, sob o aspecto econômico e ambiental, três cenários: incineração com aproveitamento energético do calor gerado; incineração com geração de eletricidade; e produção de etanol a partir de resíduo sólido. Os resultados indicam que a geração de etanol a partir de RSM tem melhor desempenho ambiental nas categorias de impacto de saúde humana e ecotoxicidade, e também mostra-se como a opção mais atrativa do ponto de vista econômico. O aproveitamento energético do calor gerado em incineração apresentou o pior desempenho ambiental e econômico. Ademais, os resultados ambientais e econômicos se mostraram sensíveis às mudanças na composição do resíduo sólido.

Kara (2012) avaliou a viabilidade econômica e ambiental do uso de CDR em fornos de cimento. Em seu estudo, verificou o nível de emissão de poluentes para diferentes proporções na co-incineração do CDR com coque de petróleo. Para averiguar os resultados foram realizadas coletas de gases na chaminé em um forno de escala industrial. Os resultados mostraram que, de modo geral, as emissões se mantiveram abaixo dos padrões limite de aceitação. Observou-se ainda que utilizando a proporção de 15% de CDR adicionado ao coque não houve perda na qualidade da escória e nenhuma alteração significativa nas emissões da chaminé. Ademais, observou-se economias financeiras com o uso do CDR, uma vez que o resíduo sólido é coletado às custas do município.

Bargigli, Cherubini e Ulgiati (2009) realizaram uma análise de ciclo de vida comparando, no contexto da cidade de Roma (Itália), quatro cenários de gerenciamento de resíduo sólido: aterro sem aproveitamento energético do biogás; aterro com aproveitamento energético do biogás; produção de CDR e encaminhamento da fração orgânica para tecnologia de digestão anaeróbia; incineração direta do resíduo com produção de eletricidade. A análise considerou a triagem mecanizada do resíduo recebido. Os resultados indicaram o aterro sem aproveitamento energético do biogás como a pior opção. Ainda, observou-se uma melhoria nos impactos ambientais para os cenários com elevado percentual de recuperação energética.

Reich (2005) elucidou as possibilidades e limitações em se traçar um paralelo entre informações econômicas e a avaliação de ciclo de vida aplicada a sistemas de gerenciamento de resíduo municipal. Em seu trabalho foi definida uma metodologia para abordar as possibilidades de combinações dos dados ambientais e econômicos, as quais foram utilizadas em um estudo de caso. A metodologia consistiu em um “Life cycle costing (LCC)” financeiro e ambiental. O estudo apontou que os métodos econômicos podem prover ferramenta útil para avaliar o gerenciamento de sistemas de resíduo sólido, entretanto ressalta dificuldades de consistência na combinação dos dados.

Murphy e McKeogh (2004) realizaram análise econômica e ambiental da produção de energia a partir de RSM na Irlanda, considerando quatro tecnologias (incineração, gasificação, geração de biogás em aterro sanitário com produção de eletricidade e calor, e geração de biogás em aterro sanitário, com posterior beneficiamento e utilização como combustível veicular). Em seus resultados, no tratamento da fração seca, apesar da tecnologia de gasificação não ser (até a data do estudo) comprovada em escala comercial, esta se mostrou melhor em relação à incineração, com custos menores e maior eficiência. Para melhorar a sustentabilidade econômica e ambiental de incineradores sugeriram a comercialização do calor gerado, na qual obtiveram reduções econômicas e ambientais significantes. Para o uso final do biogás, sua utilização como veículo de transporte mostrou-se favorável economicamente em relação à produção de eletricidade, com reduções de 40% nas emissões de CO₂ de veículos à gasolina.

4 METODOLOGIA

A metodologia abordada neste trabalho servira ao propósito de conduzir à identificação, análise e comparação, sob o aspecto econômico e ambiental, do aproveitamento energético do tratamento do resíduo sólido de municípios brasileiros, com foco em dois cenários: geração alternativa de eletricidade; e geração de combustíveis.

As capacidades das unidades, seu funcionamento, a quantidade de produtos gerados, seus custos e receitas estão correlacionados com fatores específicos de cada município (tais como: tamanho da população, composição gravimétrica, preço de eletricidade e combustíveis) os quais exercem uma influência direta na viabilidade financeira e na geração de impactos ambientais. Deste modo, foram analisados 81 municípios brasileiros (Tabela A.1) considerando as composições específicas do RSM gerado (IPEA, 2012), o tamanho populacional (IBGE, 2010), e os preços de eletricidade e combustível de cada região (Tabela B.1).

Um primeiro passo, conforme abordado no capítulo 2, foi a identificação das tecnologias envolvidas no tratamento de resíduos sólidos, cujos produtos são passíveis de aproveitamento energético. Para a tecnologia de digestão anaeróbia, foram identificadas duas opções de utilização do biogás gerado, passíveis de serem implementadas no contexto nacional: (i) queima direta em motor de combustão interna, ciclo Otto, estacionário, com gerador acoplado; e, (ii) purificação e beneficiamento do biogás para a qualidade de combustível veicular. Para a tecnologia de incineração, foi considerada a queima do resíduo sólido em forno com fundo de grelha, com consequente geração de vapor e seu aproveitamento em turbina para a geração de eletricidade (ciclo Rankine). Para a produção do CDR, considerou-se a seleção e classificação do resíduo sólido, através de processos mecanizados, para a obtenção de combustível a ser comercializado para queima em fornos industriais. Ademais, foram coletados dados sobre os parâmetros operacionais de cada tecnologia, os quais foram necessários para o cálculo da quantidade de produtos gerados, e rejeitos encaminhados para outras destinações.

Posteriormente, foram elaborados os cenários: eletricidade - destinado à produção de energia elétrica, com o uso combinado das tecnologias de digestão anaeróbia e incineração; e,

combustível - destinado à produção de combustíveis, com a combinação das tecnologias de digestão anaeróbia, e CDR.

Em seguida, foram levadas em considerações as seguintes premissas, necessárias para os cálculos dos fluxos de massa: cada município adotará um programa de segregação do resíduo na fonte geradora, nos quais o mesmo será diferenciado em três classes distintas (orgânicos, recicláveis e rejeitos); foi estabelecida uma taxa de adesão (percentual de participação) da população à coleta seletiva de 60%; considerou-se uma eficiência de reciclagem para as cooperativas de catadores de material de 76%; e, considerou-se um percentual de contaminação nas frações segregadas de 5% de materiais indesejáveis.

A partir deste ponto, foi elaborado o diagrama e posteriormente foram determinados os fluxos de massa, com a identificação da composição e dos montantes de entrada em cada etapa dos cenários considerados. A determinação dos fluxos de massa é fundamental para a realização dos estudos de viabilidade econômica e do estudo dos impactos ambientais.

Para a análise econômica foram coletadas informações sobre custos e receitas dos empreendimentos, com conseqüente elaboração de fluxos de caixa contendo entradas e saídas financeiras visando à obtenção dos indicadores econômicos: valor presente líquido (VPL); taxa interna de retorno (TIR).

Com relação à análise ambiental, para ambos os cenários considerados foram elaborados inventários de ciclo de vida dos processos, contendo fluxos de material e energia, e foram obtidas as respectivas emissões para água, ar e da disposição de rejeitos das unidades consideradas. Os dados ambientais provêm, principalmente, da base de dados do Ecoinvent versão 2.0, e de fontes brasileiras (CAVALETT *et al.*, 2013).² As avaliações dos inventários dos ciclos de vida dos cenários foram realizadas com o auxílio do software SIMAPRO versão 7.3. A avaliação do impacto do ciclo de vida foi realizada com base no método CML 2, considerando sete categorias de impacto ambiental (acidificação, aquecimento global, toxicidade, eutrofização, depleção abiótica, depleção da camada de ozônio e oxidação fotoquímica). Foi analisada a consequência da utilização dos produtos gerados, computando-se os benefícios ou perdas ambientais do

² Foram utilizados os inventários de gasolina e etanol produzidos pelos autores.

deslocamento dos produtos convencionais: mix de geração elétrico brasileiro, óleo combustível e gasolina.

Deste modo, todos os dados foram organizados em uma planilha de cálculos, na qual as saídas (indicadores econômicos, ou inventário de emissões) foram correlacionadas com dados de entrada (composição e montante gerado dos resíduos sólidos, preços de eletricidade e combustíveis).

Por fim, uma análise de sensibilidade foi conduzida, com a variação de diversos parâmetros (Tabela 4.12), para verificar o comportamento dos resultados obtidos frente a flutuações de custos, receitas e parâmetros de entrada.

4.1 Considerações preliminares

Da composição gravimétrica dos 93 municípios listados no relatório do IPEA (2012), 81 foram selecionados para este estudo. O critério de seleção adotado foi baseado na população dos municípios, de modo que municípios menores que 10.000 ou maiores que 3.000.000 habitantes foram descartados da análise, uma vez que os dados econômicos considerados para a tecnologia de incineração são válidos para o intervalo de capacidade entre 20.000 a 600.000 t/ano (TSILEMOU e PANAGIOTAKOPOULOS, 2006). Deste modo, nem mesmo considerando-se um consórcio com 10 municípios de porte igual a 10.000 habitantes é possível gerar quantidade suficiente de resíduo para atender à necessidade de uma planta de incineração de 20.000 t/ano. Analogamente, um município maior que 3.000.000 habitantes necessitaria de uma unidade de incineração maior que 600.000 t/ano, fato que extrapola os limites para a validade das informações consideradas. As tecnologias de digestão anaeróbia e CDR possuem caráter modular, podendo ser construídas unidades em paralelo quando há a necessidade de aumento de capacidade.

Para a obtenção dos fluxos de massa de cada cenário, primeiramente levou-se em consideração a premissa de que os municípios, conforme está previsto no Plano Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2011), contarão com um programa de coleta seletiva. Uma análise

de casos de sucesso no exterior indicou que o programa praticado na cidade de Oslo (Noruega) em 2012, cuja segregação se dá na fonte geradora em três diferentes frações (orgânicos, recicláveis e rejeitos), pode constituir um modelo adequado de coleta seletiva para os municípios brasileiros uma vez que este permite grande aproveitamento do material segregado. Ainda, pela observação do que de fato ocorre em programas de coleta seletiva no exterior, há em média uma taxa de participação da população de 60%, a qual foi adotada também neste estudo, uma vez que na prática, por motivos diversos, mesmo em países com programas maduros, raramente atinge-se à adesão da totalidade da população (IEA BIOENERGY, 2001; RIGAMONTI, GROSSO e GIUGLIANO, 2009; MCDOUGALL et al., 2001). Por fim, dentre aqueles que aderem ao programa de coleta seletiva, observa-se que a separação não é 100% correta, muitas vezes devido a confusões sobre o que deve ser inserido em cada fração, e/ou pela falta de motivação em relação ao programa. MCDOUGALL et al. (2001) relatou um nível de 5% de contaminação nas frações separadas, a qual foi utilizada no presente estudo.

Com relação à fração reciclável (vidro, metal ferroso e não ferroso, plástico filme e rígido, papel e papelão) seguiu-se a orientação do Plano Nacional de Resíduos Sólidos de que este material deve ser encaminhado para cooperativas ou associações de catadores de materiais. Como a maioria das cooperativas e associações de catadores no Brasil utiliza técnica de segregação manual, estimativas indicam que a eficiência desta operação é de 76% para todas as classes de materiais recicláveis (EPA, 1991). Deste modo, de todo o material que é encaminhado para a cooperativa de catadores, 76% da fração reciclável (vidro, metal ferroso e não ferroso, plástico filme e rígido, papel e papelão) é recuperada e considerada como comercializada, compondo o restante o rejeito deste processo. Ademais, a fração orgânica e a fração outros não são recuperadas pela cooperativa e associações de catadores e, portanto, compõem o restante do rejeito do processo. Este rejeito é encaminhado ao tratamento da fração seca (incineração no cenário Eletricidade, e CDR no cenário Combustível), por ser este material passível de aproveitamento energético.

A utilização da fração orgânica de RSM como substrato do processo de digestão anaeróbia preferencialmente requer uma unidade de pré-seleção, uma vez que é corrente a contaminação por material indesejável que necessita ser retirado por não sofrer degradação biológica no reator. Para este estudo, considerou-se que a pré-seleção é capaz de remover 100% do material

indesejável, contudo há também a remoção de 2,5% de orgânicos e papéis e papelão. Estas estimativas foram baseadas no software IWM2 (MCDOUGALL et al., 2001). Os rejeitos deste pré-processamento são encaminhados à unidade de tratamento da fração seca (incineração no cenário Eletricidade, e CDR no cenário Combustível). Desse modo, a composição do material de entrada no reator é na sua totalidade composta da fração orgânica, e certa quantidade de papéis e papelão. Apesar desta hipótese não representar o que de fato ocorre na realidade, a dificuldade de mensurar as implicações da entrada de material indesejável no reator anaeróbio, seja com relação ao aspecto técnico, econômico ou ambiental, foram determinantes para adotar esta simplificação.

Adicionalmente, uma análise das variações das frações de resíduo sólido existentes no estudo de composição gravimétrica de municípios brasileiros do IPEA (2012) mostrou que a fração orgânica varia entre 20 e 76% (média de 51,4%), a de recicláveis varia entre 14 e 67% (média de 39,5%), e a de outros de 2 a 60% (média 16,7%). Observa-se que a fração outros é a que sofre maior variação devido ao uso de diferentes metodologias para a caracterização do RSM de cada município (BRASIL, 2011). Estas faixas de valores foram utilizadas como base para variação dos intervalos considerados na análise de sensibilidade (Tabela 4.12).

4.2 Definição de cenários

De modo geral, podemos classificar o resíduo sólido em fração seca (material reciclável e rejeitos) e úmida (material orgânico). Esta classificação simplista é útil para a identificação das tecnologias de tratamento de resíduo sólido passíveis de aproveitamento energético. Das possibilidades de utilização energética a partir de resíduo sólido destacam-se a incineração e CDR para a fração seca, e o tratamento biológico via digestão anaeróbia para a fração úmida. Com as possibilidades de utilização do biogás produzido via digestão anaeróbia, tanto para geração de eletricidade como para combustível, ficou evidente a necessidade de análise destas duas vertentes de uso energético, juntamente com a possibilidade de combinação das tecnologias. Deste modo, as análises econômica e ambiental serão conduzidas para dois cenários distintos:

- Cenário Eletricidade: Uso combinado das tecnologias de digestão anaeróbia, utilizando o biogás para a geração de eletricidade em motor estacionário, e incineração, com a geração de eletricidade oriunda de ciclo a vapor (Rankine). A eletricidade gerada por ambas as tecnologias desloca o mix de eletricidade brasileira.
- Cenário Combustível: Combinação das tecnologias de digestão anaeróbia, com limpeza e beneficiamento do biogás para a qualidade de combustível veicular, e sua utilização como substituto da gasolina em veículos de passeio, e produção e comercialização do CDR como combustível industrial, substituindo o óleo combustível industrial.

4.3 Tecnologias

Com relação aos parâmetros de operação das tecnologias, para a digestão anaeróbia foi considerado o uso de tecnologia “seca” (que opera com elevado teor de sólidos totais), e os parâmetros utilizados estão listados na Tabela 4.1. Ademais, considerou-se que o composto orgânico gerado é comercializado como condicionador de solo. Para o cenário Combustível, o beneficiamento do biogás para remoção de impurezas é realizado por meio da tecnologia de adsorção pressurizada (do inglês “*Pressure swing adsorption*”) (PERSSON, 2003).

Para o processo de incineração, considerou-se o uso da tecnologia de forno com fundo de grelha. Os parâmetros de operação considerados estão listados na Tabela 4.2. As cinzas geradas são encaminhadas para o aterro sanitário.

Para o CDR, adotou-se a utilização de uma linha de equipamentos composta por: triturador, peneira rotativa, separador de Focault, triturador, peneira rotativa, separador magnético, moinho de martelos, peneira rotativa (CAPUTO e PELAGAGGE, 2002). A escolha da linha se deu em uma análise do estudo de Caputo e Pelagagge (2002), considerando a configuração de custo e eficiência medianos. Quanto à eficiência de seletividade dos materiais,

baseou-se no software IWM2 (MCDOUGALL *et al.*, 2001) cujos parâmetros estão listados na Tabela 4.3. O rejeito da linha de CDR é encaminhado para o aterro sanitário.

Tabela 4.1: Parâmetros operacionais digestão anaeróbia

Parâmetros	Unidade	Valor	Fonte
Reator			
Produção de biogás	Nm ³ /t digerida	188	McDougall et al. (2001)
Produção de composto (refinado)	kg/t digerida	407	McDougall et al. (2001)
Consumo de energia interna	kWh/t digerida	50	McDougall et al. (2001)
Biogás			
CH ₄	%	56	Bolzonella, D. et al. (2006)
CO ₂	%	44	Bolzonella, D. et al. (2006)
PCI	kcal/Nm ³	5093	EPE (2008)
Fator de Capacidade	%	90	EPE (2008)
Eletricidade			
Rendimento de transformação térmica – elétrica	%	35	Beck, R. W. (2004)
Beneficiamento			
Eficiência remoção CO ₂	%	92	ELTAWIL e BELAL (2009)
Perda CH ₄	%	1	STARR, K. et al. (2012)
Características biometano			
CH ₄	%	94	
CO ₂	%	6	
PCI biogás veicular (94% CH ₄)	kWh/Nm ³	9,37	PERSSON, M. (2003)
PCI Diesel No.2	kcal/l	8.563	AFDC, (2013)
PCI Gasolina	kcal/kg	10.400	BEN, (2013)

Tabela 4.2: Parâmetros operacionais incinerador

Parâmetros	Valor	Fonte
Eficiência transformação térmica - elétrica	25%	C-Tech Innovation (2003)
Consumo de eletricidade (kWh/t incinerada)	70	McDougall et al. (2001)
Fator de capacidade	83%	GLA (2008)
Cinzas de fundo	25,1%	Doka (2009)
Cinzas de combustão	1,7%	Doka (2009)
Quantidade total de cinzas geradas	26,8%	

Tabela 4.3: Seletividade de materiais pelos equipamentos do processo de CDR

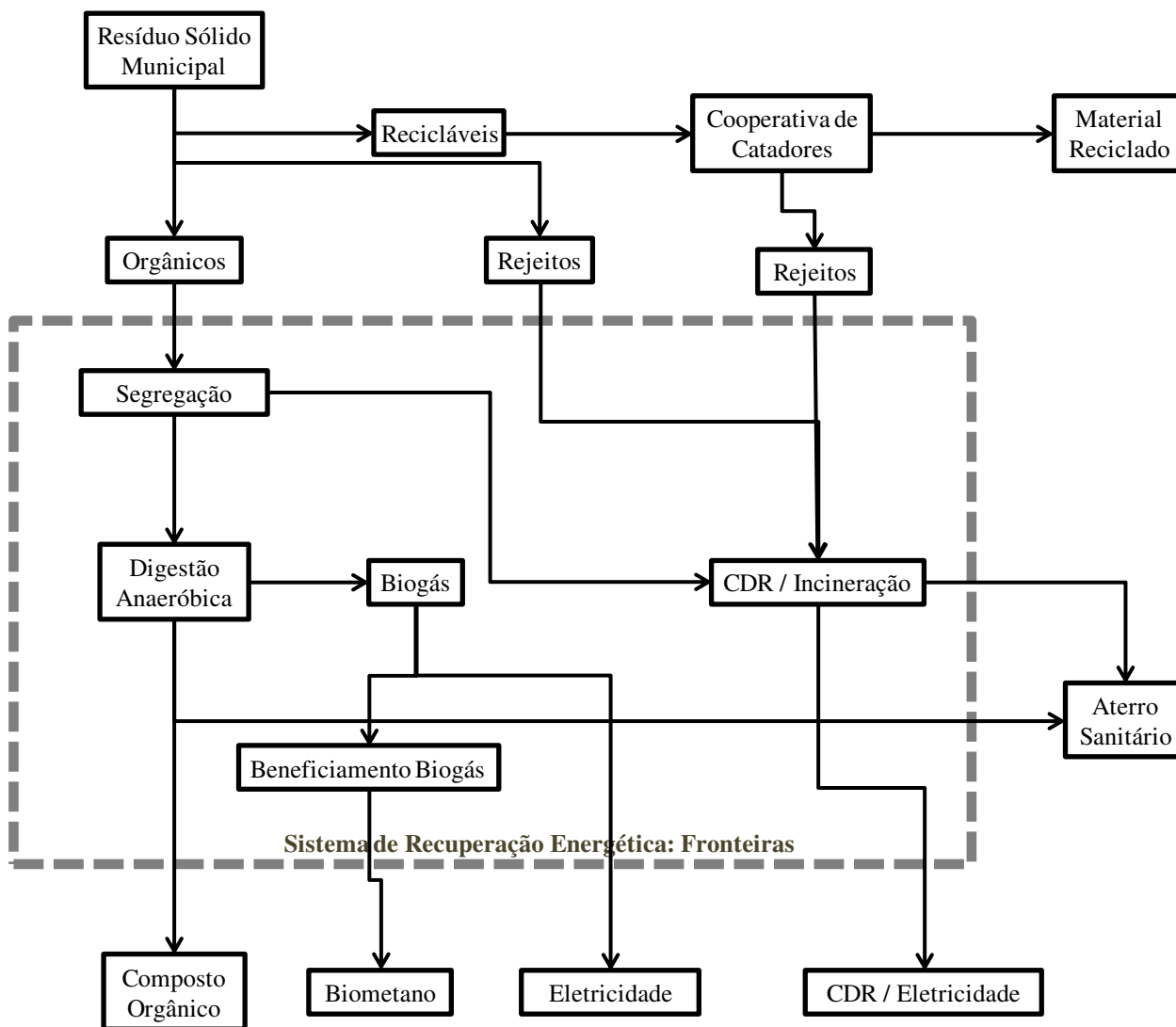
	Combustível	Metal ferroso	Metal não ferroso	Rejeitos
Papel	0,813	0	0	0,187
Vidro	0	0,005	0	0,995
Metal Ferroso	0	0,867	0	0,133
Metal não ferroso	0,141	0	0,5	0,359
Plástico filme	0,808	0	0	0,192
Plástico rígido	0,283	0,003	0	0,714
Texteis	0,61	0,008	0	0,382
Orgânico	0,116	0,006	0	0,878
Outros	0,142	0,002	0	0,856

Fonte: Mcdougall et al. (2001)

4.4 Diagrama

O diagrama completo, para ambos os cenários, é mostrado na Figura 4.1, onde a linha pontilhada representa a fronteira do sistema, com suas entradas e saídas.

Figura 4.1: Diagrama



4.5 Cálculos dos fluxos de massa e energia

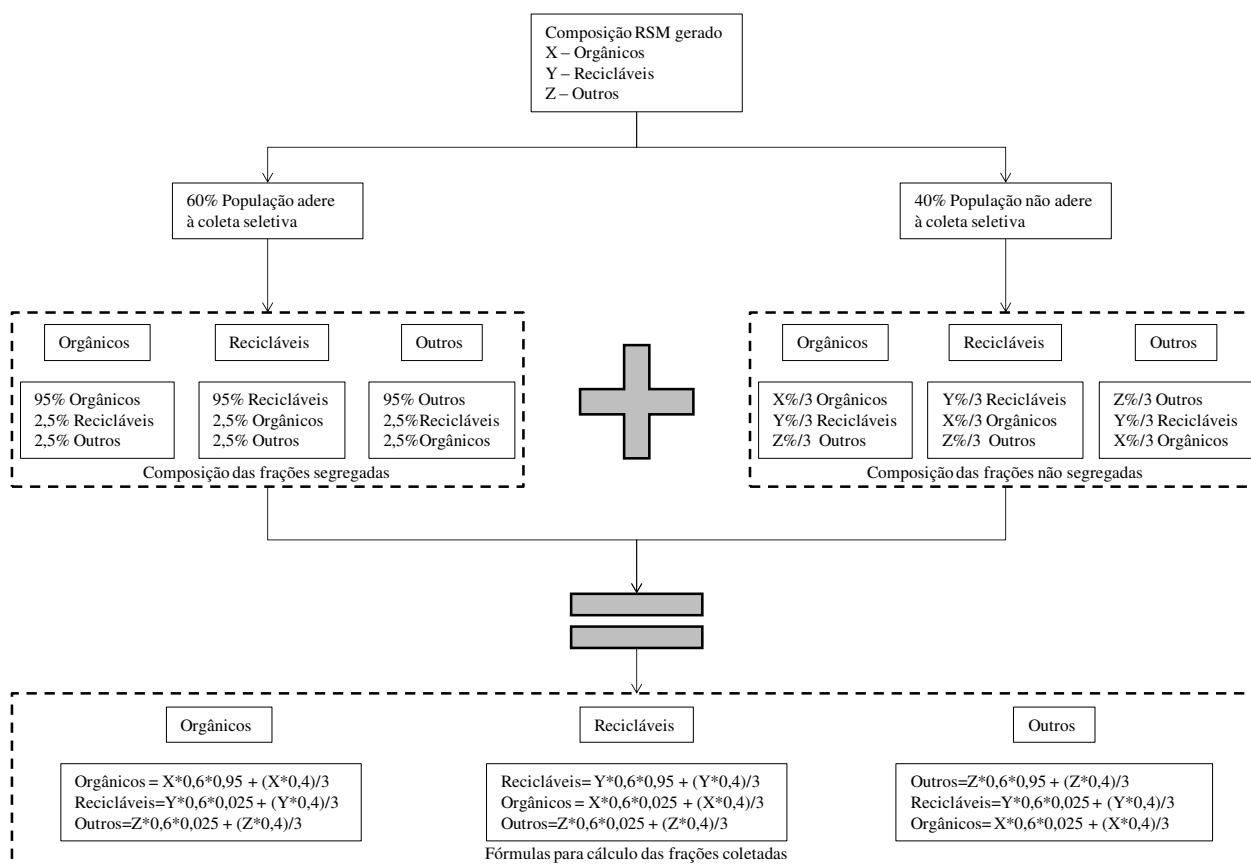
Para o cálculo dos fluxos de massa envolvidos, houve a necessidade de obter os parâmetros operacionais de cada tecnologia (Tabelas 4.1 a 4.3) para a elaboração de uma planilha de cálculos. Esta planilha foi utilizada para a análise dos 81 municípios brasileiros (Tabela A.1), onde dados específicos de cada município (composição dos resíduos gerados e população), além de preços regionais de eletricidade e combustível (Tabela B.1), foram correlacionados com as saídas de indicadores econômicos e inventários de ciclo de vida. A Tabela 4.4 mostra um exemplo dos dados de entrada na planilha de cálculos.

Tabela 4.4: Exemplo de entrada de dados

Nome do Município		Adesão Coleta Seletiva	
média nacional		60%	
População Município (habitantes)		Contaminação Fração Segregada	
310000		5%	
Composição RSM		Eficiência Reciclagem	
Recicláveis	31,9%	76%	
Orgânicos	51,4%		
Outros	16,7%		
Composição dos Recicláveis		Consórcio Incineração	
Metais	2,9%	nº municípios participantes 1,537410986	
Aço	2,3%		
Alumínio	0,6%		
Papel, Papelão e Tetrapak	13,1%		
Plástico total	13,5%		
Plástico filme	8,9%		
Plástico rígido	4,6%		
Vidro	2,4%		
Soma	31,9%		
Geração RSU (kg/hab.dia)		Valor Comercialização	
1,1		Eletricidade (R\$/MWh) R\$ 230,00	
		Composto (R\$/t.) R\$ 100,00	
		Biogás veicular (R\$/Nm³) R\$ 1,31	
		Preço Óleo combustível (R\$/t) R\$ 1.125,00	
		CDR (R\$/t.) R\$ 554,52	
		Taxa de Tratamento	
		D.A. Eletricidade (R\$/t.) R\$ 47,65	
		Incineração (R\$/t.) R\$ 47,65	
		D.A. Combustível (R\$/t.) R\$ 47,65	
		CDR (R\$/t.) R\$ 47,65	
		Aterro (R\$/t.) R\$ 47,65	

Considerando-se o programa de coleta seletiva, e contando que a adesão a este programa não corresponde à totalidade da população, além da existência de contaminantes nas frações segregadas, conforme detalhado anteriormente, as respectivas fórmulas para o cálculo das composições das três frações finais da coleta seletiva (orgânicos, recicláveis e outros), que são geradas pelos munícipes, estão representadas na Figura 4.2. As frações resultantes são derivadas da somatória da parcela da população que adere ao programa de coleta seletiva, pelo modo como estes gerenciam os resíduos sólidos gerados, com a parcela que não adere, e portanto, trata os resíduos sólidos gerados sem distinção de classe.

Figura 4.2: Lógica adotada para cálculo dos fluxos de massa na coleta seletiva



A fração de recicláveis, após ser coletada seletivamente, é destinada à cooperativa de catadores. Neste estudo, considerou-se uma eficiência de seleção manual de materiais de 76% (EPA, 1991), com a qual é possível estabelecer a porcentagem de material que de fato é reciclada

e, portanto, sai do sistema, por entrar novamente na cadeia produtiva. O material que não for reciclado - portanto o rejeito da cooperativa - entra nas fronteiras do sistema, sendo encaminhado para tratamento da fração seca (incineração no cenário Eletricidade, e CDR no cenário Combustível).

Uma vez que as composições de entrada de resíduo sólido que são encaminhadas às tecnologias foram definidas, é possível quantificar o montante dos fluxos de entrada destes materiais (Equação 1) conhecendo a taxa de geração de RSM. No Brasil, a média de geração de resíduo sólido é de 1,1kg/hab.dia (BRASIL, 2011), a qual foi adotada neste estudo.

$$F_m = F_e \times T_g \times P \quad (1)$$

Onde:

F_m = Fluxo de entrada, em massa (t/ano)

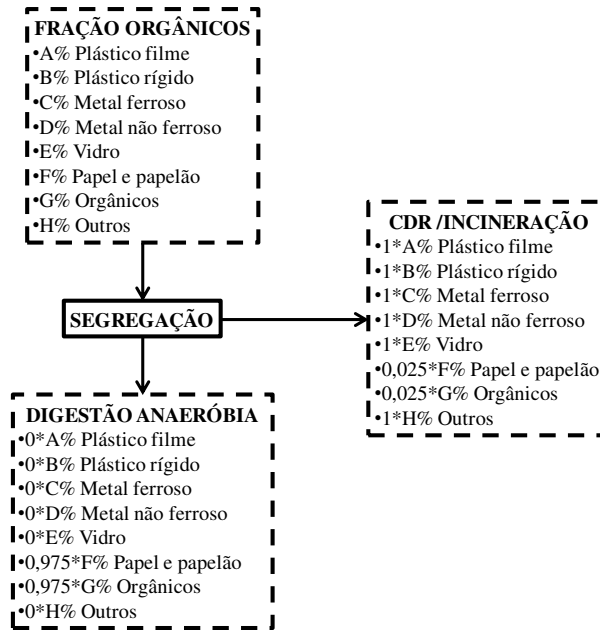
F_e = Fração de entrada (% em relação ao total gerado pelo município)

T_g = Taxa de geração de resíduos pela população (1,1kg/hab.dia)

P = população do município (habitantes)

Já com relação à fração de orgânicos que é encaminhada para o tratamento anaeróbio, esta passa antes por uma pré-seleção. Esta etapa remove 100% do material indesejável (plástico filme e rígido, metal ferroso e não ferroso, vidro, e outros), e 2,5% do material útil ao processo (orgânicos e papel, papelão), os quais são encaminhados para tratamento da fração seca (Figura 4.3). Estas informações foram retiradas de Mcdougall et al. (2001).

Figura 4.3: Lógica adotada na segregação da D.A.



Após a obtenção das composições e fluxos de massa que entram nas tecnologias, o próximo passo foi o cálculo dos produtos e rejeitos 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 (Tabela 4.1), respectivamente.

Para o cenário Eletricidade, o cálculo do montante de eletricidade gerado pelo biogás se dá conforme Equação 2:

$$E_g = \%CH_4 \times PCI_{CH_4} \times P_{\text{biogás}} \times F_{e\text{ D.A.}} \times R_e \times 0,00116 \quad (2)$$

Onde:

E_g = Energia gerada (kWh/ano)

$\%CH_4$ = Percentual de metano no biogás

PCI_{CH_4} = Poder calorífico inferior do metano (kcal/Nm³)

$P_{\text{biogás}}$ = Produção de biogás (Nm³/t digerida)

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

R_e = Rendimento de transformação térmica – elétrica (%)

0,00116 = constante de conversão kWh/kcal

Já com relação ao cenário Combustível, a quantidade de biogás veicular produzida obedece à Equação 3:

$$B_v = P_{\text{biogás}} \times F_{e \text{ D.A.}} \times [(1 - \%P_{\text{CH}_4}) \times \%CH_4 + (1 - E_{\text{CO}_2}) \times (1 - \%CH_4)] \quad (3)$$

Onde:

B_v = Biogás veicular produzido (Nm³/ano)

$P_{\text{biogás}}$ = Produção de biogás (Nm³/t digerida)

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

$\%P_{\text{CH}_4}$ = Perda de metano durante o beneficiamento (%)

$\%CH_4$ = Percentual de metano no biogás

E_{CO_2} = Eficiência de remoção de CO₂ do biogás no beneficiamento (%)

Com relação às tecnologias de incineração e produção de CDR, foi necessário determinar o poder calorífico inferior (PCI) dos resíduos de entrada. Os PCI das frações de resíduo consideradas estão listados na Tabela 4.5.

Para a incineração, a determinação do PCI total é resultante da multiplicação direta dos fluxos de entrada relacionados a cada material com seus respectivos PCI individuais.

Tabela 4.5: Energia contida nas frações de resíduos

Incineração	
Fração de entrada	PCI (GJ/t)
Orgânico	8,47
Plástico	32,8
Papel e Papelão	18,4
Metal	0
Vidro	0
Outros	10

Fonte: C-Tech Innovation (2003)

Posteriormente calculou-se a eletricidade gerada pelo processo de incineração utilizando dados da Tabela 4.2, conforme Equação 4:

$$E_g = \sum PCI_f \times E_e \times 0,28 \quad (4)$$

Onde:

E_g = Energia gerada (MWh/ano)

$\sum PCI_f$ = Somatória dos poderes caloríficos de cada fração de material que é incinerada (GJ/ano)

E_e = Eficiência de transformação de energia térmica para elétrica (%)

0,28 = constante de conversão MWh/GJ

No processo produtivo do CDR, ocorre a seleção dos materiais de maior poder calorífico, por meio de processos mecânicos de segregação. O valor energético e a quantidade, em peso, do produto gerado está relacionado com os materiais remanescentes do processo. Na Tabela 4.3 representa-se a seletividade de materiais pelos equipamentos do processo de produção do CDR. Deste modo, o material remanescente é resultado do fluxo de entrada multiplicado pelos valores listados na coluna “Combustível” da Tabela 4.3.

Com o montante e a composição final do CDR, é possível estimar seu valor energético.

4.6 Análise econômica

Com relação aos custos e receitas, foram levantados dados disponíveis na literatura sobre necessidade de capital, custos de operação e manutenção, parâmetros operacionais para cada tecnologia. Todos os dados coletados foram trazidos ao ano referência (2011). A necessidade de capital foi trazida ao ano de 2011 utilizando-se o *Chemical Engineering's Plant Cost Index* (CEPCI), elaborado pela revista *Chemical Engineering Magazine*. Para os custos de operação e manutenção, utilizou-se o Índice Geral de Preços (IGP-DI), disponibilizado pela Fundação Getúlio Vargas (FGV), para atualização dos valores. As taxas de dólar e euro utilizadas estão na Tabela 4.6.

Tabela 4.6: Taxas de câmbio utilizadas

	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
Dolar	-	2,35	2,92	3,08	2,93	2,43	2,18	1,95	1,83	2,00	1,76	1,68
Euro	2,13	2,83	3,52	3,64	3,04	2,74	2,67	2,68	2,79	2,35	2,33	2,32

Para o cenário Eletricidade, com relação à tecnologia de digestão anaeróbia foram levantados dados sobre custos, provenientes de diversas fontes (NREL, 2013; BECK, 2004; BECK, 2010; RIS INTERNATIONAL, 2005; ALLEN KANI AND ENVIROS RIS, 2001), para diferentes capacidades. Os dados foram plotados em gráficos, para a obtenção das curvas de tendência e suas equações, conforme Figuras 4.4 e 4.5, as quais foram utilizadas na planilha de cálculos.

Figura 4.4: Investimento digestão anaeróbia - cenário Eletricidade

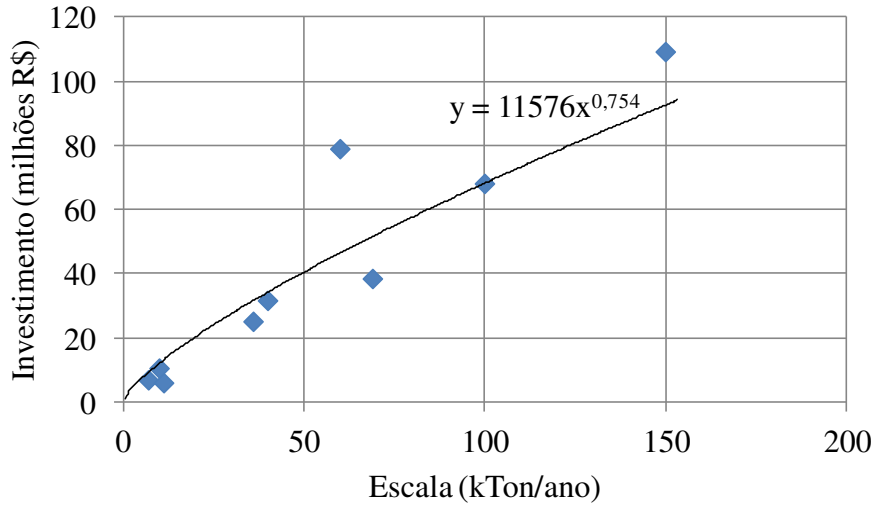
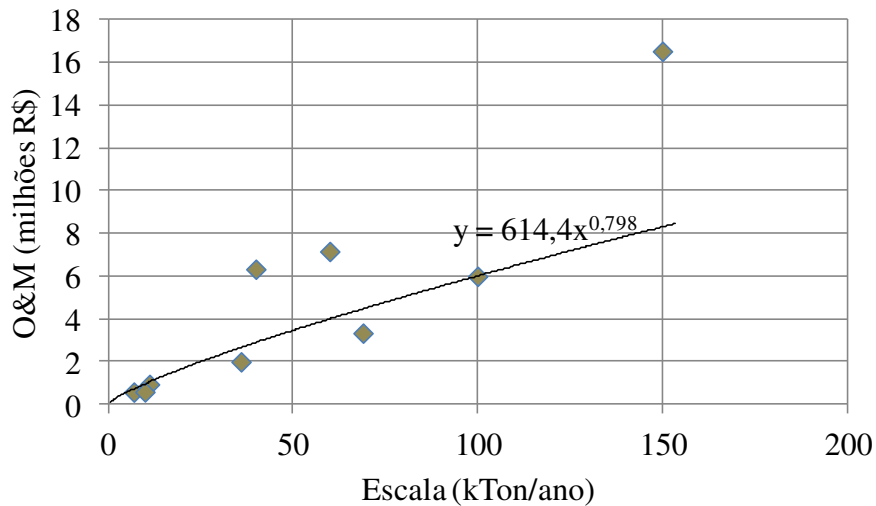


Figura 4.5: O&M digestão anaeróbia - cenário Eletricidade



Para o cenário Combustível, com relação à tecnologia de digestão anaeróbia, uma investigação no estudo de Beck (2004) mostrou que os custos relacionados à geração de eletricidade (motor de combustão interna, gerador, instalações elétricas e limpeza do biogás) correspondem a cerca de 25% do investimento total. Como no cenário Combustível estes equipamentos serão substituídos pela purificação, beneficiamento e compressão do biogás (de modo diferente do que é feito quando o biogás é utilizado para geração de eletricidade), e pela instalação de um posto de abastecimento, estes 25% foram abatidos dos custos da tecnologia, e em seu lugar adicionou-se os custos dos equipamentos necessários especificamente para a

produção do biogás veicular. Os custos de limpeza e beneficiamento do biogás, para a estimativa do investimento e O&M da unidade, foram coletados do estudo de Persson (2003), a qual se baseou em dados obtidos de fornecedores de equipamentos (Suécia), unidades instaladas (Suécia) e dados disponíveis na literatura. Na Figuras 4.6 e 4.7, os dados utilizados foram coletados diretamente das informações de Persson (2003), e as respectivas curvas de tendência e equações foram estimadas e utilizadas na planilha de cálculos.

Figura 4.6: Investimento planta de limpeza e beneficiamento do biogás

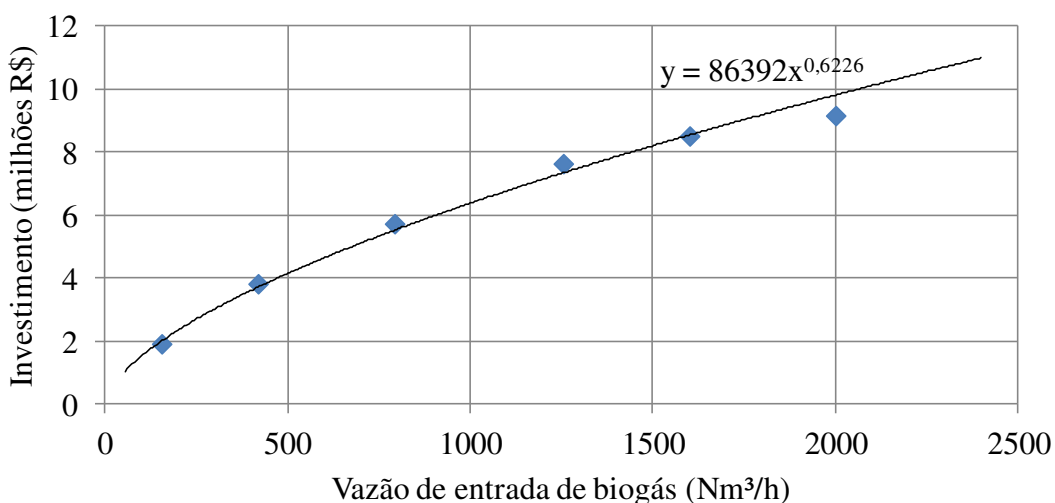
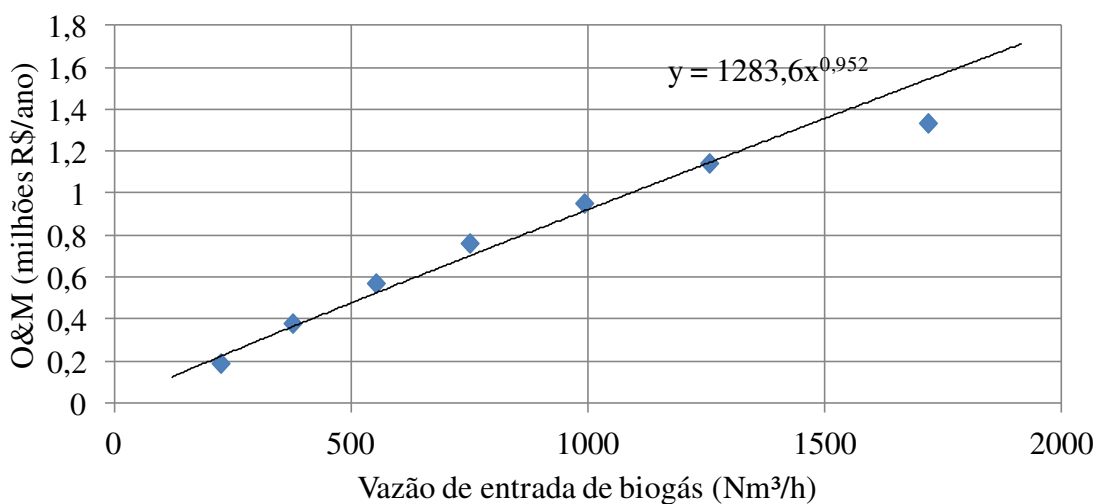


Figura 4.7: O&M planta de limpeza e beneficiamento do biogás



Como há a necessidade de um posto para o abastecimento dos veículos, coletaram-se dados sobre seu investimento e custo de O&M no estudo de Johnson (2010). Ademais o valor energético do biogás veicular, necessário para cálculo do investimento e O&M, foi estimado para uma composição final de 94% de metano, e sua equivalência com a unidade DGEs (do inglês “Diesel Gallon Equivalent” = galão de diesel equivalente) foi realizada utilizando-se os poderes caloríficos listados na Tabela 4.1. Os custos de O&M foram calculados segundo a Figura 4.8, e o investimento conforme Equação 5:

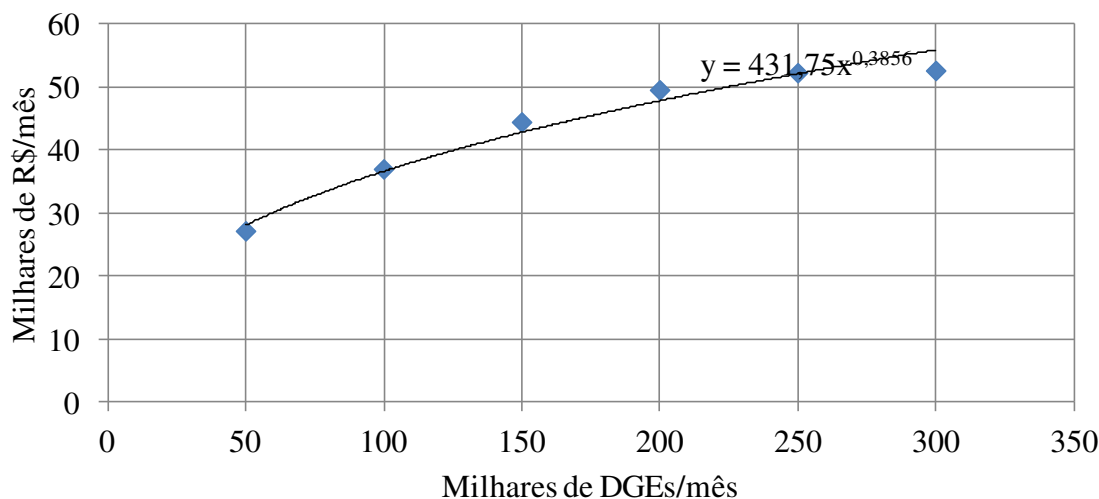
$$I_{posto} = 33,25 \times P + 2,62 \times 10^6 \quad (5)$$

Onde:

I_{posto} = investimento para o posto de abastecimento (R\$)

P = tamanho da unidade em DGEs/mês

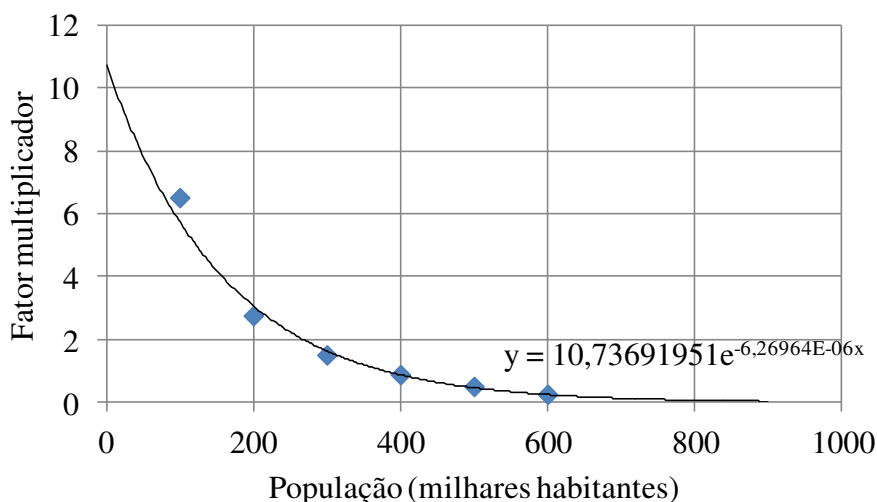
Figura 4.8: Operação e manutenção posto de biogás veicular



Com relação à tecnologia de incineração, o investimento e os custos de O&M foram estimados a partir do estudo de Tsilemou e Panagiotakopoulos (2006), os quais desenvolveram equações de custos baseados em dados disponíveis na literatura. Adicionalmente, uma vez que esta tecnologia frequentemente requer investimentos elevados, a implantação de projetos de incineração se justifica em municípios que geram maiores volumes de resíduo sólido. Entretanto, como a intenção era de não excluir municípios pequenos (com população menor que 100.000

habitantes) na análise de viabilidade econômica destes projetos, ficou definido que esta tecnologia seria adquirida através de um consórcio de municípios. Este consórcio funcionaria, para os cálculos, como um fator multiplicador da quantidade de resíduos que são gerados. O fator multiplicador varia de acordo com o porte do município. Para definir este fator e sua correspondente variação, foram levadas em consideração informações sobre tamanho de escala mínimo e máximo usualmente encontrados para unidades de incineração. Segundo Tsilemou e Panagiotakopoulos (2006), as unidades de incineração são encontradas na faixa de 20.000 à 600.000 t/ano, o que corresponderia, tomando-se parte das considerações já apresentadas, a aproximadamente municípios entre 100.000 a 3.000.000 de habitantes. Considerando que um incinerador de 150.000 t/ano (equivalente a aproximadamente 750.000 habitantes) seria uma escala razoável, o fator multiplicador tenderia a elevar o resíduo gerado por municípios menores ao mais próximo deste valor possível. Na Figura 4.9 mostra-se a variação do fator multiplicador em relação à população e apresenta a fórmula utilizada.

Figura 4.9: Fator multiplicador consórcio incineração



O investimento necessário para a unidade de incineração, bem como a O&M foram calculadas conforme as equações 6 e 7 (TSILEMOU e PANAGIOTAKOPOULOS, 2006):

$$C = 4900 \times (T)^{0,8} \quad (6)$$

Onde:

C = Custo da unidade (R\$)

T = Tamanho da unidade (t/ano)

$$O\&M = 700 \times (T)^{-0,3} \quad (7)$$

Onde:

O&M = Custo de operação e manutenção (R\$/ano)

T = Tamanho da unidade (t/ano)

Ainda no cenário Combustível, a produção do CDR é realizada mediante a uma linha de equipamentos alocados em série, os quais perfazem as etapas do processo. Caputo e Pelagagge (2002) analisaram operacional e economicamente diversas configurações de linhas. Dentre as que foram apresentadas, a linha “T-PR-SF-T-PR-SM-M-PR” (T = triturador; PR = peneira rotativa; SF= separador de Focault; SM = separador magnético; M = moinho) foi selecionada pela boa eficiência e poder calorífico final, além de custo médio. Baseado nos custos dos equipamentos, e do investimento necessário para construção das unidades (Tabela 4.7), além dos custos de O&M (Tabela 4.8), retirados do estudo de Caputo e Pelagagge (2002), e considerando-se a configuração de linha selecionada, algumas escalas foram selecionadas aleatoriamente para estimar as curvas de tendência e equações da necessidade de investimento e do custo de O&M, conforme Figuras 4.10 e 4.11, respectivamente.

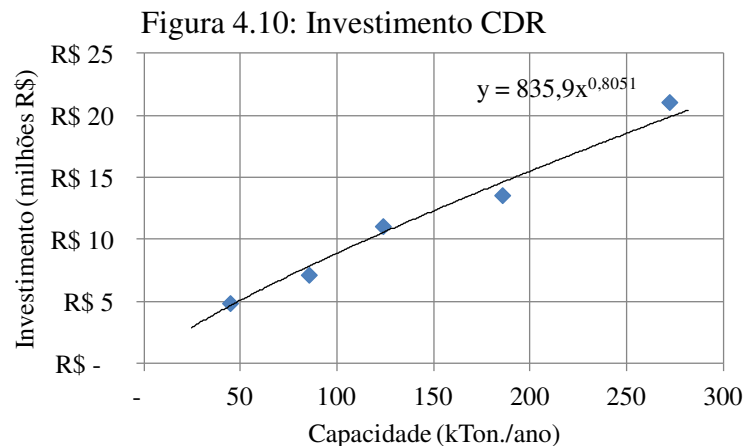


Figura 4.11: O&M CDR

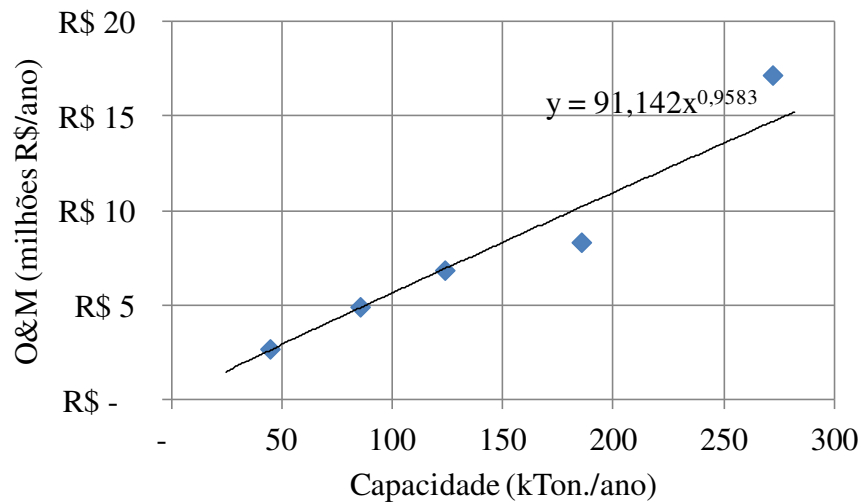


Tabela 4.7: Custos diretos e indiretos CDR

Custos	Planta CDR (R\$)
Equipamentos	I
Instalação	0,3 x I
Instrumentação	0,15 x I
Tubulações	0,1 x I
Instalações elétricas	0,15 x I
Construção	0,25 x I
Serviços e preparo do terreno	0,3 x I
Terreno	0,05 x I
Subtotal	T
Engenharia e supervisão	0,1 x T
Construção	0,01 x T
Despesas gerais	0,1 x T
Total	S

Tabela 4.8: Custos O&M CDR.

Itens	Planta CDR (R\$/ano)
Consumo de energia ¹ (CE)	E x 0,329
Mão de obra ²	0,0892 x S
Manutenção da mão de obra (MO)	0,1 x S
Manutenção de materiais	0,015 x S
Laboratório	0,1 x MO

Taxas locais	0,02 x S
Seguro	0,01 x S
Subtotal (ST)	(0,145 x S) + CE + MO
Administração	0,15 x MO + 0,15 x S
Distribuição e vendas	0,05 x ST
Despesas financeiras	0,05 x S

¹ Tarifa de energia R\$ 329/MWh (FIRJAN, 2011). ² (FOTH & VAN DYKE AND ASSOCIATES, INC, 2006)

Com relação às receitas obtidas, para o cenário Eletricidade foram adotadas as seguintes premissas:

- comercialização do composto como condicionador de solo;
- incinerador adquirido através de consórcio de municípios;
- para ambas as tecnologias, há comercialização do excedente de eletricidade gerada para a rede; e,
- pagamento de tarifa por tonelada pelo tratamento do RSM paga pelo município gerador.

A geração de eletricidade e o composto para a tecnologia de digestão anaeróbia são decorrentes do montante de matéria biodegradável que adentra no reator, e têm relação com os parâmetros de operação que foram considerados e mencionados anteriormente (Tabela 4.1). Desse modo a receita obtida é uma simples multiplicação do excedente de eletricidade gerado pelo preço de comercialização considerado, conforme Tabela 4.9.

Tabela 4.9: Valores de comercialização dos produtos – cenário Eletricidade

Atividade	Unidade	Valor	Fonte
Comercialização eletricidade	R\$/MWh	230,00	Tetraplan, A. (2010)
Comercialização composto	R\$/Tonelada RSM	100,00	MFRural (2012)
Taxa tratamento resíduo	R\$/Tonelada RSM	47,65	Brasil (2011)

Para a tecnologia de incineração, calculou-se o poder calorífico dos materiais de entrada e considerou-se a eficiência de conversão térmica – elétrica do sistema (Tabela 4.2). Deste modo, a receita é originária da multiplicação do excedente gerado pelo preço de comercialização, conforme Tabela 4.9.

Ademais, inicialmente considerou-se que ambas as tecnologias receberiam a mesma taxa de tratamento (Tabela 4.9), calculada por tonelada de entrada, a qual representa uma média da taxa praticada em aterros sanitários no Brasil (BRASIL, 2011). Apesar desta ser uma hipótese conservadora, esta consideração teve a intenção de testar a robustez das tecnologias ora apresentadas, frente ao atual cenário brasileiro. Naturalmente, estes valores foram variados na análise de sensibilidade, que foi conduzida conseqüentemente, onde se pode verificar o efeito de considerarem-se taxas maiores.

Para o cenário Combustível, foram adotadas as seguintes premissas:

- comercialização do composto como condicionador de solo;
- instalação de um posto de abastecimento de veículos a biometano;
- comercialização do biometano para veículos de passeio a GNV;
- comercialização do CDR para uso como combustível industrial como substituto do óleo combustível; e,
- pagamento de tarifa por tonelada tratada de RSM pelo município gerador.

Para a tecnologia de digestão anaeróbia, o biogás é purificado e beneficiado para a qualidade de biogás veicular, o qual é comprimido para comercialização em posto de abastecimento. O preço do biometano foi considerado 10% inferior ao preço de venda do GNV, na intenção de torná-lo mais atrativo para o consumidor. Ademais, considerou-se a variação de preços de combustíveis para diferentes estados do Brasil, conforme Tabela B.1. Portanto a receita é originária da produção do biogás veicular e do preço de venda estabelecido na Tabela 4.10.

Para o cálculo da receita de comercialização do CDR, estimou-se seu respectivo poder calorífico de (Tabela 4.5), de acordo com a seleção de materiais feita pela linha de produção, considerando as respectivas eficiências de remoção de materiais (Tabela 4.3). Deste modo, utilizando o poder calorífico inferior do óleo combustível, e seu respectivo preço de venda (Tabela 4.4), chegou-se ao valor em reais por unidade energética (kJ). Este valor multiplicado pela quantidade de energia por tonelada de CDR determinou o valor final de comercialização.

Tabela 4.10: Preços e parâmetros do biometano e CDR

	Unidade	Valor	Referência
Biogás veicular			
Preço biogás veicular	R\$/Nm ³	1,22	ANP (2012)
CDR			
PCI óleo combustível	kJ/kg	40151	EPE, (2012)
Preço óleo combustível	R\$/GJ	26,027	EPE, (2012)

Por fim, para a elaboração do fluxo de caixa considerou-se horizonte de 25 anos, depreciação linear, imposto de renda de 34%, e taxa de desconto de 8%, e impostos incidentes sobre os produtos (Tabela 4.11).

Tabela 4.11: Parâmetros utilizados no fluxo de caixa

Parâmetros	Valor	
Imposto de renda (IR)	34%	
Necessidade de capital de giro (NCG)	3% do Lucro Bruto	
Taxa de desconto	8%	
Tributos	Valor	Fonte
Eletricidade	21,6%	Tetraplan (2010)
Composto orgânico	21,2%	IBRAM (2010)
Biogás veicular	21,3%	Cavalcanti (2006)
CDR	23%	Silva (2007)

Em seguida, para entender como a variação na composição dos resíduos sólidos gerados pelos municípios afeta os indicadores econômicos, foi conduzida uma análise de sensibilidade na qual a composição dos resíduos foi variada conforme a Tabela 4.12. Estas variações foram baseadas em uma análise do relatório do IPEA (2012), no qual a fração orgânica varia entre 20 e 76% (média de 51,4%), a de recicláveis varia entre 14 e 67% (média de 39,5%), e a de outros de 2 a 60% (média 16,7%). Já a variação dos demais preços e custos foi baseada no estudo de Beck (2010). Para a análise de sensibilidade foi considerada como referência a composição da média nacional dos resíduos sólidos gerados no Brasil (BRASIL, 2011), e considerando uma cidade hipotética de 310.000 habitantes.

Tabela 4.12: Variações consideradas na análise de sensibilidade

Parâmetro	Variação
Matéria orgânica	±40%
Outros	±100%
Recicláveis	±40%
Taxa de adesão	+20%/-80%
Preço eletricidade/ e combustíveis	±20%
O&M	±10%
Capital de investimento	±25%
Tarifa de tratamento	±12,5
Preço composto	±40%

4.7 Análise ambiental

Para a análise ambiental, utilizou-se a técnica de avaliação do ciclo de vida (ACV).

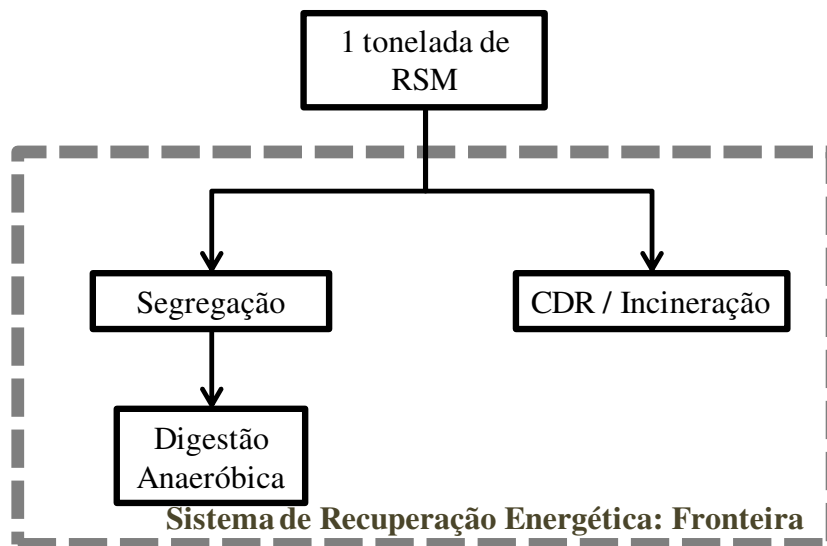
A ACV consiste em uma análise do “berço ao túmulo”, portanto considerando a extração de matéria-prima e suas emissões, do consumo de materiais auxiliares e emissões atmosféricas relacionadas à operação, e por fim considera os impactos ambientais oriundos do decomissionamento, e/ou destinação final de rejeitos, durante a cadeia produtiva do produto ou sistema em estudo.

Conforme a definição das normas ISO da série 14040 (NBR 14040/2009), a ACV é constituída de quatro etapas: definição de objetivo e escopo; análise do inventário de ciclo de vida (ICV); avaliação do impacto do ciclo de vida (AICV); e interpretação.

Para este estudo, o objetivo de conduzir a ACV se deu no sentido de comparar o desempenho ambiental dos cenários eletricidade e combustível. O escopo é a gestão de resíduo sólido municipal no Brasil, e a fronteira do sistema considerado é a linha pontilhada da Figura 4.1. Além da fronteira considerada, realizou-se uma análise da consequência do uso dos produtos gerados, computando-se os benefícios ou danos ambientais do deslocamento dos produtos convencionalmente utilizados (mix de geração elétrica no Brasil, gasolina automotiva, óleo combustível industrial e fertilizante químico) pelos produtos gerados no sistema em estudo (eletricidade, biometano, CDR e composto orgânico, respectivamente).

A unidade funcional utilizada é 1 tonelada de resíduo sólido que entra no sistema, conforme Figura 4.12.

Figura 4.12: Unidade funcional do sistema



A base de dados Ecoinvent reúne milhares de inventários de ciclo de vida com respeito às atividades ligadas a agricultura, suprimento de energia, transporte, biocombustíveis e biomateriais, substâncias químicas, materiais de construção, materiais de embalagem, metais básicos, preciosos e processados, eletrônicos e tecnologia da informação, bem como tratamento de resíduo (ECOINVENT). Deste modo, foi necessário buscar nesta base de dados os inventários que, em conjunto, representassem coerentemente os cenários eletricidade e combustível, do modo como foram apresentados até o momento. Adicionalmente, foram utilizados inventários nacionais de combustíveis e eletricidade (CAVALETT *et al.*, 2013), os quais melhor representam a realidade brasileira que aqueles encontrados no Ecoinvent. Ainda, foi necessário tornar o inventário dependente das variáveis de entrada de cada município estudado. Para isso foi elaborada uma planilha, semelhante ao que foi realizado na análise econômica, com entradas de dados específicos dos municípios como a composição de resíduo sólido gerado e com a saída do inventário, posteriormente importado pelo SIMAPRO. O SIMAPRO é um software de ACV, no qual foram compilados os inventários do ciclo de vida para a realização da avaliação do impacto do ciclo (AICV).

Para o cenário Eletricidade, com relação à tecnologia de digestão anaeróbia, a infraestrutura considerada está relacionada à unidade de biodigestão e a unidade de cogeração de eletricidade e calor.

Para a elaboração do inventário da unidade de digestão anaeróbia, disponível no Ecoinvent, considerou-se uma capacidade referência de 10.000 t/ano e tempo de operação de 25 anos, consumo de eletricidade de 40kWh/t digerida, e de calor de 594 MJ/t digerida, além do consumo de 18MJ/t digerida de diesel, que diz respeito à operação de tratores (JUNGBLUTH *et al.*, 2007). As emissões de metano ocorrem durante a cura do composto orgânico gerado e durante a combustão do biogás em motor estacionário. As emissões para o solo, e as emissões de amônia ocorrem quando os compostos sólido e líquido são utilizados como biofertilizante. A alocação das emissões é de 50% para o composto orgânico e os demais 50% sendo atribuídos ao tratamento do resíduo orgânico, exceto para as emissões de CO₂, as quais a alocação é baseada no balanço de carbono (JUNGBLUTH *et al.*, 2007).

De posse do inventário, foi necessário multiplicar o valor da capacidade de referência, considerando os dados de entrada de cada município e a distribuição de massa dentro da fronteira do sistema. Ou seja, considerando-se a entrada de uma tonelada na fronteira do sistema (unidade funcional), a fração de resíduos sólidos orgânicos que são encaminhados para a tecnologia de digestão anaeróbia é dependente da composição dos resíduos do município em estudo e de outras considerações como a adesão da população na coleta seletiva. Portanto, a multiplicação do valor de referência do inventário da planta de digestão anaeróbia se deu segundo a Equação 8:

$$U_{D.A.} = \frac{\%D.A.e}{C_{D.A.} \times V_{D.A.}} \times U_f \quad (8)$$

Onde:

$U_{D.A.}$ = Unidade de digestão anaeróbia (P)

$\%D.A.e$ = Percentual em massa que entra na planta de digestão anaeróbia (%)

$C_{D.A.}$ = Capacidade da unidade de digestão anaeróbia, ecoinvent (10.000 t/ano)

$V_{D.A.}$ = Vida de operação da planta, ecoinvent (25 anos)

U_f = Unidade funcional (1 tonelada de RSM)

Com relação à unidade de cogeração, a infraestrutura requerida é dividida em: comum; específica para aproveitamento do calor gerado; e específica para a geração de eletricidade. A unidade de cogeração considerada para realização do inventário corresponde a um motor ciclo Otto a gás, de mistura pobre (do inglês: “lean lambda engine”), com potência de 500 kW_{elétrico}, e equipado de conversor catalítico (catalisador). A eficiência de geração de calor é de 55% e a de eletricidade é de 32%. A vida útil de operação da unidade é de 70.000 horas. A alocação das emissões é feita considerando-se a exergia dos produtos (JUNGBLUTH et al., 2007).

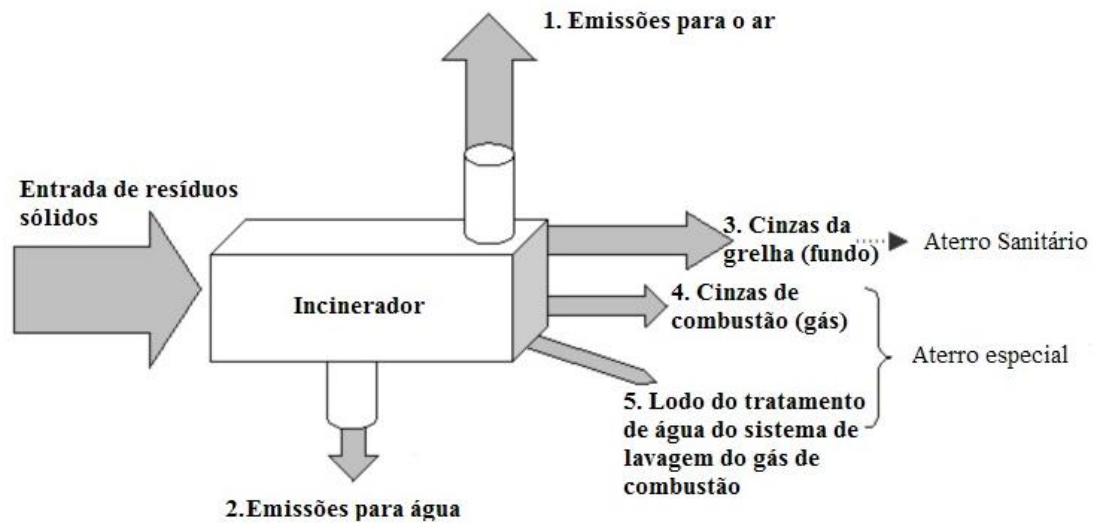
A multiplicação da capacidade de referência é realizada considerando a quantidade e o teor energético do biogás produzido, e a eficiência elétrica da unidade de cogeração.

O inventário considera, durante a operação da unidade de digestão anaeróbia e do cogrador, consumo de óleo lubrificante, o transporte de rejeitos para a incineração e aterro sanitário, além do transporte e aplicação do composto orgânico no campo. Para o cálculo do óleo lubrificante, é considerado um consumo de 0,0003 kg/kWh de eletricidade gerada. Para o transporte de rejeitos da fração que é removida no pré-sorteamento da digestão anaeróbia e é encaminhada para a incineração, e para o transporte do rejeito referente ao refinamento do composto que é encaminhado ao aterro, adotou-se uma distância de 50km em relação à planta de digestão. Para a aplicação do composto no campo, adotou-se uma distância de 15km.

A incineração resulta em emissões para o ar, água e no uso da terra. Danos indiretos são originários do consumo de materiais auxiliares, energia e infraestrutura. Considerou-se que as cinzas de fundo, fração sólida remanescente da incineração, são aterradas em aterro sanitário de resíduos não perigosos, e as cinzas de combustão são solidificadas com cimento e encaminhadas para aterro sanitário especial. No caso da incineração, 100% da alocação das cargas é atribuída ao tratamento dos resíduos sólidos e 0% para a geração de eletricidade. Isso significa que, neste caso, a incineração é vista prioritariamente como uma ferramenta de remediação no gerenciamento de resíduos sólidos, ao invés de uma tecnologia de geração de eletricidade. Deste modo, a produção de energia é livre de qualquer carga ambiental e não há qualquer impacto nas cargas quanto ao teor energético dos resíduos que entram (DOKA, 2009).

Em resumo as emissões da incineração são originárias da chaminé, tratamento de água e disposição de cinzas (Figura 4.13).

Figura 4.13: Emissões do incinerador



Fonte: Doka (2009)

A natureza das emissões durante o processo de incineração, grosso modo, pode ser dividida em duas partes: emissões associadas à composição do resíduo de entrada (são calculadas baseando-se na composição elementar do resíduo sólido que entra, e a distribuição dos fluxos destes elementos químicos dentro do incinerador); e emissões relacionadas aos parâmetros de operação do incinerador (temperatura, oxigênio disponível e velocidade do fluxo). As emissões relacionadas à composição do resíduo são calculadas utilizando-se o coeficiente de transferência de cada elemento químico. Este coeficiente é a relação da massa deste elemento em um determinado fluxo (ex: cinzas de combustão) e sua massa de entrada no incinerador, obtido através de estudos específicos. Já as emissões relacionadas à operação do incinerador são consideradas como indiferentes quanto à composição do resíduo de entrada, e se modificam de acordo com as condições nas quais o resíduo é incinerado. Exemplos de emissões dependentes das condições operacionais são: dióxido de carbono; dioxinas; e óxidos de nitrogênio (DOKA, 2009).

Com relação à infraestrutura são consideradas a construção das edificações, além de despesas com manutenção das mesmas, e a ocupação e transformação da área. O inventário foi feito com base em uma planta de 100.000 toneladas/ano de capacidade, e um tempo de operação de 40 anos. Para esta capacidade estima-se uma área de ocupação de 120.000m², com área construída de 15.000m². Os materiais para a construção e o que é considerado no

decomissionamento estão listados na Tabela 4.13. O consumo de água é computado para atender à necessidade de resfriar as cinzas de fundo, de abastecer o lavador de gás e para o processo de geração de vapor, sendo estimado em 1 litro por kg de resíduo incinerado. Ademais, há o consumo de 0,839 MJ de calor e 0,144 kWh de eletricidade por quilograma de resíduos incinerados (DOKA, 2009).

Devido à extensão do inventário, e às variações do mesmo quanto à composição dos resíduos sólidos incinerados e teor de umidade, o ecoinvent disponibiliza uma planilha de Excel, na qual é possível entrar com dados específicos e obter os respectivos inventários, que podem ser importadas pelo programa SIMAPRO.

Tabela 4.13: Materiais de construção e de decomissionamento planta de incineração

Construção	g/kg resíduo sólido
Aço de alta liga	0,02
Aço de baixa liga	0,98
Cimento para concreto	1,25
Brita para concreto	8,75
Betume	0,2
Areia	2,5
Decomissionamento	
Concreto reforçado (com 3% de aço)	10,3
Betume	0,2
Concreto não reforçado	2,5
Aço para reciclagem	0,7

Fonte: Doka (2009)

Neste caso, entrou-se com a composição de cada município considerado e foi necessário multiplicar o inventário de referência, para levar em consideração o cenário Eletricidade e a unidade funcional. Para tanto, todas as saídas contidas na planilha do inventário disponibilizado pelo ecoinvent foram multiplicadas conforme equação 9:

$$I_{inc.} = E_{inc.} \times 1000 \times \%Inc_e \times U_f \quad (9)$$

Onde:

$I_{inc.}$ = Inventário do incinerador (Unidade do parâmetro em questão)

$E_{inc.}$ = Emissões da incineração,ecoinvent (Unidade/kg resíduos incinerados)

$\%Inc_e$ = Percentual em massa que entra na planta de incineração (%)

U_f = Unidade funcional (1 tonelada de RSM)

1000 = conversão de kg para tonelada

Com relação ao cenário Combustível, o inventário do ecoinvent para o beneficiamento e purificação do biogás considera a tecnologia de adsorção pressurizada (do inglês: “pressure swing adsorption technology (PSA)”). Nesta, primeiramente o biogás cru é comprimido e direcionado a um reator de remoção de H_2S . A remoção do H_2S é baseada no princípio de craqueamento das moléculas quando em contato com carvão ativado em um ambiente com temperatura entre 60-90 °C. O teor de H_2S resultante no biogás é da ordem de 5 mg/Nm³ ou menos. Subsequentemente, o biogás é resfriado a seco a uma temperatura na faixa de 20-30 °C. Então, o biogás “livre” de H_2S é encaminhado para a planta de adsorção pressurizada para purificação do metano. A adsorção ocorre em um ciclo de quatro etapas (adsorção, despressurização, regeneração, pressurização). Ao final deste ciclo o gás encontra-se com uma composição predominantemente de metano (94%), estando adequado aos padrões requeridos para sua aplicação como combustível automotivo (JUNGBLUTH et al., 2007).

Para a infraestrutura do beneficiamento e purificação do biogás considerou-se a utilização de um módulo genérico de unidade química, por não haver dado representativo de melhor qualidade disponível. A eficiência da unidade é contabilizada pela relação entre entrada de biogás por saída de metano, sendo deste modo equivalente a 1,5 Nm³ biogás/Nm³ CH₄. O consumo de eletricidade no processo é de 0,5 kWh/Nm³ biometano. As emissões para o ar são baseadas na composição do gás residual do processo que é expelido para a atmosfera contendo as impurezas retiradas do biogás cru. As emissões do H_2S removido são contabilizadas como emissões de dióxido de enxofre, assumindo que este sofre oxidação na atmosfera (JUNGBLUTH et al., 2007).

Para a tecnologia de produção do CDR, não foram encontrados inventários prontos disponíveis, seja na base de dados do ecoinvent ou em fontes externas. A consideração de queima do CDR produzido em fornos industriais também gerou dificuldades, uma vez que não foi possível encontrar dados sobre as emissões envolvidas. Desse modo, por simplificação, considerou-se inventário equivalente ao da incineração para a massa de CDR queimada em

fornos industriais. Para a massa rejeitada pela linha de produção, utilizou-se o inventário de emissões relativo às atividades de aterro sanitário, uma vez que este é o destino final destes rejeitos. Apesar da aproximação entre emissões de fornos industriais e emissões de incineradores ser grosseira, uma vez que os mecanismos de controle de emissões em incineradores são mais rigorosos que em processos industriais, foi o possível frente à ausência de dados.

Portanto, o inventário para o CDR foi elaborado seguindo a equação 10:

$$I_{CDR} = E_{inc.} \times 1000 \times \%CDR_{prod} \times U_f \quad (10)$$

Onde:

I_{CDR} = Inventário CDR (Unidade do parâmetro em questão)

$E_{inc.}$ = Emissões da incineração, ecoinvent (Unidade/kg resíduos incinerados)

$\%CDR_e$ = Percentual em massa de CDR que é produzido por unidade funcional (%)

U_f = Unidade funcional (1 tonelada de RSM)

1000 = transformação de tonelada para kg

Ao final, cada cenário foi compilado em uma planilha de inventário, no qual são inseridos os dados específicos de geração de resíduo de cada município, sendo obtidas as respectivas saídas de emissões e consumo de material.

Posteriormente, para cada município considerado, os inventários de ambos os cenários foram importados pelo SIMAPRO. A avaliação do impacto do ciclo de vida foi realizada com o método do CML 2 (2000) V2.05, com o uso das categorias de impacto no nível de midpoint: Depleção abiótica; Acidificação; Eutrofização; Aquecimento global; Depleção da camada de ozônio; Toxicidade; e Oxidação fotoquímica.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 Análise econômica

Os indicadores econômicos valor presente líquido (VPL) e taxa interna de retorno (TIR) foram obtidos com a entrada dos dados específicos (composição dos resíduos gerados, população e preços regionais de combustíveis) dos 81 municípios brasileiros. Desse modo, estas variações foram analisadas em relação ao impacto na viabilidade econômica de ambos os cenários. As figuras 5.1 e 5.2 resumem a comparação dos indicadores VPL e TIR, respectivamente, para os dois cenários. Cada ponto representa o resultado específico de um dos 81 municípios. A linha tracejada indica a linha de indiferença entre os cenários; os pontos que estão abaixo dela relatam melhor desempenho no cenário Combustível e vice versa.

Figura 5.1: Comparação do VPL entre cenários

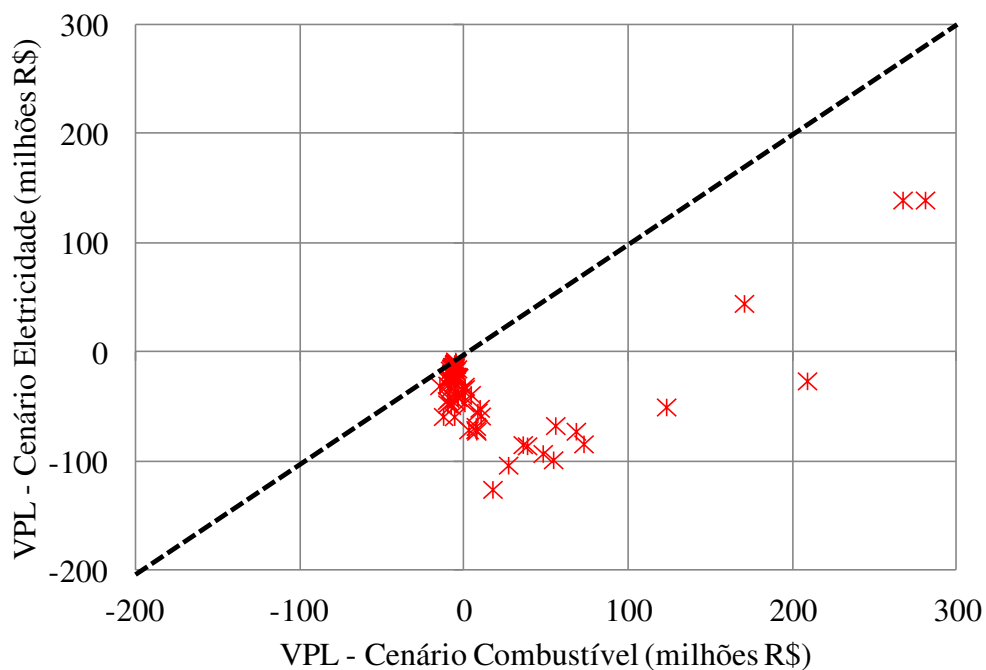
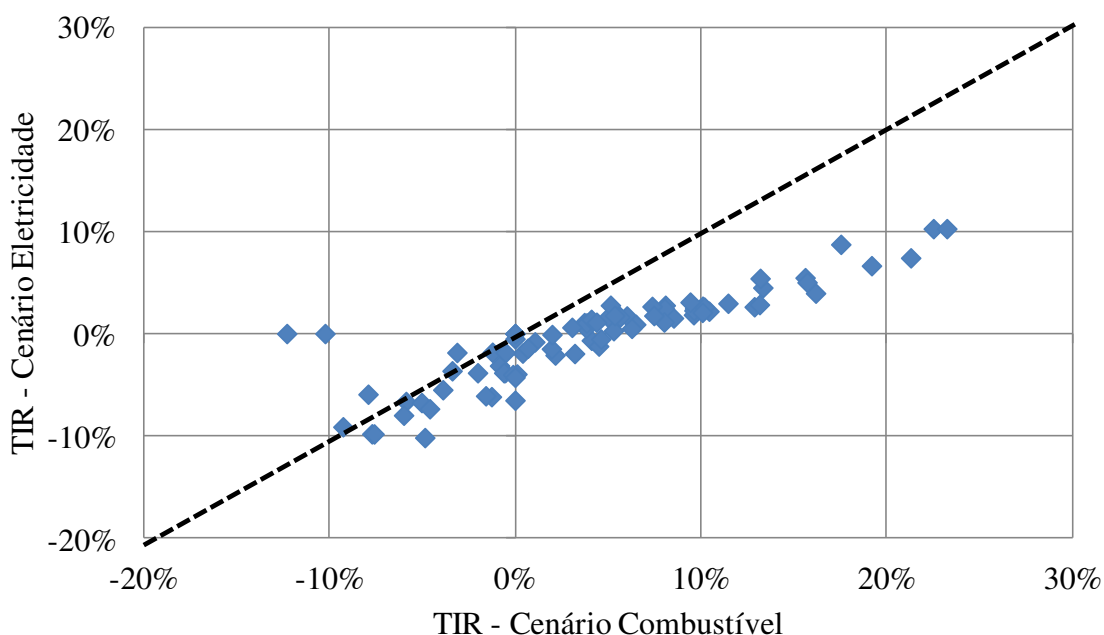


Figura 5.2: Comparação da TIR entre cenários



Tanto em relação ao VPL como para a TIR (Figuras 5.1 e 5.2), observa-se que a maioria dos dados demonstra melhor desempenho econômico para o cenário Combustível (pontos abaixo da linha tracejada). Ademais, cerca de 30% dos resultados obtiveram VPL positivo e $TIR \geq 8\%$ (valor igual ou maior que a taxa de desconto considerada) para o cenário Combustível, indicando que para a maioria dos casos (70% restantes) não houve viabilidade financeira do investimento.

Com relação ao efeito de escala, a viabilidade econômica foi identificada em municípios a partir de 190.000 habitantes. Dos 35 municípios com população maior que 190.000, 24 apresentaram viabilidade econômica (68,6%). Ainda, dos 20 municípios com população entre 190.000 e 400.000 habitantes, 9 apresentaram viabilidade (45%), indicando que nem sempre municípios de mesmo porte apresentam resultados semelhantes.

Para o cenário Eletricidade, a necessidade de investimento está entre 20 e 45% (média 32,4%) do total relacionada à tecnologia de digestão anaeróbia (Figura 5.3). Os custos de O&M também variam de maneira bastante similar com média de 33,1% para o tratamento biológico, seguindo a tendência da necessidade de investimento (Figura 5.4). Por sua vez, a receita obtida pela produção de eletricidade da digestão anaeróbia varia entre 15 e 48% (média 33,1%) da receita total do cenário (Figura 5.5). Percebe-se certo equilíbrio entre custos e receitas para este cenário, com a predominância dos fatores econômicos na tecnologia de incineração.

Ainda, no cenário Eletricidade, a necessidade de investimento para a tecnologia de digestão anaeróbia varia de R\$500 a R\$1.800/t digerida.ano (média de R\$1.100/t digerida.ano). Os custos de operação e manutenção variam de R\$50 a R\$137/t digerida (média de R\$93/t digerida). Para a incineração o investimento varia de R\$1.232 a R\$2.367/t incinerada.ano (média de R\$1708/t incinerada.ano), com custos de operação e manutenção de R\$90 a R\$218/t incinerada (média de R\$138/t incinerada).

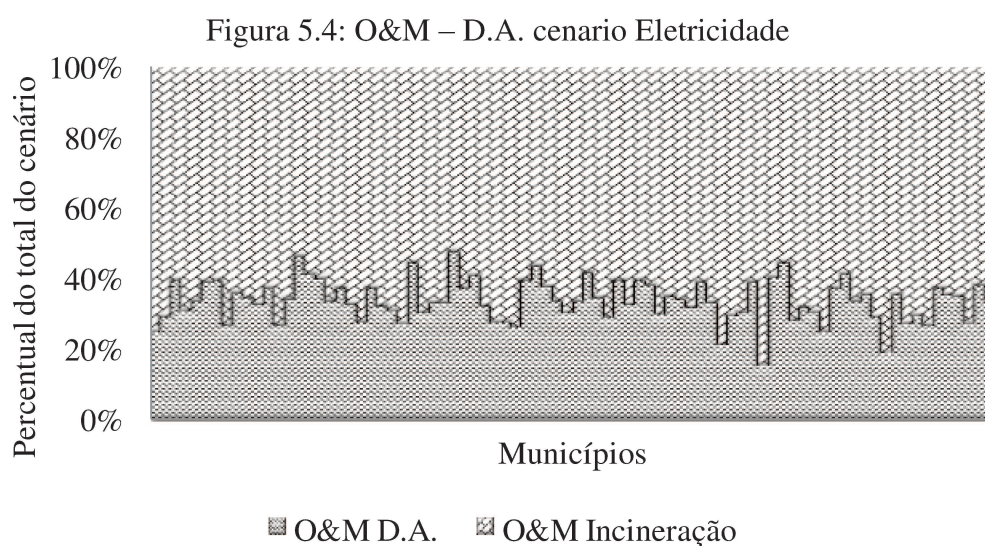
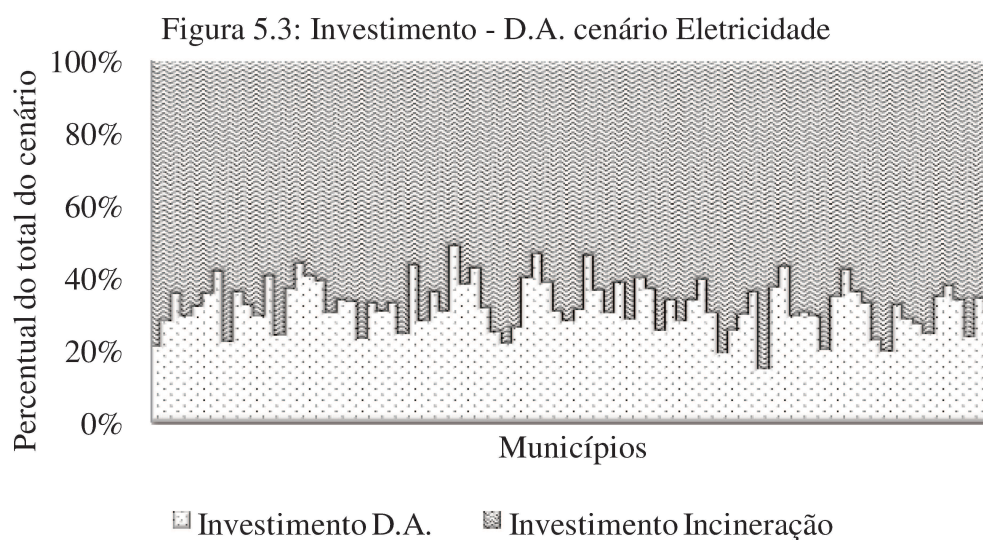
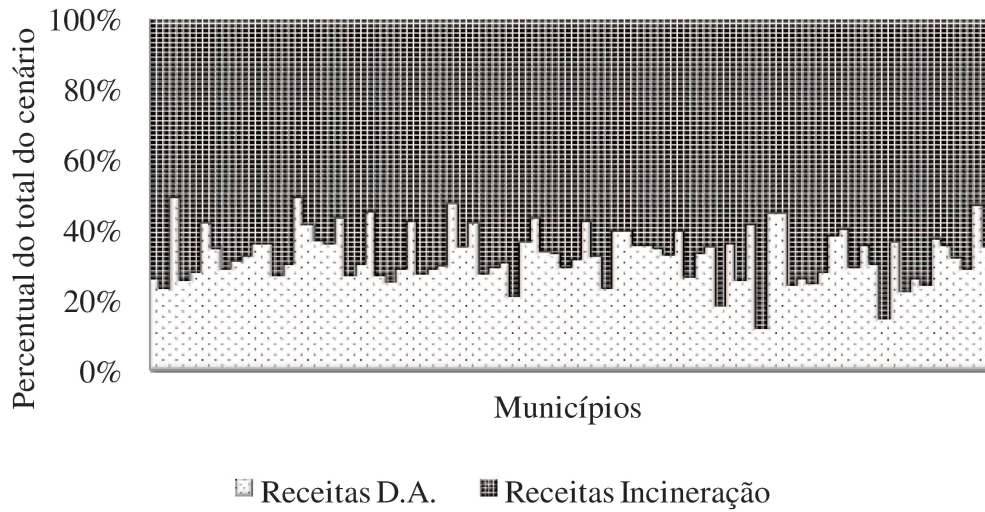


Figura 5.5: Receitas Cenário Eletricidade



No cenário Combustível, a necessidade de investimento está entre 75 e 95% (média 90%) alocada na tecnologia de digestão anaeróbia (Figura 5.6). Já a variação dos custos operacionais está na faixa de 20 a 65% (média 47,3%, Figura 5.7). As receitas, por sua vez, estão entre 35 a 75% (média de 61%) alocadas na comercialização de biogás veicular (Figura 5.8). O investimento para digestão anaeróbia varia de R\$524 a R\$3.200/t digerida.ano (média de R\$1.461/t digerida.ano), e custos de operação e manutenção entre R\$59 e R\$195/t digerida (média de R\$117/t digerida). Para o CDR o investimento varia de R\$65 a R\$196/t entrada.ano (média de R\$122/t entrada.ano), e os custos de operação e manutenção variam de R\$86 a R\$104/t entrada (média de R\$96/t entrada).

Figura 5.6: Investimento cenário Combustível

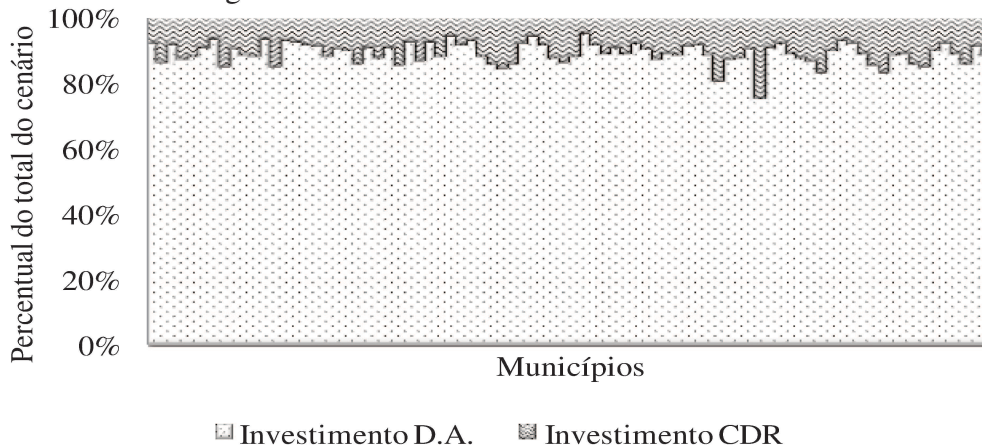


Figura 5.7: O&M cenário Combustível

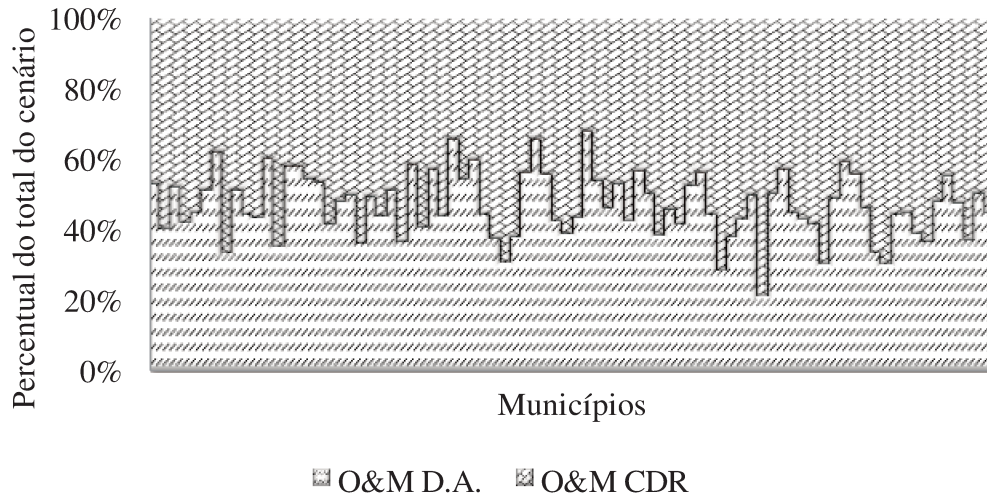
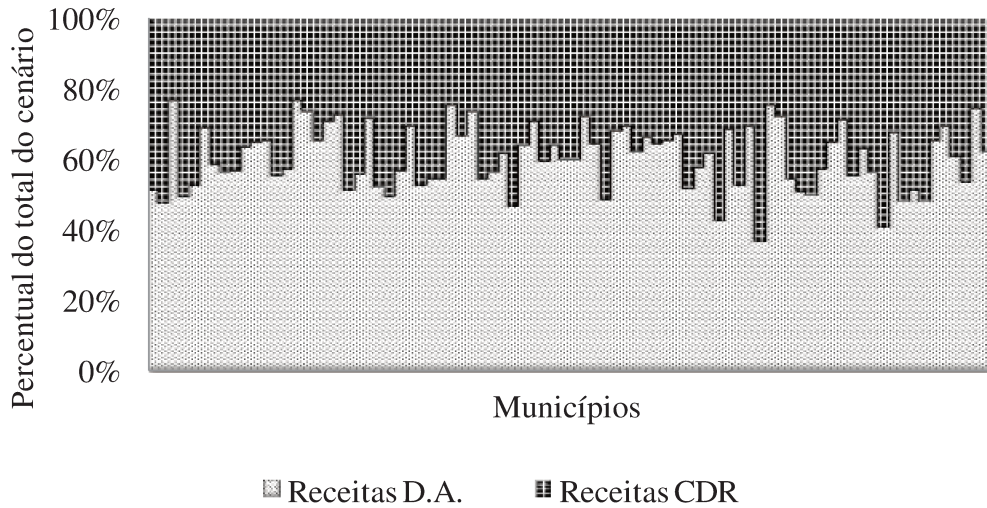


Figura 5.8: Receitas cenário Combustível



Considerando os parâmetros utilizados para a elaboração de custos e receitas, para a maioria dos casos nota-se que o cenário Combustível leva vantagem do ponto de vista econômico. Este resultado mostra o favorecimento da produção de combustíveis, uma vez que os custos de investimento neste cenário representam em média 56% do capital investido no cenário Eletricidade. Os custos de operação e manutenção são em média similares para ambos os cenários (R\$231/t para o cenário Eletricidade, e R\$213/t para o cenário Combustível), e as receitas obtidas são de R\$423/t entrada e R\$351/t entrada, para os cenários eletricidade e combustível,

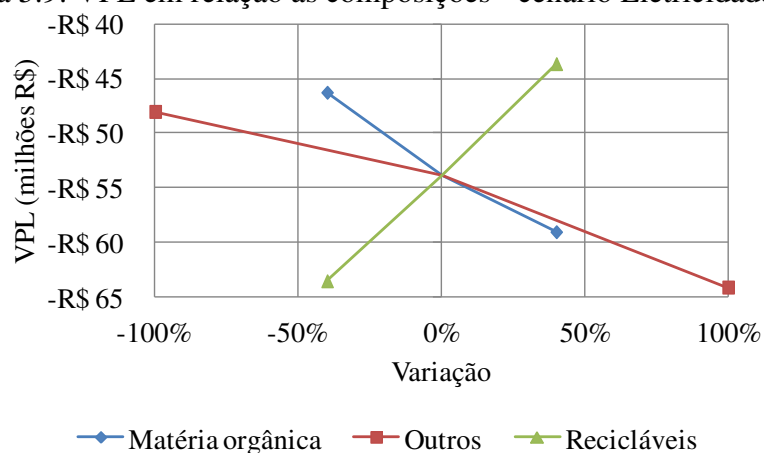
respectivamente. Para a digestão anaeróbia, com investimento em média 32% superiores e custos de operação e manutenção em média 25% maiores para a produção do biogás veicular, obtêm-se receitas em média 44% maiores. Já para a produção de CDR, com um investimento 14 vezes menor, obtêm-se em média 45% da receita total obtida pela incineração com custos de operação e manutenção 30% menores, apesar da elevada massa de rejeito desta tecnologia (eficiência mássica média de 28%).

5.2 Análise de sensibilidade

Na primeira sensibilidade realizada foi descartada a variação regional de preços de combustíveis. Não houve alteração significativa no número de municípios que apresentaram viabilidade, indicando que a amplitude da variação destes preços é muito pequena para interferir significativamente nos resultados.

Além da escala, a variação na composição dos resíduos deve afetar significativamente os resultados. Para melhor compreender de que maneira isso ocorre, fixou-se uma composição de referência (média nacional), e uma escala de município (310.000 habitantes representando a média dos municípios analisados neste estudo) e variaram-se as composições, conforme Tabela 4.12. Na Figura 5.9 mostra-se as variações do VPL em relação às composições do cenário Eletricidade.

Figura 5.9: VPL em relação às composições - cenário Eletricidade



Tanto com relação ao cenário Eletricidade, como no Combustível (Figura C.1), observa-se que o VPL é mais sensível às variações na fração de recicláveis. Ademais, em composições com elevado teor de recicláveis há vantagens financeiras, ao passo que em composições com predominância em matéria orgânica, ou elevado teor de “outros” há prejuízo. Este fato é atribuído à dependência dos preços dos combustíveis e da produção de eletricidade com relação ao poder calorífico dos resíduos sólidos que são encaminhados à incineração e ao CDR.

A Tabela 5.1 mostra os efeitos das variações nas composições em relação aos custos, receitas e PCI, para o cenário Eletricidade.

Tabela 5.1: Custos, receitas e PCI - cenário Eletricidade

Cenário Eletricidade							
Variação composições	Nominal	Orgânico		Outros		Recicláveis	
		40%	-40%	100%	-100%	40%	-40%
Investimento (milhões R\$)							
Digestão anaeróbia	37,10	47,45	25,65	31,34	39,84	32,03	41,94
Incineração	91,90	81,41	102,15	108,12	83,58	91,12	92,60
O&M (milhões R\$/ano)							
Digestão anaeróbia	3,31	4,31	2,23	2,76	3,57	2,83	3,78
Incineração	7,22	6,47	7,96	8,38	6,62	7,17	7,27
Receitas (milhões R\$/ano)							
Digestão anaeróbia	7,19	9,96	4,41	5,75	7,90	5,92	8,46
Incineração	15,00	11,70	18,31	17,20	13,91	16,27	13,72
PCI Incineração (GJ/t)	12,93	11,47	14,04	11,91	13,64	14,47	11,45
Cap. D.A. (t/ano)	44623	61853	27359	35681	49052	36731	52517
Cap. Inc. (t/ano)	58619	50377	66901	71819	52061	57995	59174
VPL D.A. (milhões R\$)	-10,61	-8,06	-11,34	-11,28	-10,09	-11,23	-9,62
VPL Inc. (milhões R\$)	-43,22	-50,97	-34,94	-52,80	-37,94	-32,44	-53,89

Com relação ao teor de matéria orgânica no RSM, observa-se que quando há aumento de 40% em relação à porcentagem nominal ocorre o efeito do ganho de escala no investimento e O&M da unidade de digestão anaeróbia. Entretanto, apesar da maior capacidade de geração de produtos desta unidade, este aumento de capacidade instalada é pequeno para considerar-se que houve ganho de eficiência nos equipamentos. Para a unidade de incineração, maiores percentuais de matéria orgânica gerada implicam unidades menores e, portanto, com investimento e O&M mais caros. Ainda, observa-se redução na receita desta tecnologia, uma vez que há maior

contaminação de material úmido, com baixo teor energético, na composição de entrada do incinerador, prejudicando a produção de eletricidade.

De modo geral, o cenário é prejudicado com maior teor de material orgânico. Para entender melhor a magnitude do efeito da variação desta fração nas unidades de digestão anaeróbia e incineração, isolou-se o fluxo de caixa, considerando apenas uma das unidades por vez. Para a incineração, a análise individual indicou redução de 15% no VPL, com aumento de 40% na matéria orgânica do cenário. Inversamente, uma diminuição de 40% no teor de matéria orgânica, representa ganho de escala para a incineração, com aumento do poder calorífico, devido a menor contaminação de material úmido. Para a tecnologia de digestão anaeróbia, observou-se redução de 7% no VPL, com diminuição de 40% da fração orgânicos, que, somado ao bom desempenho da incineração, não chega a comprometer a viabilidade do cenário. Com base nos dados da Tabela 5.1, podemos afirmar que para municípios com elevado teor de matéria orgânica, o tratamento da matéria seca torna-se proibitivamente custoso, com receitas menores devido ao menor poder calorífico. Uma possível alternativa para estes municípios seria considerar somente o uso da tecnologia de digestão anaeróbia.

Para a fração outros, analogamente ao que ocorre com a fração orgânica, os resultados são prejudicados em virtude de seu aumento. Apesar de colaborar com o efeito de escala com relação ao investimento e O&M na incineração, há diminuição no poder calorífico por tonelada incinerada prejudicando o desempenho econômico do cenário. Como esta fração representa um conjunto de possibilidades de materiais, a falta de critério para a especificação desta classe prejudica o diagnóstico adequado para tratamento deste material.

Já com relação à fração de recicláveis, por estas serem compostas principalmente de plástico e papel, que possuem poder calorífico elevado, o desempenho econômico é melhorado quando há maior percentual na composição dos resíduos. Neste caso, a redução de pouco mais de 5,5% no VPL individual da digestão anaeróbia é compensada pela boa melhoria de 33% no VPL da incineração.

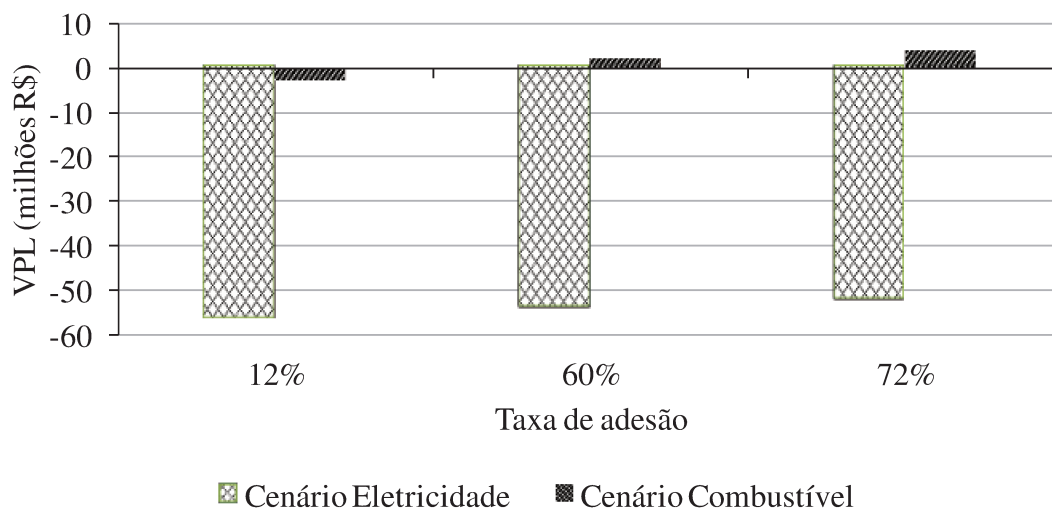
Para o cenário Combustível os resultados são similares. A Figura C.1 e a Tabela C.3 são referentes a este cenário.

Com relação à taxa de adesão da população em relação ao programa de coleta seletiva, o valor considerado como referência de 60% poderia porventura não ser atingido, visto o histórico

de programas que visam à participação voluntária da população no Brasil. Os resultados sofreriam alterações em virtude de uma menor participação, pelo fato de haver maior contaminação nas frações segregadas, ou inversamente, caso houvesse uma campanha intensiva de coleta seletiva, e que resulta em maior adesão da população ao programa.

Desse modo, uma análise de sensibilidade foi conduzida variando a taxa de adesão da população conforme Tabela 4.12. A Figura 5.10 mostra a variação do VPL em relação à taxa de adesão da população à coleta seletiva. Os custos, receitas, PCI e capacidade para ambos os cenários encontra-se nas Tabelas C.1 e C.2.

Figura 5.10: Variação do VPL em relação à taxa de adesão para ambos os cenários



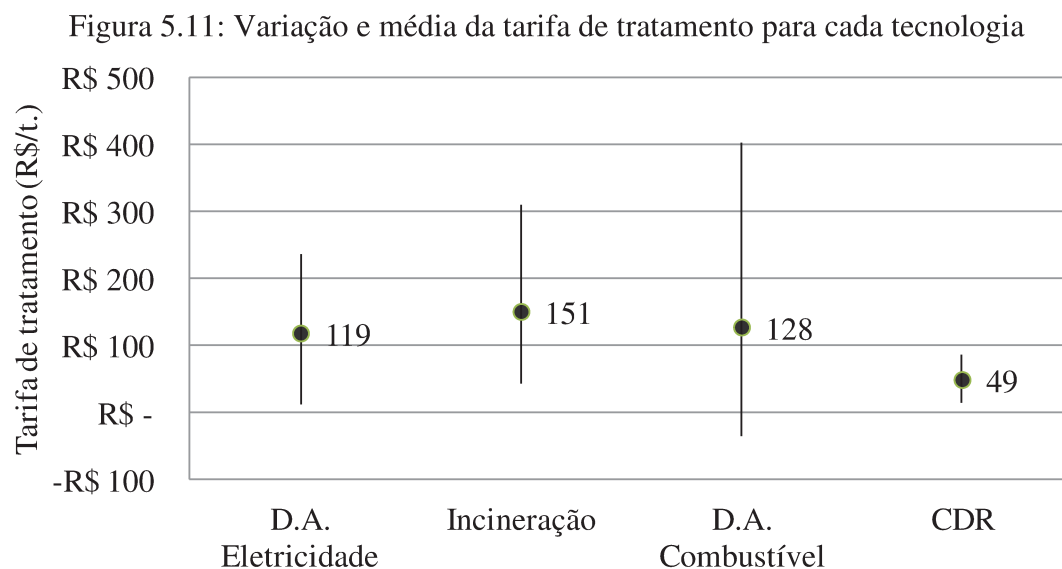
A variação da taxa de participação na coleta seletiva implica não somente na modificação da composição do resíduo na entrada das tecnologias de tratamento, mas também na quantidade de material tratado. Este fato é resultado da maior ou menor quantidade de material reciclado pela cooperativa de catadores. Quando a separação do resíduo na fonte geradora não é boa, isso resulta em menor quantidade de material reciclado, uma vez que este material é distribuído em outras frações. A matéria orgânica que chega à tecnologia de digestão anaeróbia é menor. Para a digestão anaeróbia, em ambos os cenários há prejuízos, uma vez que a capacidade da planta é menor, perdendo efeito de escala no investimento e O&M. Para a incineração e CDR, o aumento significativo da quantidade de resíduo tratado (aumento de 45%, para a taxa de adesão de 12%) implica em ganhos de escala para investimento e O&M. Entretanto, na incineração a quantidade

de matéria orgânica encaminhada tende a diminuir o poder calorífico médio dos resíduos de entrada, e o efeito só não é pior devido à fração de materiais, com elevado poder calorífico que deveriam ser reciclados, mas que foram destinados à incineração. Isolando-se as tecnologias na análise de viabilidade econômica, observa-se que para a incineração a queda no poder calorífico não é capaz de frear o crescimento da TIR (devido ao maior volume de resíduo tratado, e consequentemente maior geração de eletricidade), apesar do VPL diminuir (menor PCI faz com que o investimento seja mais “pesado”). Ao final, a soma das perdas ocorridas na digestão anaeróbia e o resultado misto da incineração, tendem a piorar a viabilidade do cenário.

Para o cenário Combustível, em virtude da linha de seleção do CDR, a diminuição da taxa de adesão implica em poder calorífico ligeiramente maior, uma vez que os materiais com baixo potencial energético são em grande parte descartados. Entretanto, o impacto negativo na digestão anaeróbia é maior, visto o investimento e O&M mais elevados que no cenário Eletricidade. O resultado individual positivo do CDR não faz peso às perdas na digestão anaeróbia, conduzindo o cenário à pior viabilidade.

Com o propósito de comparar o cenário atual da gestão de resíduo sólido no Brasil, a qual se resume a atividades de aterro, com a introdução das tecnologias apresentadas, utilizou-se a mesma tarifa de tratamento paga por tonelada para aterro sanitário no território nacional. Deste modo, os resultados de VPL negativo vistos até então, indicam que a introdução de novas tecnologias no cenário atual seria mais custosa para que o modelo que é praticado atualmente. Entretanto, nota-se em projetos desenvolvidos em outros países que estas tarifas são diferentes para cada tecnologia, e ainda variam de acordo com escala, fatores regionais, retorno sobre o investimento e especificidades de projeto. Desse modo, é importante a noção da variação destas para cada tecnologia. A Figura 5.11 mostra a variação das tarifas de tratamento para cada tecnologia, e as médias encontradas na análise, para zerar o VPL. Vale ressaltar que as capacidades para a tecnologia de digestão anaeróbia variaram de 1.930 t/ano a 360.215 t/ano (média de 45.844 t/ano), o CDR variou de 1.710 t/ano a 521.364 t/ano (média de 58.032 t/ano) e a incineração, devido ao efeito do consórcio, variou de 18.970 t/ano a 521.325 t/ano (média de 127.312 t/ano). Na diferença entre os menores valores de escala, para o CDR e incineração, percebe-se o efeito do consórcio ao multiplicar por 11 vezes a fração encaminhada para a incineração do RSM produzido pelo município.

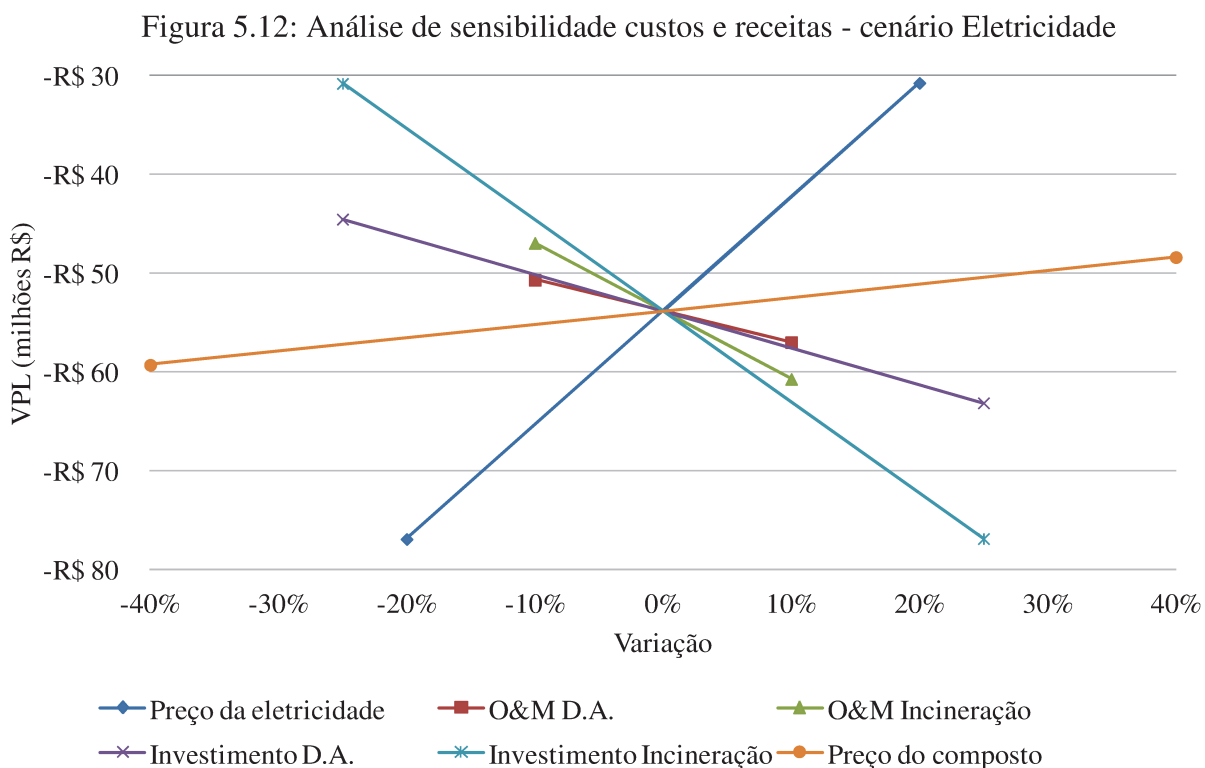
As médias apresentadas na Figura 5.11 seguem a ordem de grandeza no investimento das tecnologias. Grandes variações observam-se na produção de biogás veicular no cenário Combustível, tendo custos proibitivamente elevados para pequenas escalas e valores negativos para escalas muito grandes. O CDR é o que apresenta menor variação e média muito próxima à praticada em aterros sanitários (BRASIL, 2011).



Com relação ao efeito de variações de custos e receitas na viabilidade dos cenários, realizou-se uma análise de sensibilidade na qual os parâmetros foram variados conforme Tabela 4.12. As Figuras 5.12 e 5.13 indicam os resultados do VPL em relação a estas variações para o cenário Eletricidade e combustível, respectivamente.

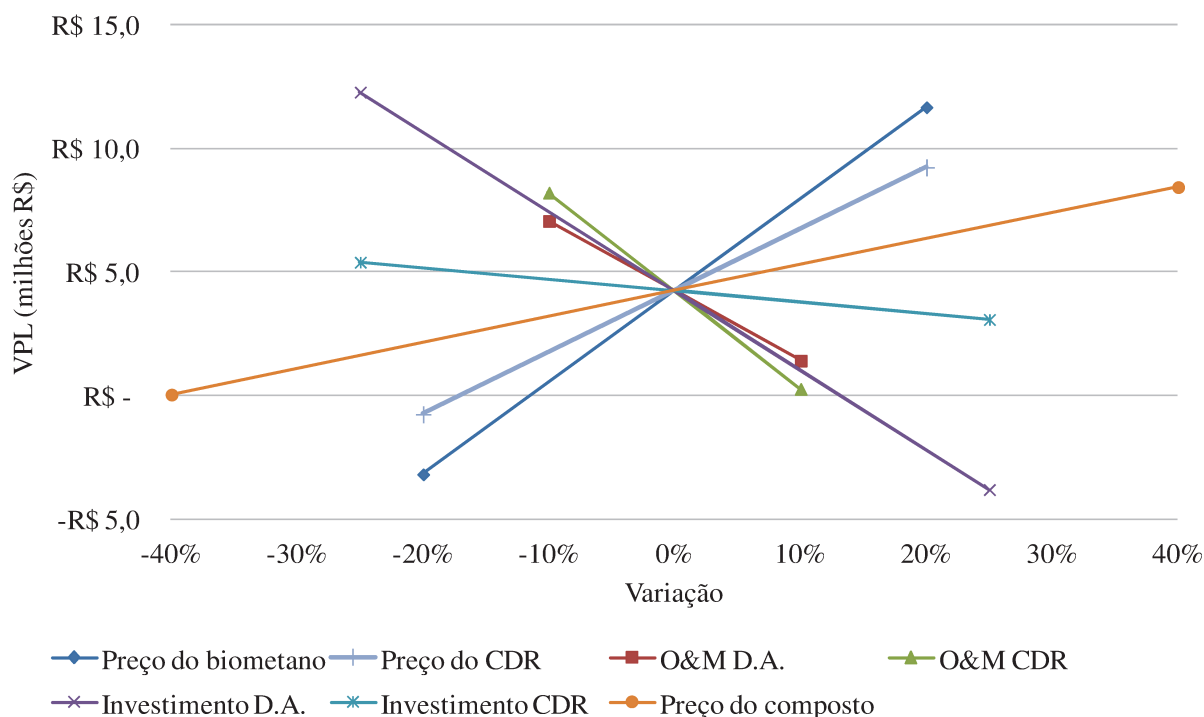
Para o cenário Eletricidade, a análise indicou maior sensibilidade em relação ao preço de comercialização da energia elétrica, e da necessidade de investimento da unidade de incineração. Neste caso, percebe-se que a criação de tarifas diferenciadas para geração de energia de RSM podem contribuir significativamente para a disseminação destas tecnologias. Ainda, observa-se pouca influência da variação dos preços de comercialização do composto, indicando que apesar das grandes incertezas com relação ao mercado do composto, este não contribuiria significativamente para o aumento do risco sobre o investimento.

Observou-se que a amplitude das variações nos custos e preços não foi suficiente para obter resultados de $VPL \geq 0$, o que levaria a considerar, maiores tarifas de tratamento para viabilizar o empreendimento.



Para o cenário Combustível, o preço de comercialização do biogás veicular e a O&M do CDR mostraram maior sensibilidade, seguida do investimento na digestão anaeróbia e do preço de comercialização do CDR. A Figura 5.13 mostra a importância do estabelecimento de bons preços de comercialização do biogás veicular e CDR. A elevada sensibilidade em relação ao preço do CDR é preocupante, em vista da dificuldade de encontrar mercado para sua comercialização. Apesar de preocupante, este fato só é capaz de comprometer a viabilidade do cenário para variações a partir de -15% no preço final. Entretanto, caso a comercialização do CDR seja limitada, parte deste material poderá ter que ser encaminhado ao aterro sanitário, aumentando as despesas com relação a esta tecnologia.

Figura 5.13: Análise de sensibilidade custos e receitas - cenário Combustível



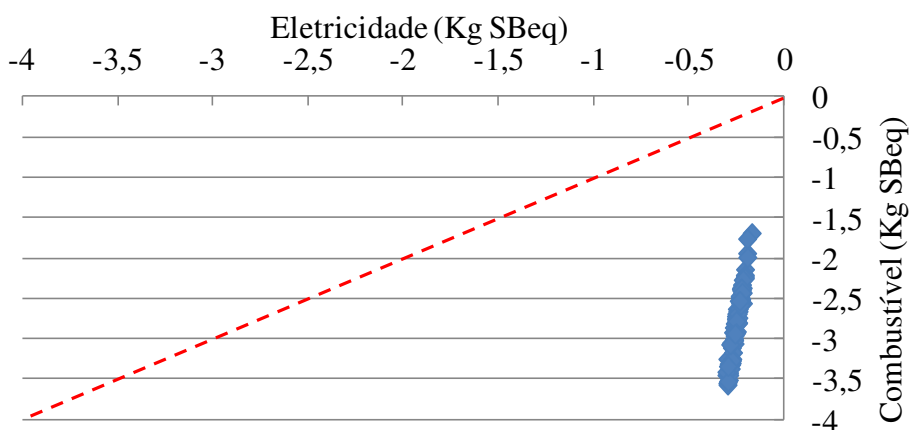
5.3 Análise ambiental

Para a análise ambiental, foram comparados os cenários eletricidade e combustível utilizando dados dos 81 municípios, para as categorias de midpoint: Acidificação; Eutrofização; Aquecimento global; Depleção da camada de ozônio; Toxicidade; e Oxidação fotoquímica. As Figuras 5.14 à 5.21 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. Desse modo, os pontos acima da linha pontilhada indicam melhor desempenho no cenário Eletricidade e vice versa.

Para a categoria de depleção de recursos abióticos, ambos os cenários apresentaram valores negativos (Figura 5.14), o que indica que há benefícios em relação aos recursos evitados, no caso do cenário Eletricidade o mix de geração elétrica nacional e, para o cenário Combustível a gasolina e o óleo combustível. No cenário Combustível, a substituição do óleo combustível pelo

CDR gera benefícios significantes correspondendo a 75% do total de impactos evitados. Com relação às emissões, 60% é atribuído à extração e uso de gás natural, que é utilizado para aquecimento do biodigestor, uma vez que para este cenário prioriza-se ao máximo a produção de biogás veicular, não o utilizando para suprir as necessidades internas de sua produção. No cenário Eletricidade, 55% das emissões são oriundas da extração de petróleo, devido ao uso de seus derivados em operações de transporte, e manufatura de materiais (plásticos, borracha, etc.). Ademais, 20% das emissões estão atreladas à extração de carvão para a produção de cimento, hidróxido de sódio, e outros materiais de infraestrutura e operação das plantas de biodigestão e incineração. O cenário Combustível leva vantagem em relação ao cenário Eletricidade pela maior contribuição das emissões evitadas com relação ao óleo combustível e à gasolina, que é cerca de 11 vezes maior que o deslocamento da eletricidade brasileira. Isso porque a matriz elétrica brasileira não é intensiva na extração de recursos abióticos durante a operação por ser majoritariamente baseada em hidroeletricidade.

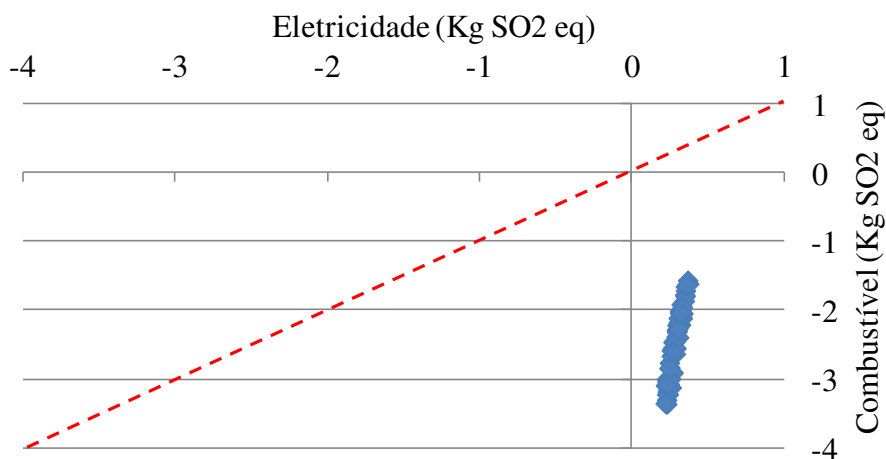
Figura 5.14: Depleção abiótica - comparação cenários



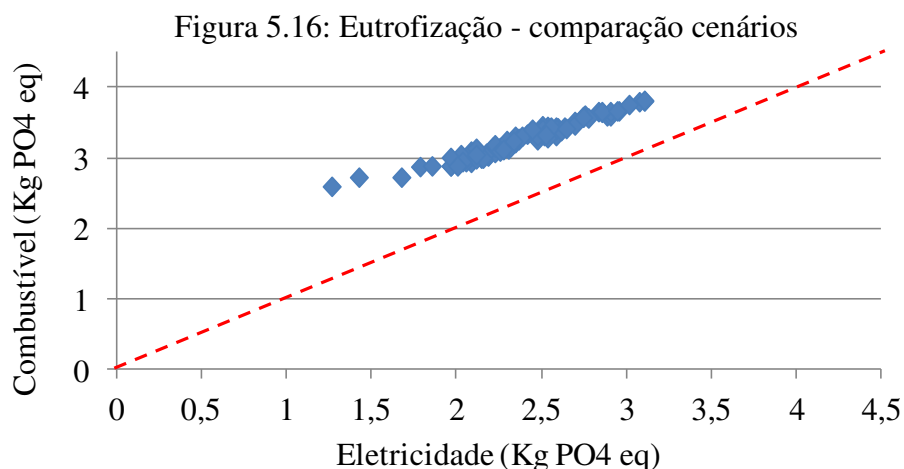
Para a categoria de acidificação (Figura 5.15), o cenário Combustível obteve benefícios ambientais, enquanto o cenário Eletricidade resultou em impactos. Com relação ao cenário Combustível, 54% das emissões evitadas são atribuídas ao óleo combustível e 9% em relação à gasolina. Ademais, 65% das emissões estão atreladas à queima do biogás veicular e à queima do CDR, 8% é associado ao uso de eletricidade nas instalações e diesel para transporte. Para o cenário Eletricidade, 88% das emissões são atribuídas às emissões de queima do biogás em motor

estacionário, e às emissões da incineração dos resíduos, havendo predominância desta última. Emissões durante a cura do composto orgânico também colaboram nos dois cenários, pela liberação de dióxido de enxofre. Novamente, as emissões evitadas no cenário Combustível são cerca de 13 vezes maiores que o cenário Eletricidade, o que resulta em vantagens em relação a este último.

Figura 5.15: Acidificação - comparação cenários

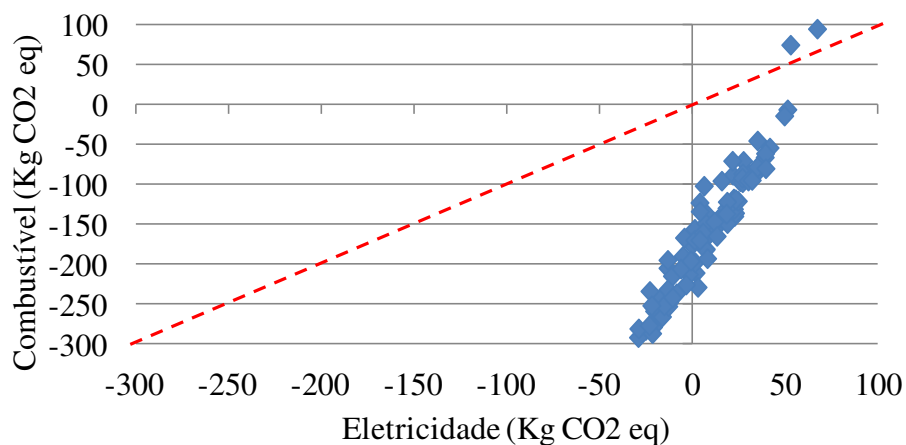


Para a categoria eutrofização (Figura 5.16), ambos os cenários resultaram em impactos positivos. No cenário Combustível, as principais emissões negativas (evitadas) são atreladas ao deslocamento do óleo combustível e gasolina. Entretanto, a soma dos impactos evitados é 42 vezes menor que a soma dos impactos introduzidos pelo cenário. A disposição de rejeitos do CDR em aterro sanitário conta com 31% do total das emissões do cenário, principalmente pela formação de chorume, e 66% está associado majoritariamente à aplicação do composto orgânico, produzido pela digestão anaeróbia da fração orgânica. Para o cenário Eletricidade, as emissões evitadas pelo mix de geração elétrico nacional são cerca de 70 vezes menores que as emissões atreladas às atividades do cenário. Os impactos atribuídos à incineração e a aplicação do composto orgânico no solo perfazem 98% das emissões. Como não há disposição significativa de rejeitos orgânicos em aterros sanitários o cenário Eletricidade leva vantagem em relação ao combustível.



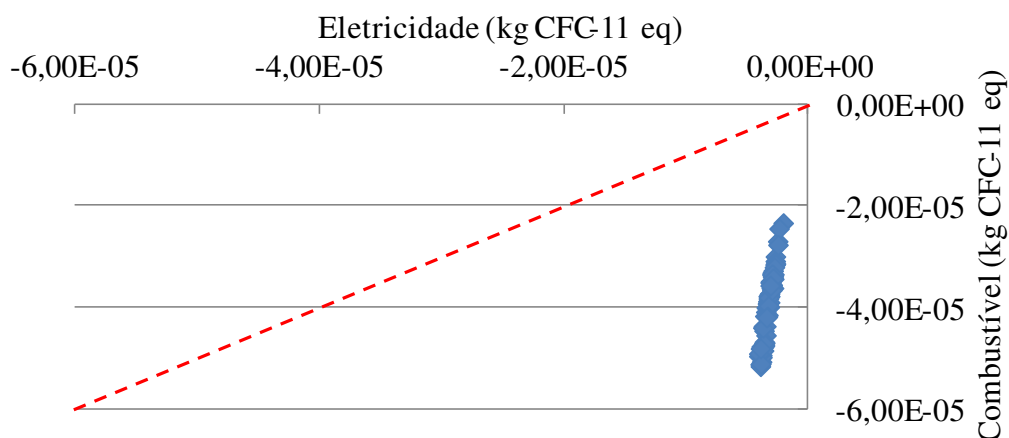
Na categoria de impacto aquecimento global (Figura 5.17), a maioria dos resultados foram de emissões negativas no cenário Combustível. Para este cenário, 53% das emissões evitadas são atribuídos ao deslocamento do óleo combustível e 35% estão relacionados à gasolina. Com relação às emissões do cenário, 31% estão associados à disposição de rejeitos da produção do CDR em aterro sanitário, devido às emissões fugitivas de metano, e outros 33% estão associados às emissões de metano (CH_4) durante a cura do composto orgânico após ser extraído do reator anaeróbio e também às emissões da queima do CDR. Para o cenário Eletricidade, 90% das emissões são atribuídas à queima do biogás em motor estacionário, às emissões da incineração e às emissões de metano devido à cura do composto. Observa-se maior variação dos resultados quanto à composição dos municípios. Esta variação é devido à contribuição significativa de cada uma das tecnologias em relação às emissões, e da relação destas com a composição dos resíduos de entrada. Vale ressaltar que as emissões da incineração e da queima do CDR são variáveis com a composição dos resíduos queimados, e ainda a variação desta composição afeta o balanço de massa; em ambos os cenários isso implica em maior ou menor produção de composto, e no cenário Combustível em maior ou menor percentual de rejeitos encaminhados para aterro sanitário.

Figura 5.17: Aquecimento global - comparação cenários



Com relação ao potencial de depleção do ozônio na estratosfera (Figura 5.18), ambos os cenários apresentaram benefícios em relação aos produtos deslocados. No cenário Combustível 79% das emissões evitadas está relacionado ao deslocamento do óleo combustível, e 21% é atribuído à gasolina. Para este cenário 30% das emissões está relacionado ao uso de derivados do petróleo principalmente para transporte e na construção das plantas. Outros 55% estão associados ao uso de gás natural para aquecimento do biodigestor, e incinerador em início de operação. Para o cenário Eletricidade, 95% está relacionado ao uso de derivados do petróleo principalmente para transporte e operação de tratores. O cenário Combustível leva vantagem em relação ao cenário Eletricidade, principalmente devido às emissões deslocadas de óleo combustível e gasolina frente ao mix de geração elétrico, cerca de 13 vezes maior. Ademais, o cenário Combustível apresenta sensibilidade em relação à composição dos resíduos, principalmente pela flutuação na quantidade de rejeitos da produção de CDR, envolvendo mais ou menos transporte deste material para aterro sanitário.

Figura 5.18: Depleção da camada de ozônio - comparação cenários



Para a categoria de toxicidade, esta foi dividida em ecotoxicidade (Figura 5.19) e toxicidade humana (Figura 5.20). Ambos os cenários mostraram maiores impactos que os produtos deslocados. Para o cenário Combustível, as principais emissões estão relacionadas à toxicidade marinha (99,6% do total), seguida pela aquática, humana e terrestre. A disposição dos rejeitos do CDR em aterro sanitário perfazem 78% das emissões relacionadas à toxicidade marinha, 88% da aquática, e 28% da humana. Estas emissões são significativas pela presença de metais pesados no resíduo aterrado que podem se solubilizar devido à presença de ácidos e serem carregados pelo chorume gerado no aterro. Com relação à toxicidade humana, 52% das emissões são atreladas à queima do CDR, e às atividades da digestão anaeróbia. As principais emissões evitadas são originários do deslocamento do óleo combustível que conta com considerável contribuição em relação à toxicidade marinha e humana. Para o cenário Eletricidade, as principais emissões estão relacionadas à toxicidade marinha (99,6% do total), seguida pela aquática, humana e terrestre. As emissões da incineração perfazem as maiores contribuições, com mais de 90% das emissões em todas as subcategorias (toxicidade marinha, aquática, terrestre e humana). Observa-se que os maiores responsáveis são as emissões de metais pesados. Ademais, a maioria destes componentes vai contaminar ambientes aquáticos. Também há toxicidade significativa nas cinzas que são aterradas, apesar de o serem em aterros considerados secos, minimizando os impactos gerados devido ao carregamento destes componentes pelo lixiviado. O deslocamento da matriz elétrica nacional evita toxicidade principalmente marinha, mas esta é cerca de 9 vezes menor comparado com o deslocamento do óleo combustível. No geral, na ecotoxicidade o

cenário Eletricidade leva vantagem, uma vez que as emissões do aterro dos rejeitos do CDR são muito significativas. Entretanto, para a toxicidade humana as emissões de metais pesados da incineração são bastante significativas, portanto o cenário Combustível é o que menos causa impactos.

Figura 5.19: Ecotoxicidade - comparação cenários

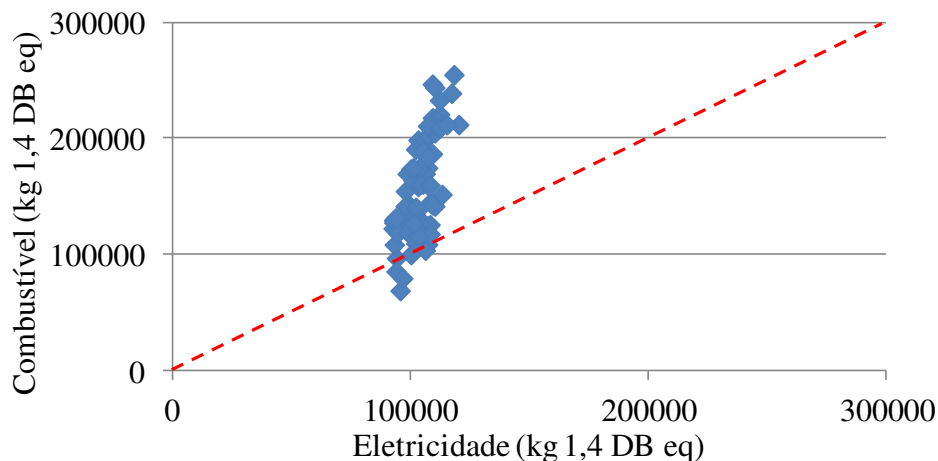
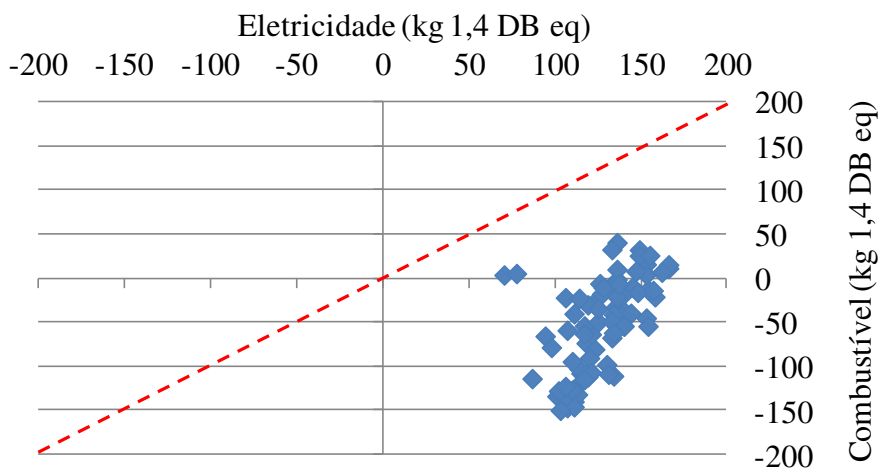


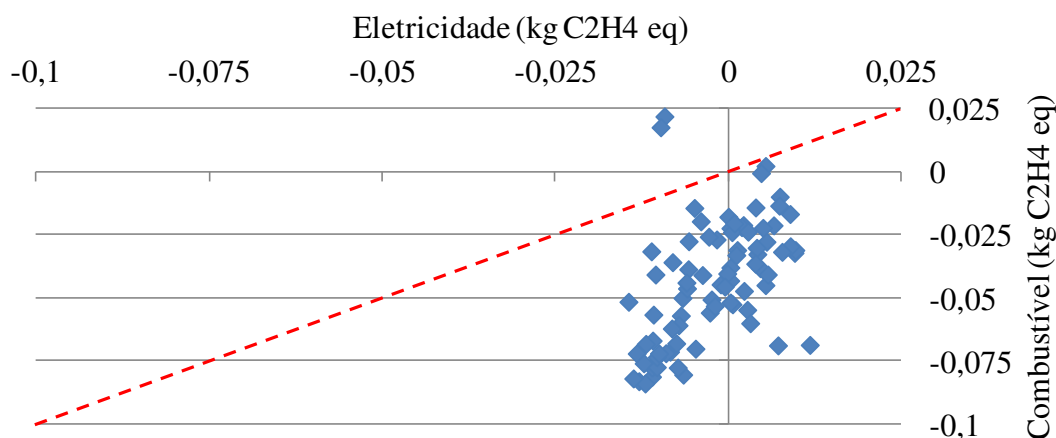
Figura 5.20: Toxicidade humana - comparação cenários



Para a categoria de oxidação fotoquímica (Figura 5.21), ambos os cenários mostraram em sua maioria emissões negativas. Para o cenário Combustível, 31% das emissões estão associadas à disposição de rejeitos em aterro sanitário para a produção de CDR. A queima do CDR e as emissões fugitivas de metano do composto orgânico perfazem outros 31% do total, e a combustão

do biometano é responsável por 28% do total. Com relação às emissões evitadas, 48% está relacionado ao deslocamento do óleo combustível e 29% com a gasolina. As emissões evitadas somadas do óleo e da gasolina são quase 3 vezes maiores que as emissões evitadas no cenário Eletricidade. Para o cenário Eletricidade, as maiores contribuições estão associadas à incineração e à queima do biogas. O cenário Combustível apresenta vantagens em relação ao Eletricidade.

Figura 5.21: Oxidação fotoquímica - comparação cenários



Pudemos observar, pela maioria das categorias apresentadas que o deslocamento de combustíveis gera benefícios ambientais significantes. Já com relação ao cenário Eletricidade, apesar da matriz elétrica brasileira ser majoritariamente hidroelétrica, com emissões relativamente baixas para a maioria das categorias, observa-se que há casos de emissão negativa, o que sugere que a utilização de RSM para fins energéticos tende a trazer benefícios ambientais.

6 CONCLUSÕES

Os atuais desafios enfrentados pelo setor de resíduo sólido no Brasil são fruto de uma visão imediatista, na qual grande parte das ações tomadas são meramente de remediação, e da falta de um planejamento nacional unificado e estratégico. As consequências desta má gestão fazem com que a população e as futuras gerações sejam prejudicadas com seus efeitos diretos e indiretos nos ambientes naturais e na saúde humana. Desse modo, é urgente o consentimento de que é necessário mudar a visão contemporânea sobre a gestão de resíduo sólido, que, fruto da cultura de abundância, despreza o real valor do resíduo e suas possibilidades de aproveitamento. Entretanto, para que esta mudança se torne viável, é preciso aprimorar o conhecimento sobre os efeitos das ações vinculadas ao gerenciamento do resíduo sólido nas três esferas em que ela se relaciona (social, ambiental e econômica). Neste sentido, este trabalho procurou contribuir com a análise das possibilidades de valorização energética do resíduo sólido, tendo em vista as consequências de diferentes rotas na viabilidade econômica e nos impactos ambientais.

Foram avaliadas as características de RSM de 81 municípios brasileiros com vistas ao aproveitamento energético. Com base nas tecnologias já consagradas de aproveitamento energético de resíduo sólido no cenário internacional, foram identificadas duas principais rotas de utilização dos produtos gerados, as quais deram origem aos dois cenários avaliados: cenário Combustível – com o uso combinado das tecnologias de digestão anaeróbia, com beneficiamento do biogás e comercialização como combustível veicular, e produção de CDR, destinado a uso industrial; e cenário Eletricidade – com a combinação das tecnologias de digestão anaeróbia, com a utilização do biogás em motor estacionário para produção de energia elétrica, e incineração, com utilização do calor de combustão em ciclo Rankine.

Levando-se em consideração as hipóteses adotadas neste estudo, podemos concluir que há favorecimento da produção de combustíveis à geração de eletricidade a partir de RSM nos municípios brasileiros, tanto em relação a aspectos econômicos como a impactos ambientais. Entretanto, observou-se que, para a aplicação destas tecnologias no âmbito nacional é necessário adotar tarifas de tratamento de RSM maiores que as praticadas em aterros sanitários, e/ou haver incentivos na comercialização de energia elétrica e combustíveis provenientes deste material.

Considerando a mesma tarifa de tratamento praticada em aterro sanitário, somente municípios com população maior que 190.000 habitantes indicaram viabilidade econômica no cenário Combustível. Vale ressaltar que a tarifa de tratamento para aterro sanitário praticada no Brasil é pequena comparada à de países europeus, uma vez que estes países elevam os custos de disposição em aterros como forma de estimular práticas alternativas a esta.

Para o tratamento da fração úmida de RSM, via digestão anaeróbia, o beneficiamento do biogás para comercialização como combustível veicular é mais caro que a produção direta de eletricidade. Entretanto, as receitas obtidas são maiores, fato que favorece esta rota tecnológica.

No tratamento da fração seca, a tecnologia de incineração colabora com a redução significativa do volume de resíduo que é encaminhada para o aterro sanitário, entretanto é a tecnologia mais cara das que foram analisadas, requerendo elevado investimento e custos de O&M. Para minimizar este elevado custo, a proposta do consórcio mostrou-se eficiente para pleitear ganhos de escala em municípios de pequeno e médio porte; entretanto, este ganho ainda não foi suficiente para superar a diferença nas receitas oriundas da comercialização de energia elétrica e combustível, fazendo com que esta rota não seja atrativa. Com relação ao CDR, é a tecnologia mais barata em termos de necessidade de investimento e custos de O&M, com receitas proporcionalmente maiores (receitas sobre investimento). Entretanto, possui uma baixa eficiência mássica (28% em média) o que acarreta em custos adicionais no transporte e disposição dos rejeitos gerados, além de impactos ambientais significantes devido à queima de combustíveis fósseis e emissões de metano em aterro.

A variação da composição do resíduo sólido municipal é bastante significativa para a viabilidade econômica dos cenários. A falta de padronização nos estudos de composição gravimétrica de RSM no Brasil dificulta uma análise mais detalhada da fração “outros”, uma vez que sua composição varia muito de um estudo para outro, dificultando a estimativa de seu valor energético. A fração reciclável é a que mais afeta os indicadores VPL e TIR, uma vez que o teor energético deste material é elevado. No cenário Eletricidade, municípios com alto teor de fração orgânica devem considerar somente a análise de aplicação da tecnologia de digestão anaeróbia, uma vez que os custos de incineração se tornam proibitivamente elevados, com penalidades nas receitas devido ao menor PCI dos materiais de entrada.

Menores taxas de adesão ao programa de coleta seletiva implicam em piores desempenhos econômicos em ambos os cenários. Ademais, a maior dispersão dos materiais tende a dificultar o processo de reciclagem, fazendo com que grande parte deste material seja encaminhado para a incineração ou CDR. Isso provoca aumento na escala destes empreendimentos, entretanto, como também há maior contaminação de materiais úmidos o PCI da incineração é prejudicado, ao passo que o do CDR, por haver seleção de materiais, aumenta.

A valorização energética do resíduo sólido pode auxiliar na mitigação de impactos ambientais, haja vista os resultados de emissão negativa para a maioria das categorias de impacto analisadas em ambos os cenários analisados. O deslocamento de combustíveis gera maiores benefícios que o mix de geração elétrica brasileiro, uma vez que este é majoritariamente abastecido de hidroeletricidade. Emissões de metano durante a cura do composto orgânico e uso de combustível auxiliar para aquecimento do reator são as principais fontes de emissão da tecnologia de digestão anaeróbia. Para o CDR, as emissões de transporte e disposição de rejeitos são significantes, bem como a queima do mesmo. Na incineração, observa-se que esta é predominante na emissão de metais pesados que colaboram com a toxicidade humana.

7 RECOMENDAÇÕES

Alguns pontos de sugestão para trabalhos futuros poderão ser considerados, tais como:

- Considerar na análise as tecnologias de pirólise, gasificação e outras;
- Expandir a análise para possibilidades de comercialização de calor para uso industrial, bem como do biometano para uso industrial, ou em rede municipal de distribuição de gás;
- Utilizar maior número de fontes de dados sobre investimento e O&M para cada tecnologia;
- Considerar outras configurações para a planta de CDR, como a comercialização de CDR peletizado;
- Estimar custos de implantação e propor diferentes sistemas de coleta seletiva, comparando-os com o cenário atual;
- Revisar e refinar as hipóteses adotadas com o intuito de melhor representar a realidade;
- Encontrar fonte de dados sobre emissões de CDR no setor industrial;

REFERÊNCIAS

ABRELPE. Associação Brasileira de Empresas de Limpezas Públicas e Resíduos Especiais. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil**. São Paulo, 2010.

ABRELPE. Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil**. São Paulo, 2012.

ABRELPE. Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Atlas Brasileiro de Emissões de GEE e Potencial Energético na Destinação de Resíduos Sólidos**. São Paulo, 2013.

AEA TECHNOLOGY. **Waste management options and climate change**. European Commission. Luxemburgo, 2001. ISBN 92-894-1733-1.

AFDC. **Alternative Fuels Data Centre**, 2013. Disponível em: <http://www.afdc.energy.gov/fuels/fuel_comparison_chart.pdf>. Acesso em: 04 abr. de 2013.

ALLEN KANI e ENVIROS RIS. Allen Kani Associates; Enviros RIS Ltd. **Implications of Different Waste Feed Streams (Source-Separated Organic and Mixed Waste) On Collection Options and Anaerobic Digestion Processing Facility Design, Equipment and Costs**. Toronto, 2001.

ANP. Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis. **Sistema de levantamento de preços**, 2011. Disponível em: <<http://www.anp.gov.br/preco/>>. Acesso em: 28 nov. 2012.

ANP. Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis, 2013. Disponível em: <<http://www.anp.gov.br/preco/>>. Acesso em: 25 jul. 2013.

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

BAERE, L. D.; MATTHEEUWS, B. Organic Waste Systems (OWS). **Anaerobic Digestion of Organic Fraction of Municipal Solid Waste in Europe - Status, Experience and Prospects**. Cincinnati (EUA), 2013. Disponível em: <<http://www.ows.be/wp-content/uploads/2013/02/Anaerobic-digestion-of-the-organic-fraction-of-MSW-in-Europe.pdf>>. Acesso em 20 nov. 2012.

BARGIGLI, S.; CHERUBINI, F.; ULGIATI, S. Life Cycle Assessment (LCA) of waste management strategies: Landfilling, sorting plant and incineration. **Energy journal**, v. 34, p. 2116-2123, 2009.

BECK, R. W. **Anaerobic Digestion Feasibility Study**. Bluestem Solid Waste Agency e Iowa Department of Natural Resources. [s.n.]. 2004.

BECK, R. W. **Hunts Point Anaerobic Digestion Feasibility Study**. R. W. Beck Inc. New York, 2010.

BICCA, V. N. Lei do lixo: uma nova relação com os resíduos. **Pack - Cidades Sustentáveis**, v. 157, p. 18-21, 2010.

BIOGAS ENERGIA AMBIENTAL S/A. **Biogas Ambiental**, 2012. Disponível em: <<http://www.biogas-ambiental.com.br/utebandeir.htm>>. Acesso em: 16 abr. 2012.

BOGNER, J., ABDELRAFIE AHMED, M.; DIAZ, C.; FAALJ, 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.

BOZORGIRAD, M. A.; ZHANG, H.; KARL, R. H.. Environmental impact and cost assessment of incineration and ethanol production as municipal solid waste management strategies. **Life Cycle Assess**, v. 18. Pág. 1502-1512. 2013.

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

BRASIL. República Federativa do Brasil. **Decreto N° 7.404** - Regulamenta a Lei 12.305. Brasília, 2010b.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Plano Nacional de Resíduos Sólidos - versão preliminar para consulta pública**. Brasília, 2011.

CALDERONI, S.. A Política Nacional de Resíduos Sólidos. **Pack**, v. 157, p. 22-25. São Paulo, 2010.

CAPUTO, A. C.; PELAGAGGE, P. M. RDF production plants: I Design and Costs. **Applied Thermal Engineering**, v. 22, p. 423 - 437, 2002.

CAVALCANTI, M. C. B. COPPE/UFRJ. **Análise dos tributos incidentes sobre os combustíveis automotivos no Brasil**. Rio de Janeiro, 2006.

CAVALETT, O; CHAGAS, M.F.; SEABRA, J.E.A., BONOMI, A.. Comparative LCA of ethanol versus gasoline in Brazil using different LCIA methods. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 18, p. 647-658, 2013.

CENBIO. Centro Nacional de Referência em Biomassa. Lixo é matéria prima para energia elétrica. **Revista brasileira de bioenergia**. Novembro, São Paulo, 2010.

CHEREMISINOFF, N. P. **Handbook of solid waste management and waste minimization technologies**. British Library. Burlington, 2003.

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

COMUNIDADES EUROPEIAS. **Diretiva 91/156/CEE**. [s.n.]. 1991. Disponível em <<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:1991:078:0032:0037:PT:PDF>>. Acesso em: 24 jan. 2013.

COMUNIDADES EUROPEIAS. **Directive 1999/31/EC**. [s.n.], 1999. Disponível em <<http://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31999L0031:EN:HTML>>. Acesso em: 10 mai. 2012.

COUNCIL OF THE EUROPEAN UNION. Council Directive 2008/98/EC. **Official Journal of The European Communities**, 2008. Disponível em: <<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2008:312:0003:0030:en:PDF>>. Acesso em 10 mai. 2012.

C-TECH INNOVATION. **Thermal methods of municipal waste treatment**. Biffa Award Programme on Sustainable Resources. [s.n.]. 2003.

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

DEFRA. Department of Environment, Food and Rural Affairs. **Government Review of Waste Policy in England 2011**. London, 2011.

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

DOKA, G. **Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services**. Ecoinvent report n. 13. Swiss Centre for Life Cycle Inventories. St. Gallen, 2009.

DUTTA, S.; DAS, A. K. Analytical perspective on waste management for environmental remediation. **Trends in Analytical Chemistry**, v. 29, n. 7, 2010.

ECOINVENT. The ecoinvent Database. Disponível em: <<http://www.ecoinvent.org/database/>>. Acesso em: 23 set. 2013.

EGUCHI, A.; ISOBE, T.; RAMU, K; TUE, NM; SUDARYANTO, A; DEVANATHAN, G; VIET, PH; TANA, RS; TAKAHASHI, S; SUBRAMANIAN, A; TANABE, S; Soil contamination by brominated flame retardants in open waste dumping sites in Asian developing countries. **Chemosphere**, v. 90, p. 2365-2371, 2013.

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.

ENERGYTEK. Energytek Corporation, 2013. Disponível em: <<http://www.energytek.com.tw/en/a14.html>>. Acesso em: 04 nov. 2013.

ENVIRONMENT AGENCY. Cracking down on Waste Crime - **Waste crime report 2012-2013**. Environment Agency. Bristol,UK, 2013.

ENVIROS. Enviros Consulting Limited. **Incineration of Municipal Solid Waste**. DEFRA - Department of Environment, Food and Rural Affairs. London, 2007.

EPA. Environmental Protection Agency. **Handbook Material Recovery Facilities for Municipal Solid Waste**. Washington, 1991.

EPE. Empresa de Pesquisa Energética. **Avaliação preliminar do aproveitamento energético dos resíduos sólidos urbanos de Campo Grande, MS**. Recursos Energéticos, 2008.

EPE. Empresa de Pesquisa Energética. **Balanco Energético Nacional 2012 - Relatório final**. [s.n.]. 2012.

FIRJAN. Federação das Indústrias do Rio de Janeiro. Quanto custa a energia elétrica para a indústria no Brasil? **Estudos para o desenvolvimento do Estado do Rio de Janeiro**, v. 8, Ago. 2011.

FOTH & VAN DYKE AND ASSOCIATES, INC. **Analysis of a Biomass/RDF Facility at Rock-Tenn**. Ramsey/Washington County Resource Recovery. [s.n.], 2006. Disponível em <http://www.co.ramsey.mn.us/recovery/biomass_analysis.htm>. Acesso em: 20 jun. 2012.

GLA. Greater London Authority. **Costs of incineration and non-incineration energy-from-waste technologies**. London, 2008. ISBN 978-1-847-81123-3.

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

HASSELRIIS, F.; MAHONEY, P. F. Waste-to-Energy Using Refuse Derived Fuel. **Encyclopedia of sustainability and technology**. Springer, New York, 2012. p. 11787 - 11827. ISBN 978-0-387-89469-0.

HENLEY, J. Waste crime: Britain's war on illegal dumping. **Guardian**, 2012. Disponível em: <<http://www.guardian.co.uk/environment/2012/nov/11/waste-crime-britains-war-illegal-dumping>>. Acesso em: 06 mar. 2013.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Demográfico**. 2010. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2010/>>. Acesso em: 22 out. 2012.

IBRAM. Instituto Brasileiro de Mineração. **Informações e análises da economia mineral brasileira - Fosfato/Potássio/Fertilizantes**. [s.n.], 2010.

IEA BIOENERGY. **Biogas and More: Systems and Markets Overview of Anaerobic digestion**. [s.n.], 2001. Disponível em <web.sdu.dk/bio/pdf/biogas.pdf>. Acesso em: 20 jan. 2013

IPEA. Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada **Diagnóstico dos resíduos sólidos urbanos**. Brasília. 2012. Disponível em: <http://www.ipea.gov.br/agencia/images/stories/PDFs/relatoriopesquisa/121009_relatorio_residuos_solidos_urbanos.pdf>. Acesso em: 20 jan. 2012.

JOHNSON, C.. National Renewable Energy Laboratory - NREL. **Business Case for Compressed Natural Gas in Municipal Fleets**. 2010. (NREL/TP-7A2-47919).

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.

KARA, M. Environmental and economic advantages associated with the use of RDF in cement kilns. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 68,p. 21-28, 2012.

KOTHARI, R.; SINGH, R.P.; TYAGI, V.V.; ALLEN, T; IBRAHIM, M. R.; An overview for exploring the possibilities of energy generation from municipal solid waste (MSW) in Indian scenario. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 15, p. 4797-4808, 2011.

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. 2013.

LUDWIG, C.; HELLWEG, S.; STUCKI, S. **Municipal Solid Waste Management - Strategies and Technologies for Sustainable Solutions**. Springer. Berlin, 2003.

MCDUGALL, F. R.; WHITE, P. R.; FRANKE, M.; HINDLE, P.. **Integrated Solid Waste Management: a Life Cycle Inventory**. 2ª ed.: Blackwell Science Ltd, 2001. ISBN 0-632-05889-7.

MFRURAL. Site de Classificados de Agronegócio. 2012. Disponível em: <<http://comprar-vender.mfrural.com.br/detalhe.aspx?cdp=35538&nmoca=fertilizantes-organicos-adubo-organico-organosuper>>. Acesso em: 21 ago. 2012.

MMA. Site oficial do Ministério do Meio Ambiente, 2013. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/residuos-perigosos/logistica-reversa>>. Acesso em: 25 out. 2013.

MOLLER, J.; BOLDRIN, A.; CHRISTENSEN, T. H. Anaerobic digestion and digestate use: accounting of greenhouse gases and global warming contribution. **Waste Management & Research**, p. 813, november 2009. ISSN 10.1177/0734242x09344876.

MURPHY, J. D.; MCKEOGH, E. Technical, economic and environmental analysis of energy production from municipal solid waste. **Renewable Energy**, v. 29, p.1043-1057, 2004. ISSN 0960-1481.

NREL. National Renewable Energy Laboratory. **Feasibility Study of Anaerobic Digestion of Food Waste in St. Bernard, Louisiana**. [S.l.], p. 39. 2013. (NREL/TP-7A30-57082). Disponível em: < http://www.epa.gov/wastes/conservation/foodwaste/docs/feasibility_stdy_st_bernard_la.pdf>. Acesso em: 28 jul. 2013.

OERS, L.; KONING, A.; GUINEÉ, J. B.; HUPPES, G.. **Abiotic resources depletion in LCA**. Ministério Holandês do transporte e água. [s.n.], 2002. Disponível em: <<http://media.leidenuniv.nl/legacy/report%20abiotic%20resource%20depletion.pdf>>. Acesso em: 20 mai. 2013.

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, 2010. ISSN 1364-0321.

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.], 2012. ISBN 978-1-4471-2305-7.

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=T2l8bjAyOXBwFDBYOq1Hsp8_vBcZwcoXCyey>. Acesso em: 28 out. 2012.

REICH, M. C. Economic assessment of municipal waste management systems - case studies using a combination of life cycle assessment (LCA) and life cycle costing (LCC). **Journal of Cleaner Production**, v. 13, p. 253-263, 2005. ISSN 10.1016/j.jclepro.2004.02.015.

RIBEIRO, D. V. A Política Nacional de Resíduos Sólidos e o Uso Indiscriminado de Resíduos Sólidos pela Sociedade Brasileira. **Revista Conexão Academia**, ABRELPE, p. 25 - 30, set., 2011.

RIGAMONTI, L.; GROSSO, M.; GIUGLIANO, M. Life cycle assessment for optimising the level of separated collection in integrated MSW management systems. **Waste Management**, v. 29, p. 934-944, 2009. ISSN 10.1016/j.wasman.2008.06.005.

RIS INTERNATIONAL. Ris International Company Limited. **Feasibility of Generating Green Power through Anaerobic Digestion of Garden Refuse from the Sacramento Area**. [s.n.], 2005. Disponível em: < http://www.nerc.org/documents/sacramento_feasibility_study.pdf>. Acesso em: 17 nov. 2012.

SILVA, C. A. **Estudo técnico-econômico da compactação de resíduos madeireiros para fins energéticos**. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Campinas. Campinas, 2007.

STARR, K.; XAVIER, G.; VILLALBA, G.; TALENS, L.; LOMBARDI, L.. Life cycle assessment of biogas upgrading technologies. **Waste Management**, v. 32, p. 991-999, 2012.

TETRAPAN, A. **Estudo sobre o Potencial de Geração de Energia a partir de Resíduos de Saneamento (lixo, esgoto), visando incrementar o uso de biogás como fonte alternativa de energia renovável.** Ministério do Meio Ambiente - MMA. [s.n.], 2010. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/164/_publicacao/164_publicacao10012011033201.pdf>. Acesso em: 20 mai. 2013.

TSILEMOU, K.; PANAGIOTAKOPOULOS, D. Approximate cost functions for solid waste treatment facilities. **Waste Management & Research**, v. 24, p. 310-322, Jul 2006. ISSN 0734-242X.

UNEP. United Nations Environment Programme. **Developing Integrated Solid Waste Management Plan - Waste Characterization and Quantification with Projections for Future.** Osaka. 2010a. Disponível em: <http://www.unep.or.jp/ietc/Publications/spc/ISWMPlan_Vol1.pdf>. Acesso em: 22 dez. 2012.

UNEP. United Nations Environment Programme. **Waste and Climate Change: Global Trends and Strategy Framework.** International Environmental Technology Centre. Osaka, 2010b. Disponível em: <<http://www.unep.or.jp/ietc/Publications/spc/Waste&ClimateChange/Waste&ClimateChange.pdf>>. Acesso em: 22 dez. 2012.

ZUNFT, J.; FRÖHLIG, B. Energy from Waste – Zukunftsmärkte Europa. In: BILITEWSKI, B.; A.I., U.; M., F. **Thermische Abfallbehandlung.** München: Kassel University Press GmbH, 2009. p. 17 - 32. ISBN 978-3-89958-662-6.

ANEXO A – Categorias de impacto ambiental

Para a avaliação do ciclo de vida dos cenários, foram utilizadas sete categorias de impacto. Uma breve explanação sobre estas categorias é fornecida a seguir.

Depleção biótica e abiótica

A principal diferença entre estas duas categorias de impacto são: depleção abiótica envolve jazidas (recursos fósseis, minerais), recursos ambientais (água subterrânea, etc), e recursos de fluxo natural (solar, ar, água). A depleção biótica esta associada à fauna e flora (GUO, 2012).

Ademais, os recursos naturais podem ser vistos como valores funcionais e não funcionais com relação à vida humana. A funcionalidade dos recursos naturais é conhecida como sua capacidade de suportar funções na vida do homem, e a parcela não funcional está atrelada à áreas não exploradas, de preservação. Do ponto de vista de funcionalidade, não é o recurso abiótico propriamente dito em que o Homem tem interesse, mas no seu potencial de cumprir funções na vida humana. Desse modo, podemos definir a depleção de recursos abióticos pelo decaimento da disponibilidade do seu potencial funcional. (OERS et al., 2002).

Acidificação

Os efeitos da acidificação estão relacionados à exposição a longo prazo de ácidos no ecossistema acarretando em declínio da floresta e depleção da fauna. É principalmente ocasionado pela liberação de prótons ou seus correspondentes ânions, como SO_2^- , NO_x^- , NH_3^+ , Cl^- (GUO, 2012).

Eutrofização

Eutrofização é normalmente referida como o enriquecimento com nutrientes do ecossistema aquático resultando no aumento da produção de fitoplânctons, algas e plantas aquáticas superficiais, 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 aumento de nitrogênio e fósforo são os mais importantes elementos, os quais em conjunto com a degradação de componentes orgânicos, são os maiores causadores do potencial de eutrofização (GUO, 2012).

Depleção da camada de ozônio

O conceito do potencial de depleção do ozônio foi introduzido por Wuebbles em 1981 e desenvolvido pela Organização Mundial Meteorológica (WMO) sendo utilizado para avaliar os efeitos de componentes na camada estratosférica de ozônio. Os principais substâncias identificadas que deplecionam o ozônio são os componentes halogenados (como CFC, HCFC, halons) (GUO, 2012).

Potencial de aquecimento global

Há uma discussão frequente a respeito das mudanças climáticas e o aumento da temperatura média global acompanhado pelo derretimento do gelo e aumento do nível dos oceanos. Para avaliar a influência de fatores relacionados à 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. O potencial de aquecimento global é

calculado para diferentes horizontes de tempo (20, 100, 500 anos). Isso significa que componentes com vida longa tendem a contribuir mais em uma perspectiva de longo prazo, a exemplo CClF_3 , ao passo que componentes de vida curta, como o CH_4 , são menos importantes a longo prazo. Ademais, complementando o potencial de aquecimento global direto, há abordagens que avaliam potenciais indiretos, os quais levam em consideração efeitos como degradação de produtos ou efeitos radioativos devido às mudanças na concentração de gases de efeito estufa. Os principais componentes envolvidos nestes efeitos são CH_4 , CO , H_2 , NO_x , componentes orgânicos voláteis e hidrocarbonos. O efeito indireto da radioatividade está relacionado principalmente com formação/depleção da camada de ozônio, produção de CO_2 , mudanças no nível estratosférico de vapor de água, e prolongamento da vida do CH_4 devido às mudanças na concentração de OH^- (GUO, 2012).

Toxicidade humana e eco-toxicidade

A categoria de impacto toxicidade é reconhecidamente tida como a mais difícil de modelar na ACV devido à limitada cobertura de inventário, 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, eco-toxicidade é dividida nas subcategorias aquática e terrestre, mas as abordagens sobre a toxicidade humana variam entre os modelos. Tanto a humana quanto a eco-toxicidade não são somente dependentes dos efeitos e destino das substâncias, como também do processo de exposição (GUO, 2012).

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 conhecida 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). O nevoeiro de inverno é também conhecido como nevoeiro ácido, é causado por poluentes urbanos como SO_2 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 acredita-se que tenha causado aproximadamente 1200 mortes (GUO, 2012).

APÊNDICE A – Composição gravimétrica e população dos municípios brasileiros

Tabela A.1: Composição gravimétrica e população dos municípios brasileiros

Cidade	População	Estado	Metal	Alumínio	Aço	Papel, papelão e tetrapak	Plástico total	Plástico filme	Plástico rígido	Vidro	Orgânico	Outros
Almirante Tamandaré	105.458	PR	3,3	1,3	2	19	18,8	12,3	6,5	2,9	36,5	19,5
Aracaju	587.701	SE	1,7			10	7,9			2,2	75	3,2
Araucária	122.878	PR	2,3			21,1	19,1	12,5	6,6	3,3	39,1	15,1
Balneário Camboriu	113.319	SC	2,2			14,7	21,5			3,8	44,4	13,4
Bauru	348.146	SP	2,6			11,7	14	8,6	5,3	1,8	65,9	4
Bela Vista	23.395	MS	3,8			19	18,8			1,9	52,9	3,7
Belem	1.410.430	PA	2,6			17,1	15			1,5	45,9	17,9
Benevides	54.083	PA	4,3			13,4	18,7			4	48	11,7
Bento Gonçalves	109.653	RS	3,3	0,4	2,9	9	11,1			3,2	51,5	21,9
Betim	388.873	MG	3,7			15,6	10,2			1,1	55,3	14,1
Bituruna	15.903	PR	6,4			6,8	12,2			2,9	56,5	15,2
Blumenau	316.139	SC	2,7			11,7	14,1			4,2	42,5	24,8
Bombinhas	15.136	SC	3,8			11,5	17,7			5,1	47,2	14,7
Botucatu	130.201	SP	3,9	0,3	3,5	8,4	8,4	4,9	3,6	2	74,1	3,2
Cabedelo	60.226	PB	1,3			6,6	6,8			1,4	66,4	17,5
Caldas novas	73.616	GO	2,1	0,8	1,3	13,4	12,8			1,6	58,6	11,5
Camacari	255.238	BA	0,3			4,2	7			2,1	59,4	27
Campina Grande	389.995	PB	3,0			5	11			4	67	10
Campina Grande do Sul	39.404	PR	2,9	0,3	2,6	19,4	18,4	13,2	5,2	4	41,1	14,2
Campinas	1.098.630	SP	4,4			19,8	15,2			1,7	45,7	13,3
Campo Grande	805.397	MS	3,9			12,4	11,1			2,2	68	2,4
Campo Largo	115.336	PR	3	0,4	2,6	18,8	18,9	12,9	6	-	42,9	16,4
Campo Magro	25.513	PR	3,8	0,3	3,5	19,6	18,6	12,1	6,5	3	38,7	16,3
Caxias do Sul	446.911	RS	2,5	0,1	2,4	13,1	15,3			2,4	46	20,7
Coari	77.305	AM	1,5			11,9	13,5	10,1	3,4	2,4	66,7	3,9
Colombo	217.443	PR	2,8			16	19,6	14,5	5,1	2,6	43,3	15,7
Contenda	16.292	PR	3,3	0,3	3	18,7	16,5	11,6	4,9	2,9	44,1	14,5
Criciúma	195.614	SC	3,3			21,1	17,1			2,1	45,2	11,2
Cururupu	32.487	MA	1,5			5,8	12			0,2	76,2	4,2
Estrela	31.105	RS	1,8			6,7	11,6	7,5	4,1	2,3	57,1	20,7
Extremoz	25.324	RN	2,3	0,1	2,2	8,7	6,1	3,2	2,9	1,3	65,5	16,1
Fazenda Rio Grande	84.514	PR	2,2	0,3	1,9	16,1	16,4	12,2	4,2	1,8	43,9	19,6
Florianópolis	433.158	SC	3,4			14,6	15,2			4,1	45,1	17,6
Fortaleza	2.500.194	CE	2,4	0,6	1,8	7,2	13,3	9,6	3,7	2	50,3	24,8
Gaspar	59.728	SC	4,8			12	17,2			4,8	33,3	27,9
Guajara mirim	42.202	RO	5,5			10	16,1			1,3	57,1	10
Hidrolândia	19.548	CE	2,1			8,2	13,2			2,5	67,9	6,1
Imbituba	40.845	SC	2,5	0,5	2	18,8	15,1	9,8	5,4	4,4	50,7	8,6
Indaíatuba	209.859	SP	2	0,5	1,5	10,3	10,7	5,6	5,1	1,9	53,7	21,4
Itabuna	205.885	BA	1,9	1,7	0,2	9	13	8,5	4,5	1,2	48,2	26,7
Itajai	188.791	SC	2,1			13,2	14,6			2,5	50,3	17,3
Itamogi	10.293	MG	2,2			6,6	11,7			1,6	67,8	10,1

Itaocara	22.884	RJ	2,1			11,7	8,8	6,7	2,1	0,6	52,5	24,4
Itapicuru	33.008	BA	1,5	0,3	1,2	16,9	17,1	14,1	3	1,6	38,1	24,8
Jaboticabal	72.305	SP	6,3	0,3	6	16,4	6	3,9	2,1	6	55,6	9,7
Joao Pessoa	742.478	PB	1,9	0,6	1,4	8,8	10,3	6,9	3,5	2,9	62,3	13,7
Juina	39.442	MT	3,4			10,8	17,4			3,6	56	8,9
Lajeado	73.201	RS	1,4			9,5	11,6	7,5	4,1	2,2	57,5	17,8
Maceio	953.393	AL	1,7			8,9	13,6	10,3	3,3	1,3	56,6	17,9
Manacapuru	86.985	AM	1,9			8,4	10,1	7,4	2,7	0,9	53,7	25
Manaus	1.861.838	AM	4,3			18,9	8,6			2,2	58,7	7,3
Mandirituba	22.927	PR	3,3	0,6	2,7	21,1	16,2	11,1	5,1	3,4	40,1	15,9
Manicoré	48.373	AM	4			17	20			2	52	5
Maringa	367.410	PR	5			17,7	13,5			3,1	52,2	8,6
Mossoro	266.758	RN	1,4	0,1	1,3	14,6	18,4	13,9	4,5	1,8	30,4	33,4
Natal	817.590	RN	2,4	0,2	2,3	11,5	6	3,4	2,6	0,7	57,3	22
Navegantes	63.764	SC	4,4			11,7	16,7			5	40,1	22,1
Palmas	242.070	TO	5,9			10,7	11,4			2,4	62,5	7,1
Parintins	103.828	AM	3,4			6	8,7	6,7	2	1,3	20,1	60,4
Parnamirim	214.199	RN	1,8	0,1	1,7	9,9	4,7	2,9	1,7	0,8	69,2	13,6
Passos	107.661	MG	2			11,8	10,5			1,8	69	4,9
Pau dos Ferros	28.197	RN	0,6			16,9	8,1	3,1	5	-	40	34,4
Pinhais	119.379	PR	2,1			18	20,2	14,7	5,5	2,3	41,8	15,6
Piraquara	96.023	PR	3,2	1,3	1,9	18,4	18	11,9	6,1	2,7	38,8	18,9
Porto Alegre	1.416.714	RS	4	0,8	3,2	11,4	12,3	5,4	7	3,4	43,8	25
Presidente Prudente	210.393	SP	5,4			21	8,9			2,6	55	7,1
Propriá	28.612	SE	1,1			7,4	10	5,3	4,7	0,8	65,3	15,3
Quatro Barras	20.409	PR	2,6	0,3	2,3	19,8	15	10,5	4,5	2,8	44,8	15,0
Rio Grande	198.842	RS	6,6			19	9,5			3,7	51,2	10
Salvador	2.710.968	BA	3,7	1,1	2,5	16,2	17,1	12	5,1	2,9	46,9	13,3
Santa Cruz	36.477	RN	3,6	0,4	3,2	3,5	13,5	6,4	7,1	0,9	25,2	53,4
Sao Carlos	226.322	SP	1,3			7,4	10,5	7,6	2,8	1,7	59,1	20,1
Sao Joao Batista	27.982	SC	3,3			18,5	14,1			4,2	34,3	25,6
Sao Jose	215.278	SC	3			14,1	20,1			3,2	41,7	17,9
Sao Jose dos Pinhais	273.255	PR	3,2			20,5	19,3	13,4	5,9	2,7	37,1	17,2
Sao Leopoldo	217.189	RS	1,5	0,4	1,1	14,6	12,3	8,5	3,8	1,7	58,7	11,2
Sao Marcos	20.276	RS	2,3	0,5	1,8	7,7	5,6			0,8	56,9	26,7
SAo Sebastiao	76.344	SP	3,3			18,5	7,9			2,8	49	18,5
Teresina	830.231	PI	3,4	0,9	2,4	15,8	20,5	11,6	8,9	2,4	45,4	12,5
Uberlandia	619.536	MG	3			7	11			3	72	4
Vitoria	333.162	ES	3,3			19,1	11,8			2,7	53,1	10,1

Fonte: IPEA, (2012)

APÊNDICE B – Variação dos preços de combustíveis por Estados brasileiros

Tabela B.1: Preços de combustíveis por estado

Estado	Gasolina (R\$)	Diferença – SP	Óleo combustível (R\$)	Diferença - SP
AL	2,89	5%	1,04	4%
AM	3,16	14%	1,15	15%
BA	2,95	7%	1,07	7%
CE	3,00	9%	1,09	9%
ES	2,94	7%	1,08	8%
GO	2,91	5%	1,06	6%
MA	2,95	7%	1,07	7%
MG	2,97	8%	1,08	8%
MT	3,03	10%	1,10	10%
PA	3,16	14%	1,15	15%
PB	2,80	1%	1,01	1%
PI	2,81	2%	1,02	2%
PR	2,89	5%	1,05	5%
RJ	3,04	10%	1,10	10%
RN	2,88	4%	1,04	4%
RO	3,09	12%	1,12	12%
RS	2,92	6%	1,06	6%
SC	2,87	4%	1,04	4%
SP	2,76	0%	1,00	0%
TO	3,00	9%	1,09	9%

Fonte: ANP (2013)

APÊNDICE C – Gráficos e tabelas da análise econômica

Figura C.1: VPL em relação às composições - cenário Combustível

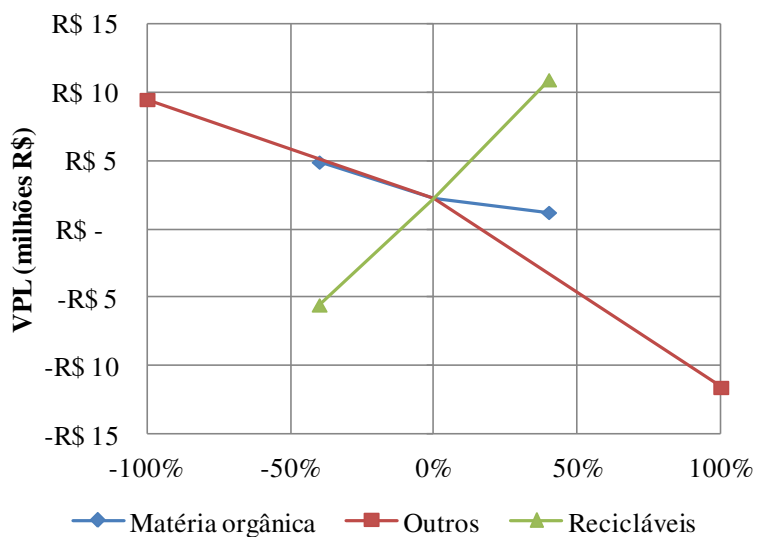


Tabela C.1: Custos, receitas e PCI - cenário Combustível

	Cenário Combustível							
	Nominal	Orgânico		Outros		Recicláveis		
		40%	-40%	100%	-100%	40%	-40%	
Investimento (milhões R\$)								
Digestão anaeróbia	40,06	50,54	28,53	34,25	42,83	34,95	44,96	
CDR	5,77	5,10	6,41	6,79	5,24	5,72	5,81	
O&M (milhões R\$/ano)								
Digestão anaeróbia	3,85	5,00	2,62	3,23	4,15	3,30	4,38	
CDR	5,41	4,79	6,03	6,75	4,74	5,19	5,63	
Receitas (milhões R\$/ano)								
Digestão anaeróbia	10,22	14,17	6,27	8,18	11,24	8,42	12,03	
CDR	7,00	4,78	9,27	6,85	7,12	8,75	5,36	
PCI CDR (GJ/t)	19,79	17,83	20,83	17,66	20,88	21,49	17,25	
VPL D.A (milhões R\$)	3,12	10,82	-3,18	-0,38	4,99	0,01	6,51	
VPL CDR (milhões R\$)	1,12	-7,53	10,05	-9,58	6,71	13,10	-10,18	

Tabela C.2: Variações da taxa de adesão à coleta seletiva – cenário eletricidade

Cenário Eletricidade			
	Taxa de adesão		
	12%	60%	72%
Investimento (milhões R\$)			
Digestão anaeróbia	25,33	37,10	39,84
Incineração	124,03	91,90	83,45
O&M (milhões R\$/ano)			
Digestão anaeróbia	2,20	3,31	3,57
Incineração	9,51	7,22	6,61
Receitas (milhões R\$/ano)			
Digestão anaeróbia	4,34	7,19	7,90
Incineração	21,61	15,00	13,35
PCI incineração (GJ/t)	12,78	12,93	13,00
Cap. D.A. (t/ano)	26910	44623	49051
Cap. Inc./CDR (t/ano)	85263	58619	51957
Soma capac. (t/ano)	112174	103242	101009

Tabela C.3: Variações da taxa de adesão à coleta seletiva - cenário Combustível

Cenário Combustível			
	Taxa de adesão		
	12%	60%	72%
Investimento (milhões R\$)			
Digestão anaeróbia	28,21	40,06	42,83
CDR	7,80	5,77	5,23
O&M (milhões R\$/ano)			
Digestão anaeróbia	2,59	3,85	4,15
CDR	7,81	5,41	4,81
Receitas (milhões R\$/ano)			
Digestão anaeróbia	6,17	10,22	11,24
CDR	10,17	7,00	6,21
PCI CDR (GJ/t)	19,85	19,79	19,77

APÊNDICE D – Inventários de ciclo de vida cenário eletricidade e combustível

Tabela D.1: Inventário cenário Eletricidade para o município de Campinas

Products	Value	Unit
Scenario Electricity Campinas	705,0748957	kWh
Avoided products		
Electricity mix/BR U	705,0748957	kWh
Carbon dioxide, in air	92,67942542	kg
Urea ammonium nitrate, as N, at regional storehouse/RER U	533,0937876	g
Diammonium phosphate, as N, at regional storehouse/RER U	307,4569059	g
Potassium chloride, as K ₂ O, at regional storehouse/RER U	435,9522529	g
Materials/fuels		
Anaerobic digestion plant, biowaste/CH/I U	6,23055E-07	p
Cogen unit 200kWe, common components for heat+electricity/RER/I U	4,0756E-06	p
Cogen unit 200kWe, components for heat only/RER/I U	4,0756E-06	p
Cogen unit 200kWe, components for electricity only/RER/I U	4,0756E-06	p
Lubricating oil, at plant/RER U	0,001711175	kg
Transport, lorry 20-28t, fleet average/CH U	13,4631311	tkm
Transport, lorry 3.5-20t, fleet average/CH U	0,950764736	tkm
Solid manure loading and spreading, by hydraulic loader and spreader/CH U	63,38431574	kg
Diesel, burned in building machine/GLO U	2,803747324	MJ
Municipal waste incineration plant/CH/I U	2,11059E-07	p
Slag compartment/CH/I U	8,97485E-08	p
Residual material landfill facility/CH/I U	1,34697E-08	p
Sodium hydroxide, 50% in H ₂ O, production mix, at plant/RER U	2,682796672	kg
Quicklime, milled, packed, at plant/CH U	0,358909736	kg
Hydrochloric acid, 30% in H ₂ O, at plant/RER U	0,004482306	kg
Iron (III) chloride, 40% in H ₂ O, at plant/CH U	0,004538794	kg
Chemicals organic, at plant/GLO U	0,000741926	kg
Chemicals inorganic, at plant/GLO U	0,007470511	kg
Cement, unspecified, at plant/CH U	2,58618803	kg
Transport, lorry 3.5-16t, fleet average/RER U	7,780596193	tkm
Ammonia, liquid, at regional storehouse/RER U	0,873439667	kg
Natural gas, burned in industrial furnace low-NO _x >100kW/RER U	85,17984461	MJ
Titanium dioxide, production mix, at plant/RER U	0,025002094	kg

Chromium oxide, flakes, at plant/RER U	0,000510247	kg
Emissions to air		
Carbon monoxide, biogenic	0,189848919	kg
Carbon monoxide, fossil	0,029138994	kg
Carbon dioxide, biogenic	908,4467254	kg
Carbon dioxide, fossil	136,5038143	kg
Methane, biogenic	1,347980378	kg
Methane, fossil	0,000834309	kg
Sulfur dioxide	0,021136846	kg
Hydrogen sulfide	0,038162116	kg
Nitrogen dioxide	0,550833124	kg
Ammonia	0,063406743	kg
Dinitrogen monoxide	0,090259024	kg
Cyanide	0,015581679	kg
Phosphorus	0,001175813	kg
Boron	0,000190218	kg
Hydrogen chloride	2,24914E-05	kg
Bromine	2,78639E-06	kg
Hydrogen fluoride	1,71819E-05	kg
Iodine	4,18791E-11	kg
Arsenic	4,64091E-12	kg
Barium	6,63748E-06	kg
Cadmium	8,29863E-09	kg
Cobalt	2,45744E-11	kg
Chromium	3,90322E-10	kg
Copper	4,29825E-08	kg
Mercury	2,21545E-12	kg
Manganese	6,79842E-11	kg
Molybdenum	1,06784E-06	kg
Nickel	6,03556E-11	kg
Lead	1,14975E-06	kg
Antimony	0	kg
Selenium	8,65927E-13	kg
Tin	1,64195E-06	kg
Vanadium	4,64172E-08	kg
Zinc	3,99261E-07	kg
Silicon	0,014408161	kg
Iron	4,78906E-06	kg
Calcium	0,009401675	kg

Aluminium	0,002417074	kg
Potassium	0,002268747	kg
Magnesium	0,001471566	kg
Sodium	0,009123584	kg
Heat, waste	8260,281204	MJ
Nitrogen oxides	0,009627391	kg
NMVOOC, non-methane volatile organic compounds, unspecified origin	0,001283652	kg
Platinum	4,49278E-09	kg

Emissions to water

BOD5, Biological Oxygen Demand	0,009100317	kg
COD, Chemical Oxygen Demand	0,016253287	kg
TOC, Total Organic Carbon	0,006666504	kg
DOC, Dissolved Organic Carbon	0,006666504	kg
Sulfate	0,877082581	kg
Nitrate	0,221453254	kg
Phosphate	0,000230988	kg
Boron	0,000247916	kg
Chloride	2,012129834	kg
Bromine	0,000765455	kg
Fluoride	0,002509464	kg
Iodide	3,87824E-06	kg
Arsenic, ion	0,000205123	kg
Barium	9,12673E-07	kg
Cadmium, ion	1,07436E-07	kg
Cobalt	1,32406E-07	kg
Chromium VI	0,000172693	kg
Copper, ion	9,78394E-06	kg
Mercury	6,85972E-07	kg
Manganese	3,18742E-06	kg
Molybdenum	9,11899E-05	kg
Nickel, ion	1,42742E-05	kg
Lead	1,00573E-06	kg
Antimony	2,86928E-06	kg
Selenium	5,60814E-05	kg
Tin, ion	2,63062E-07	kg
Vanadium, ion	2,5604E-06	kg
Zinc, ion	4,61954E-06	kg
Silicon	0,001334599	kg
Iron, ion	0,000118263	kg

Calcium, ion	0,021319895	kg
Aluminium	0,000197694	kg
Potassium, ion	0,130489565	kg
Magnesium	0,003741154	kg
Sodium, ion	0,209643605	kg
Chromium, ion	1,68242E-05	kg
Heat, waste	1731,539319	MJ
BOD5, Biological Oxygen Demand	1,962923086	kg
COD, Chemical Oxygen Demand	6,00103011	kg
TOC, Total Organic Carbon	2,374622394	kg
DOC, Dissolved Organic Carbon	2,374622394	kg
Sulfate	4,550687976	kg
Nitrate	0,621936024	kg
Phosphate	0,138361555	kg
Boron	0,001044785	kg
Chloride	0,053196419	kg
Bromine	0,000162414	kg
Fluoride	0,029120749	kg
Iodide	3,24392E-14	kg
Arsenic, ion	0,000249869	kg
Barium	0,005892679	kg
Cadmium, ion	7,74543E-05	kg
Cobalt	0,000677656	kg
Chromium VI	0,000717917	kg
Copper, ion	0,279691128	kg
Mercury	3,33747E-06	kg
Manganese	0,059377035	kg
Molybdenum	0,000441653	kg
Nickel, ion	0,022570687	kg
Lead	0,01003532	kg
Antimony	0,00061572	kg
Selenium	0,000115771	kg
Tin, ion	0,014121781	kg
Vanadium, ion	0,000574695	kg
Zinc, ion	0,004618537	kg
Silicon	0,542780389	kg
Iron, ion	4,367704353	kg
Calcium, ion	4,907920111	kg
Aluminium	5,431669867	kg
Potassium, ion	0,619753917	kg

Magnesium	0,986521857	kg
Sodium, ion	0,75092955	kg
Emissions to soil		
Phosphorus	0,176013026	kg
Boron	0,00158879	kg
Chloride	0,623054961	kg
Bromine	0,000934582	kg
Fluoride	0,031152748	kg
Arsenic	0,000311527	kg
Cadmium	2,14954E-05	kg
Cobalt	0,000778819	kg
Chromium	0,00124611	kg
Copper	0,002803747	kg
Iodide	8,56701E-06	kg
Mercury	1,09035E-05	kg
Manganese	0,000669784	kg
Molybdenum	6,23055E-05	kg
Nickel	0,000844239	kg
Nitrogen	0,573210564	kg
Lead	0,002897206	kg
Selenium	7,78819E-05	kg
Sulfur	0,23364561	kg
Tin	0,00124611	kg
Vanadium	0,000467291	kg
Zinc	0,00906545	kg
Silicon	6,230549608	kg
Iron	0,093458244	kg
Calcium	3,395649536	kg
Aluminium	1,557637402	kg
Potassium	0,545173091	kg
Magnesium	0,439253747	kg
Sodium	0,23364561	kg
Waste to treatment		
Process-specific burdens, municipal waste incineration/CH U	844,2362598	kg
Process-specific burdens, slag compartment/CH U	50,48352589	kg
Process-specific burdens, residual material landfill/CH U	6,465470076	kg
Disposal, cement, hydrated, 0% water, to residual material landfill/CH U	6,465470076	kg
Disposal, inert material, 0% water, to sanitary landfill/CH U	11,53804329	kg

Tabela D.2: Inventário cenário Combustível para o município de Campinas

Products	Value	Units
Scenario Fuel Campinas	3,098904405	GJ
Avoided products		
Heavy fuel oil, burned in industrial furnace 1MW, non-modulating/CTBE BR	2,516110272	GJ
Operation, passenger car, petrol, with 22% anhydrous ethanol, BR	147,1161986	km
Urea, as N, at regional storehouse/RER U	533,0937876	g
Diammonium phosphate, as P2O5, at regional storehouse/RER U	307,4569059	g
Potassium chloride, as K2O, at regional storehouse/RER U	435,9522529	g
Resources		
Carbon dioxide, in air	92,67942542	kg
Materials/fuels		
Transport, lorry 16-32t, EURO3/RER U	34,17134191	tkm
Slag compartment/CH/I U	1,70952E-08	p
Residual material landfill facility/CH/I U	2,5657E-09	p
Municipal waste incineration plant/CH/I U	4,02024E-08	p
Facilities, chemical production/RER/I U	6,90624E-10	kg
Natural gas service station/CH/I U	1,11391E-06	p
Anaerobic digestion plant, biowaste/CH/I U	6,23055E-07	p
Transport, lorry 20-28t, fleet average/CH U	11,00127106	tkm
Solid manure loading and spreading, by hydraulic loader and spreader/CH U	63,38431574	kg
Transport, lorry 3.5-20t, fleet average/CH U	0,950764736	tkm
Diesel, burned in building machine/GLO U	2,803747324	MJ
Operation, passenger car, methane, 96 vol-%, from biogas/CH S	241,7184088	km
Sodium hydroxide, 50% in H2O, production mix, at plant/RER U	0,511016882	kg
Quicklime, milled, packed, at plant/CH U	0,068364828	kg
Hydrochloric acid, 30% in H2O, at plant/RER U	0,000853786	kg
Iron (III) chloride, 40% in H2O, at plant/CH U	0,000864546	kg
Chemicals organic, at plant/GLO U	0,000141321	kg
Chemicals inorganic, at plant/GLO U	0,001422977	kg
Cement, unspecified, at plant/CH U	0,492614948	kg
Transport, lorry 3.5-16t, fleet average/RER U	1,482041501	tkm
Ammonia, liquid, at regional storehouse/RER U	0,166372062	kg
Natural gas, burned in industrial furnace low-NOx >100kW/RER U	16,22498606	MJ
Titanium dioxide, production mix, at plant/RER U	0,004762378	kg
Chromium oxide, flakes, at plant/RER U	9,71914E-05	kg
Electricity/heat		

Electricity mix, Brazil, 2011/CTBE BR U S	27,28394386	kWh
Heat, natural gas, at boiler condensing modulating >100kW/RER U	92,52366168	MJ

Emissions to air

Methane, biogenic	1,713812557	kg
Dinitrogen monoxide	0,029471008	kg
Hydrogen sulfide	0,038222373	kg
Heat, waste	1622,64712	MJ
Carbon dioxide, biogenic	266,6777162	kg
Ammonia	0,052301647	kg
Sulfur dioxide	0,015737436	kg
Carbon monoxide, biogenic	0,030294049	kg
Carbon monoxide, fossil	0,005550371	kg
Carbon dioxide, fossil	26,00113318	kg
Methane, fossil	0,000158918	kg
Nitrogen dioxide	0,104922236	kg
Cyanide	0,002967985	kg
Phosphorus	0,000223968	kg
Boron	3,62325E-05	kg
Hydrogen chloride	4,28414E-06	kg
Bromine	5,3075E-07	kg
Hydrogen fluoride	3,2728E-06	kg
Iodine	7,9771E-12	kg
Arsenic	8,83997E-13	kg
Barium	1,2643E-06	kg
Cadmium	1,58072E-09	kg
Cobalt	4,68092E-12	kg
Chromium	7,43482E-11	kg
Copper	8,18728E-09	kg
Mercury	4,21997E-13	kg
Manganese	1,29496E-11	kg
Molybdenum	2,03401E-07	kg
Nickel	1,14965E-11	kg
Lead	2,19004E-07	kg
Antimony	0	kg
Selenium	1,64941E-13	kg
Tin	3,12757E-07	kg
Vanadium	8,8415E-09	kg
Zinc	7,6051E-08	kg
Silicon	0,002744455	kg

Iron	9,12217E-07	kg
Calcium	0,001790823	kg
Aluminium	0,000460402	kg
Potassium	0,000432149	kg
Magnesium	0,000280303	kg
Sodium	0,001737853	kg
Emissions to water		
BOD5, Biological Oxygen Demand	0,001733421	kg
COD, Chemical Oxygen Demand	0,003095913	kg
TOC, Total Organic Carbon	0,00126983	kg
DOC, Dissolved Organic Carbon	0,00126983	kg
Sulfate	0,167065962	kg
Nitrate	0,042182232	kg
Phosphate	4,39983E-05	kg
Boron	4,72228E-05	kg
Chloride	0,452316101	kg
Bromine	0,000145803	kg
Fluoride	0,000478001	kg
Iodide	7,38724E-07	kg
Arsenic, ion	3,90716E-05	kg
Barium	1,73845E-07	kg
Cadmium, ion	2,04644E-08	kg
Cobalt	2,52206E-08	kg
Chromium VI	3,28944E-05	kg
Copper, ion	1,86364E-06	kg
Mercury	1,30663E-07	kg
Manganese	6,07138E-07	kg
Molybdenum	1,73698E-05	kg
Nickel, ion	2,71894E-06	kg
Lead	1,9157E-07	kg
Antimony	5,46539E-07	kg
Selenium	1,06823E-05	kg
Tin, ion	5,01079E-08	kg
Vanadium, ion	4,87703E-07	kg
Zinc, ion	8,79926E-07	kg
Silicon	0,000254213	kg
Iron, ion	2,25267E-05	kg
Calcium, ion	0,004060996	kg
Aluminium	3,76567E-05	kg

Potassium, ion	0,024855544	kg
Magnesium	0,000712612	kg
Sodium, ion	0,03993274	kg
Chromium, ion	3,20466E-06	kg
Heat, waste	329,8221713	MJ
BOD5, Biological Oxygen Demand	0,373895959	kg
COD, Chemical Oxygen Demand	1,143071232	kg
TOC, Total Organic Carbon	0,452316101	kg
DOC, Dissolved Organic Carbon	0,452316101	kg
Sulfate	0,866811266	kg
Nitrate	0,118465857	kg
Phosphate	0,026354994	kg
Boron	0,00019901	kg
Chloride	0,01013281	kg
Bromine	3,09365E-05	kg
Fluoride	0,005546896	kg
Iodide	6,179E-15	kg
Arsenic, ion	4,75948E-05	kg
Barium	0,001122433	kg
Cadmium, ion	1,47534E-05	kg
Cobalt	0,000129079	kg
Chromium VI	0,000136748	kg
Copper, ion	0,053275334	kg
Mercury	6,35719E-07	kg
Manganese	0,011310088	kg
Molybdenum	8,41258E-05	kg
Nickel, ion	0,004299246	kg
Lead	0,001911519	kg
Antimony	0,000117282	kg
Selenium	2,2052E-05	kg
Tin, ion	0,002689905	kg
Vanadium, ion	0,000109467	kg
Zinc, ion	0,000879735	kg
Silicon	0,103388358	kg
Iron, ion	0,831956698	kg
Calcium, ion	0,934856547	kg
Aluminium	1,034619965	kg
Potassium, ion	0,118050211	kg
Magnesium	0,187911864	kg
Sodium, ion	0,143036437	kg

Emissions to soil

Phosphorus	0,176013026	kg
Boron	0,00158879	kg
Chloride	0,623054961	kg
Bromine	0,000934582	kg
Fluoride	0,031152748	kg
Arsenic	0,000311527	kg
Cadmium	2,14954E-05	kg
Cobalt	0,000778819	kg
Chromium	0,00124611	kg
Copper	0,002803747	kg
Iodide	8,56701E-06	kg
Mercury	1,09035E-05	kg
Manganese	0,000669784	kg
Molybdenum	6,23055E-05	kg
Nickel	0,000844239	kg
Nitrogen	0,573210564	kg
Lead	0,002897206	kg
Selenium	7,78819E-05	kg
Sulfur	0,23364561	kg
Tin	0,00124611	kg
Vanadium	0,000467291	kg
Zinc	0,00906545	kg
Silicon	6,230549608	kg
Iron	0,093458244	kg
Calcium	3,395649536	kg
Aluminium	1,557637402	kg
Potassium	0,545173091	kg
Magnesium	0,439253747	kg
Sodium	0,23364561	kg

Waste to treatment

Process-specific burdens, municipal waste incineration/CH U	160,8094216	kg
Process-specific burdens, slag compartment/CH U	9,616060085	kg
Process-specific burdens, residual material landfill/CH U	1,23153737	kg
Disposal, cement, hydrated, 0% water, to residual material landfill/CH U	1,23153737	kg
Disposal, municipal solid waste, 22.9% water, to sanitary landfill/CH U	683,4268382	kg
Process-specific burdens, sanitary landfill/CH U	683,4268382	kg
Disposal, inert material, 0% water, to sanitary landfill/CH U	11,53804329	kg
