



AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA NA GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS
ORGÂNICOS NO PORTO DO RIO DE JANEIRO

Rayane de Lima Moura Paiva

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, COPPE, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil.

Orientador (es): Cláudio Fernando Mahler
Anna Karin Elisabeth Bernstad
Saraiva Schott

Rio de Janeiro
Outubro de 2016

AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA NA GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS
ORGÂNICOS NO PORTO DO RIO DE JANEIRO

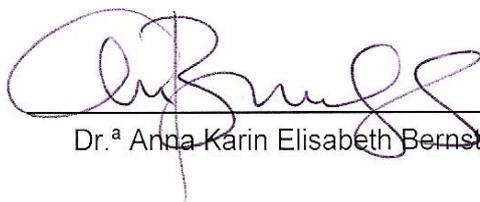
Rayane de Lima Moura Paiva

DISSERTAÇÃO SUBMETIDA AO CORPO DOCENTE DO INSTITUTO ALBERTO LUIZ
COIMBRA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA DE ENGENHARIA (COPPE) DA
UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO COMO PARTE DOS REQUISITOS
NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE EM CIÊNCIAS EM
ENGENHARIA CIVIL.

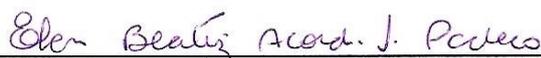
Examinada por:



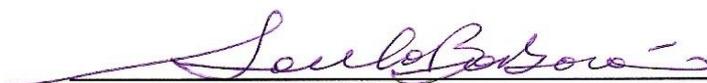
Prof. Cláudio Fernando Mahler, D.Sc.



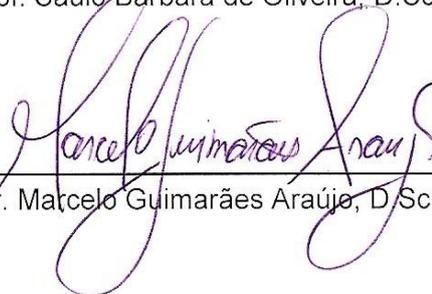
Dr.^a Anna Karin Elisabeth Bernstad Saraiva Schott, Ph.D.



Prof.^a Elen Beatriz Acordi Vasques Pacheco, D.Sc.



Prof. Saulo Barbará de Oliveira, D.Sc.



Dr. Marcelo Guimarães Araújo, D.Sc.

RIO DE JANEIRO - BRASIL

OUTUBRO DE 2016

Paiva, Rayane de Lima Moura

Avaliação de Ciclo de Vida na Gestão de Resíduos Sólidos Orgânicos no porto do Rio de Janeiro/ Rayane de Lima Moura Paiva. – Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2016.

XV, 153 p.: il.; 29,7 cm

Orientador (es): Cláudio Fernando Mahler

Anna Karin Elisabeth Bernstad
Saraiva Schott

Dissertação (mestrado) – UFRJ/ COPPE/ Programa de Engenharia Civil, 2016.

Referências Bibliográficas: p. 112 - 129.

1. Avaliação do ciclo de vida. 2. Porto do Rio de Janeiro 3. Resíduos Sólidos I. Mahler, Cláudio Fernando, *et al.* II. Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, Programa de Engenharia Civil. III. Título.

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho à minha família e em especial ao meu querido primo Nathan Moura que mesmo ausente permanecerá eternamente em meu coração.

AGRADECIMENTOS

Inicialmente, agradeço a Deus por seu amor incondicional e por todas as oportunidades que me foram concedidas ao longo destes anos além da força nos momentos de dificuldade – que não foram poucos, mas serviram para reflexão e para o amadurecimento pessoal.

Aos meus pais Valter Paiva e Ilma Paiva pelo apoio para a realização desta conquista pessoal e profissional. A minha família que nunca permitiu que eu desanimasse frente aos problemas e obstáculos, me apoiando e auxiliando.

Ao meu namorado Césio Santos pelo apoio, compreensão, carinho e atenção empenhada para que eu pudesse vencer mais esta etapa.

Aos meus orientadores, Prof. Cláudio Fernando Mahler e Dr.^a Anna Karin Elisabeth Bernstad Saraiva Schott, pela confiança em mim depositada e por todas as contribuições e dedicação, fundamentais para a realização deste trabalho.

Aos Professores Saulo Barbará de Oliveira, Elen Beatriz Acordi Vasques Pacheco e ao Dr. Marcelo Guimarães Araújo, pelo aceite ao convite para composição da banca examinadora desta Dissertação.

Ao Instituto Virtual Internacional de Mudanças Globais (IVIG) da COPPE/UFRJ pela oportunidade de trabalho/aprendizado e a todos os integrantes desta equipe pelo apoio, amizade e bons momentos na convivência do dia a dia. A Secretaria de Portos da Presidência da República (SEP/PR), pelo apoio, proporcionando o acesso a muitos dos dados deste trabalho.

Aos terminais 1 e 2 do Porto do Rio de Janeiro, a CTR Nova Iguaçu e a empresa VideVerde Compostagem por terem disponibilizado informações para a execução deste trabalho.

Estendo meu agradecimento a todo corpo docente, aos funcionários e aos amigos que fiz no período de disciplinas do Programa de Engenharia Civil (PEC) da COPPE/UFRJ que de alguma forma contribuíram para minha formação.

À CAPES pelo auxílio financeiro concedido através da bolsa de estudo.

Resumo da Dissertação apresentada à COPPE/UFRJ como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Mestre em Ciências (M.Sc.)

AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA NA GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS NO PORTO DO RIO DE JANEIRO

Rayane de Lima Moura Paiva

Outubro/2016

Orientador (es): Cláudio Fernando Mahler

Anna Karin Elisabeth Bernstad Saraiva Schott

Programa: Engenharia Civil

Este estudo compreende um diagnóstico da Gestão de Resíduos Sólidos Orgânicos (RSO) dos terminais 1 e 2 do porto do Rio de Janeiro, visando apoiar a decisão na escolha de cenários. Para isso utilizou-se a Avaliação do Ciclo de Vida com o software *EASETECH* no qual todas as entradas foram identificadas e quantificadas. Os potenciais de impacto foram: Aquecimento Global (PAG), Formação de Oxidantes Fotoquímicos (PFOF), Acidificação Terrestre (PAT), Eutrofização (PE), Depleção da Camada de Ozônio (PDCO) e Formação de Material Particulado (PFMP). Foram utilizados dados dos RSO, oriundos dos restaurantes e do sistema de poda, visando a comparação de três cenários: Cenário Atual (aterro sanitário sem recuperação energética, com queima de gases gerados em *Flares* e compostagem); o Cenário Alternativo 1 (aterro sanitário sem recuperação energética e queima em *Flares*) e o Cenário Alternativo 2 (tratamento por digestão anaeróbia e compostagem). O Cenário Atual apresentou o menor índice de contribuição apenas para o PFOF. O Cenário Alternativo 1 apresentou os maiores índices de impactos ambientais negativos para todas as categorias, sendo que a etapa de coleta/transporte não se destacou apenas para o PAG. O cenário Alternativo 2 forneceu os menores índices para as cinco categorias de impactos. Devido à inexistência de dados específicos brasileiros foi realizada uma análise de sensibilidade verificando-se que apenas as etapas de transporte e emissões fugitivas para o Cenário Alternativo 2 resultaram em alterações significativas.

Abstract of Dissertation presented to COPPE/UFRJ as a partial fulfillment of the requirements for the degree of Master of Science (M.Sc.).

LIFE CYCLE ASSESSMENT IN ORGANIC SOLID WASTE MANAGEMENT IN
PORT OF RIO DE JANEIRO

Rayane de Lima Moura Paiva

October/2016

Advisors: Cláudio Fernando Mahler

Anna Karin Elisabeth Bernstad Saraiva Schott

Department: Civil Engineering

This study comprises a diagnosis of Organic Solid Waste (OSW) Management of terminals 1 and 2 of the port of Rio de Janeiro, to support a decision on the choice of scenarios. For this purpose, a Life Cycle Assessment was used with the EASETECH software, in which all inputs were identified and quantified. The impacts were: Global Warming (GW), Photochemical Oxidants Formation (POF), Terrestrial Acidification (TA), Eutrophication (EP), Ozone Depletion (OD) and Formation of Particulate Material (FPM). Data from the OSW, from the restaurants and the pruning system, were used to compare three scenarios: Current Scenario (sanitary landfill without energy recovery, with burning of gases generated in flares and composting); Alternative Scenario 1 (landfill without energy recovery and flares burning) and Alternative Scenario 2 (treatment by anaerobic digestion and composting). The Current Scenario presents the lowest contribution indices only for the POF. Alternative Scenario 1 showed the highest negative environmental impact indices for all categories, and the collection/transportation did not stand out only for the PAG. Alternative scenario 2 provided the lowest indices for five categories of impacts. Due to the lack of specific Brazilian data, a sensitivity analysis was performed, verifying that only the transport and leakage emissions stages for Alternative Scenario 2 resulted in significant emissions.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	1
1.1	Estrutura da dissertação.....	2
2	SETOR PORTUÁRIO BRASILEIRO	3
2.1	Histórico dos Portos Brasileiros	3
2.2	Sistema Portuário Nacional	6
2.3	Gestão Ambiental Portuária.....	9
2.4	Porto do Rio de Janeiro	10
3	RESÍDUOS SÓLIDOS PORTUÁRIOS	13
3.1	Sistemas Declaratórios de Resíduos Sólidos	14
3.1.1	Inventário de Resíduos	14
3.1.2	Manifesto de Resíduos e outros Documentos de Controle.....	15
4	OPÇÕES PARA O TRATAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS	17
4.1	Reciclagem	17
4.2	Compostagem	19
4.2.1	Fatores que influenciam no processo de compostagem.....	20
4.2.2	Tecnologias de compostagem	23
4.3	Digestão Anaeróbia (DA).....	25
4.3.1	Etapas da digestão anaeróbia.....	25
4.3.2	Fatores que influenciam na digestão anaeróbia	27
4.3.3	Tecnologias de digestão anaeróbia.....	29
4.4	Incineração	30
4.5	Aterros Sanitários	34
4.5.1	Aproveitamento Energético em Aterro Sanitário.....	37
5	AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA (ACV)	40
5.1	Contextualização Histórica	40

5.1.1	ACV no Brasil.....	42
5.2	Metodologia de ACV	44
5.2.1	Definição do Objetivo e Escopo	45
5.2.2	Inventário do Ciclo de Vida - ICV	47
5.2.3	Avaliação dos Impactos Ambientais do Ciclo de Vida - AICV	50
5.2.4	Interpretação dos Resultados	54
5.3	Softwares e Banco de Dados disponíveis para ACV	56
5.3.1	O Software EASETECH.....	59
5.4	ACV Aplicada ao Sistemas de Gerenciamento de Resíduos Sólidos Orgânicos	62
6	METODOLOGIA DA PESQUISA	66
6.1	Etapa Inicial	68
6.1.1	Delimitação da Unidade de Estudo	68
6.1.2	Definição de Objetivos da ACV	70
6.2	Definição de Escopo	70
6.2.1	Unidade Funcional	70
6.2.2	Diagrama de Fluxos e Fronteiras do Sistema.....	70
6.2.3	Categorias de Impacto	71
6.3	Inventário do Ciclo de Vida (ICV).....	72
6.3.1	Obtenção dos Dados	72
6.3.2	Tipologia e Geração dos Resíduos Sólidos.....	73
6.3.3	Sistema de Segregação e Coleta dos RSO	74
6.3.4	Dados sobre a CTR de Nova Iguaçu.....	76
6.3.4.1	O tratamento do lixiviado	78
6.3.4.2	A geração do biogás.....	81
6.3.5	Dados sobre o Processo de Compostagem	83
6.3.6	Dados sobre a Digestão Anaeróbia.....	84
6.3.7	Compostos Orgânicos e Biofertilizantes.....	85

6.3.8	Matriz Energética Brasileira	87
6.4	Simulação de cenários para a ACV	88
6.4.1	Cenário Atual	88
6.4.2	Cenário Alternativo 1	89
6.4.3	Cenário Alternativo 2.....	90
7	RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	92
7.1	Avaliação dos Impactos do Ciclo de Vida (AICV)	92
7.1.1	Potencial de Aquecimento Global - PAG	92
7.1.2	Potencial de Formação de Oxidantes Fotoquímicos - PFOF	94
7.1.3	Potencial de Acidificação Terrestre - PAT	95
7.1.4	Potencial de Eutrofização - PE.....	97
7.1.5	Potencial de Depleção da Camada de Ozônio - PDCO.....	98
7.1.6	Potencial de Formação de Material Particulado - PFMP	100
7.2	Análise de Sensibilidade.....	101
8	CONCLUSÕES.....	109
9	RECOMENDAÇÕES	111
10	REFERÊNCIAS	112
	APÊNDICE A – FLUXOGRAMAS DOS CENÁRIOS ANALISADOS ELABORADOS NO SOFTWARE EASETECH.....	130
	APÊNDICE B – RESUMO DO INVENTÁRIO DE CICLO DE VIDA (ICV)...	133
	APÊNDICE C – RESULTADOS DA AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS DO CICLO DE VIDA (AICV)	138
	APÊNDICE D – RESULTADOS DA ANÁLISE DE SENSIBILIDADE.....	141

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Portos Brasileiros vinculados à SEP/PR.....	8
Figura 2. Localização geográfica do Porto do Rio de Janeiro a) vista superior; b) mapa localizando o porto na Cidade do Rio de Janeiro; c) Mapa localizando o porto no Brasil.	11
Figura 3. Movimentação por natureza de carga (2011 – 2013).....	12
Figura 4. Modelo de Manifesto de Resíduos (INEA – RJ).....	16
Figura 5. Sequências metabólicas e grupos microbianos envolvidos nas etapas de digestão anaeróbia.....	26
Figura 6. Esquema de uma planta de incineração e os elementos que a compõe..	30
Figura 7. Esquema de um aterro sanitário.....	35
Figura 8. Estrutura da Avaliação do Ciclo de Vida.....	45
Figura 9. Dimensões da Avaliação do Ciclo de Vida.....	46
Figura 10. Fluxo de entradas e saídas em sistema de produto.....	48
Figura 11. Etapas operacionais para Análise de Inventário de Ciclo de Vida	49
Figura 12. Interação dos elementos da fase de interpretação com as outras fases da ACV	55
Figura 13. Desenvolvimento histórico dos softwares de ACV pela Universidade Técnica da Dinamarca.	59
Figura 14. Exemplo de composição de material calculado na camada de fluxo do <i>EASETECH</i>	60
Figura 15. As interações entre os diferentes catálogos de dados.....	61
Figura 16. Metodologia de aplicação da ACV.....	67
Figura 17. Imagem do Porto do Rio de Janeiro - terminais.....	68
Figura 18. Cenário atual do Gerenciamento de Resíduos Sólidos dos terminais 1 e 2 em 2013.....	69
Figura 19. Limites e fronteiras do Sistema de estudo da ACV.....	71
Figura 20. Geração mensal de resíduos sólidos orgânicos dos terminais 1 e 2 em 2013.....	73
Figura 21. Central de resíduos sólidos do terminal.....	75

Figura 22. Baía de Armazenamento dos Resíduos Orgânicos de Restaurante.....	75
Figura 23. Periodicidade de coleta dos Resíduos Orgânicos em 2013.	76
Figura 24. Imagem da Central de Tratamentos de Nova Iguaçu.....	77
Figura 25. Chuvas médias anuais na Bacia da Baía de Guanabara e entorno.	78
Figura 26. Planta esquemática da rede de drenagem de base do aterro.....	80
Figura 27. Sistemas de drenagens em camadas.....	82
Figura 28. Modelo de leiras revolvidas (sistema <i>windrow</i>).....	83
Figura 29. Fluxograma do cenário atual elaborado no <i>EASETECH</i>	89
Figura 30. Fluxograma do cenário alternativo 1 elaborado no <i>EASETECH</i>	90
Figura 31. Fluxograma do cenário alternativo 2 elaborado no <i>EASETECH</i>	91
Figura 32. Contribuição dos cenários analisados para o potencial de aquecimento global.	92
Figura 33. Contribuição dos cenários analisados para a formação de oxidantes fotoquímicos.....	94
Figura 34. Contribuição dos cenários analisados para o potencial de acidificação terrestre.....	95
Figura 35. Contribuição dos cenários analisados para o potencial de eutrofização.	97
Figura 36. Contribuição dos cenários analisados para o potencial de depleção da camada de ozônio.	99
Figura 37. Contribuição dos cenários analisados para o potencial de formação de material particulado.	100
Figura 38. Análise de sensibilidade para o Potencial de Aquecimento Global: (A) Cenário Atual, (B) Cenário Alternativo 1, (C) Cenário Alternativo 2.	103
Figura 39. Análise de sensibilidade para a Formação de Oxidantes Fotoquímicos: (A) Cenário Atual, (B) Cenário Alternativo 1, (C) Cenário Alternativo 2.	104
Figura 40. Análise de sensibilidade para a Acidificação: (A) Cenário Atual, (B) Cenário Alternativo 1, (C) Cenário Alternativo 2.	105
Figura 41. Análise de sensibilidade para a Eutrofização: (A) Cenário Atual, (B) Cenário Alternativo 1, (C) Cenário Alternativo 2.	106

Figura 42. Análise de sensibilidade para a Depleção da Camada de Ozônio: (A) Cenário Atual, (B) Cenário Alternativo 1, (C) Cenário Alternativo 2.	107
Figura 43. Análise de sensibilidade para Formação de Material Particulado: (A) Cenário Atual, (B) Cenário Alternativo 1, (C) Cenário Alternativo 2.	108
Figura 44. Fluxograma do cenário atual elaborado no <i>EASETECH</i>	130
Figura 45. Fluxograma do cenário alternativo 1 elaborado no <i>EASETECH</i>	131
Figura 46. Fluxograma do cenário alternativo 2 elaborado no <i>EASETECH</i>	132

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1. Parâmetros de projeto para câmaras fluidizadas borbulhantes e câmaras fluidizadas circulantes	32
Tabela 2. Total de Resíduos Sólidos Orgânicos mensurados para o ano de 2013.	74
Tabela 3. Variação da composição típica do lixiviado para aterros brasileiros...	79
Tabela 4. Taxas de degradação das diferentes frações de material.....	81
Tabela 5. Taxa de oxidação de gases da CTR-NI (PAIVA, 2016).	82
Tabela 6. Dados sobre emissões atmosféricas do processo de compostagem.....	84
Tabela 7. Padrão de referência para fertilizantes orgânicos Classe C.	86
Tabela 8. Teor de nutrientes de compostos orgânicos.....	86
Tabela 9. Oferta brasileira de energia elétrica por fonte.....	87
Tabela 10. Cenário atual dados do transporte dos Resíduos Sólidos Orgânicos. ...	89
Tabela 11. Cenário alternativo 1 dados do transporte dos Resíduos Sólidos Orgânicos.....	90
Tabela 12. Cenário alternativo 2 dados do transporte dos Resíduos Sólidos Orgânicos.....	91
Tabela 13. Processos da análise de sensibilidade.....	102
Tabela 14. Dados de entrada no software <i>EASETECH</i> para a tecnologia da CTR-NI	133
Tabela 15. Dados de entrada no software <i>EASETECH</i> para a tecnologia de Compostagem.....	135
Tabela 16. Dados de entrada no software <i>EASETECH</i> para a tecnologia de DA..	136
Tabela 17. Impactos potenciais por processos do Cenário Atual	138
Tabela 18. Impactos potenciais por processos do Cenário Alternativo 1.....	139
Tabela 19. Impactos potenciais por processos do Cenário Alternativo 2.....	140
Tabela 20. Análise de sensibilidade por processos do Cenário Atual (A1).....	141
Tabela 21. Análise de sensibilidade por processos do Cenário Alternativo 1 (B1)	142
Tabela 22. Análise de sensibilidade por processos do Cenário Atual (A2).....	143
Tabela 23. Análise de sensibilidade por processos do Cenário Alternativo 1 (B2)	144

Tabela 24. Análise de sensibilidade por processos do Cenário Atual (A3).....	145
Tabela 25. Análise de sensibilidade por processos do Cenário Alternativo 1 (B3)	146
Tabela 26. Análise de sensibilidade por processos do Cenário Atual (A4).....	147
Tabela 27. Análise de sensibilidade por processos do Cenário Alternativo 1 (B4)	148
Tabela 28. Análise de sensibilidade por processos do Cenário Alternativo 2 (C1)	149
Tabela 29. Análise de sensibilidade por processos do Cenário Alternativo 2 (C2)	150
Tabela 30. Análise de sensibilidade por processos do Cenário Alternativo 2 (C3)	151
Tabela 31. Análise de sensibilidade por processos do Cenário Alternativo 2 (C4)	152
Tabela 32. Análise de sensibilidade por processos do Cenário Alternativo 2 (C5)	153

ÍNDICE DE QUADROS

Quadro 1. Instalações portuárias conforme Lei 12.812 (2013)	7
Quadro 2. Estrutura do mercado de sucatas no Brasil.....	18
Quadro 3. Principais características, vantagens e desvantagens dos diferentes sistemas de compostagem.....	24
Quadro 4. Principais características, vantagens e desvantagens dos modelos de digestão anaeróbia.....	29
Quadro 5. Elementos obrigatórios de uma Avaliação dos Impactos do Ciclo de Vida.	51
Quadro 6. Softwares de Avaliação do Ciclo de Vida.....	56
Quadro 7. Principais bancos de dados.	58
Quadro 8. Categorias de impactos ambientais do estudo.....	72

ÍNDICE DE ABREVIATURAS

ABRELPE	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ACV	Avaliação de Ciclo de Vida
AICV	Avaliação de Impactos de Ciclo de Vida
ANTAQ	Agência Nacional de Transportes Aquaviários
BEN	Balanço Energético Nacional
BFB	<i>Bubbling Fluidized Bed</i>
BNDES	Banco Nacional do Desenvolvimento Econômico e Social
C/N	Relação Carbono Nitrogênio
CFB	<i>Circulating Fluidized Bed</i>
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CTC	Capacidade de Troca Catiônica
CTR	Central de Tratamento de Resíduos
DA	Digestão Anaeróbia
DTU	Universidade Técnica da Dinamarca
EMPA	<i>Swiss Federal Laboratories for Testing and Research</i>
EPE	Empresa de Pesquisa Energética
ETE	Estação de Tratamento de Efluentes
GEE	Gases de Efeito Estufa
GDL	Gás de Lixo
GRS	Gerenciamento de Resíduos Sólidos
IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IBICT	Instituto Brasileiro de informação em Ciência e Tecnologia
ICV	Avaliação de Inventário de Ciclo de Vida
ILCD	<i>International Reference Life Cycle Data System</i>
INEA	Instituto Estadual do Ambiente

IPCC	<i>Intergovernmental Panel On Climate Change</i>
ISO	<i>International Organization for Standardization</i>
IVIG	Instituto Virtual Internacional de Mudanças Globais
<i>k</i>	<i>Constante da Taxa De Geração de Metano</i>
JRC	<i>Joint Research Centre</i>
LCA	<i>Life cycle assessment</i>
MAPA	Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento
MARPOL	Convenção Internacional para Prevenção da Poluição por Navios (1973 - 1978)
MDIC	Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior
MDL	Mecanismo de Desenvolvimento Limpo
MIR	<i>Midwest Research Institute</i>
MT	Ministério dos Transportes
MPR	Material Particulado Respirável
NBR	Norma Brasileira
PAG	Potencial de Aquecimento Global
PAT	Potencial de Acidificação Terrestre
PDCO	Potencial de Depleção da Camada de Ozônio
PE	Potencial de Eutrofização
PEAD	Polietileno de Alta Densidade
PFMP	Potencial de Formação de Material Particulado
PFOF	Potencial de Formação de Oxidantes Fotoquímicos
PIB	Produto Interno Bruto
PNRS	Políticas Nacionais de Resíduos Sólidos
PORTOBRAS	Empresa de Portos do Brasil S/A
PO	Porto Organizado
REPA	<i>Resource and Environmental Profile Analysis</i>
RSO	Resíduos Sólidos Orgânicos

RP	Resíduo de Podas
ROR	Resíduo Orgânico Restaurante
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
SETAC	<i>Society of Environmental Toxicology and Chemistry</i>
SEP/PR	Secretaria Especial de Portos da Presidência da República
SGRSO	Sistema de Gerenciamento de Resíduos Sólidos Orgânicos
SISNAMA	Sistema Nacional do Meio Ambiente
SNVS	Sistema Nacional de Vigilância Sanitária
SUASA	Sistema Unificado de Atenção à Sanidade Agropecuária
TEU	<i>Twenty-Foot Equivalent Unit</i>
UNEP	<i>The United Nations Environmental Programme</i>
UTM	Sistema Universal Transverso de Mercator

1 INTRODUÇÃO

O setor portuário é um importante gerador de resíduos e o gerenciamento destes resíduos deve estar em conformidade com a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), instituída através da Lei nº 12.305 de 2 de agosto de 2010 (BRASIL, 2010a), que contém as diretrizes para a sua coleta, tratamento e destinação final ocorra de maneira apropriada, considerando o meio ambiente, a saúde e a eficiência, dentre outros aspectos. Isto se faz necessário na medida em que o país visa, além da diminuição do impacto ambiental negativo de suas atividades, a melhoria da infraestrutura portuária nacional, com uma administração politicamente responsável, eficiente e competitiva (GOBBI, 2015).

Uma das ferramentas mais eficientes para se avaliar os impactos ambientais gerados em todas as etapas do gerenciamento dos resíduos sólidos orgânicos (RSO) consiste na avaliação do ciclo de vida (ACV), devido a possibilidade de identificar e avaliar as categorias de impacto mais relevantes, mostrando assim oportunidades de melhoria de desempenho ambiental (BERNSTAD *et al.*, 2011).

A gestão de resíduos sólidos é compreendida como o processo de conceber, planejar, definir, organizar, e controlar as ações a serem efetivadas pelo sistema de gerenciamento de resíduos. E por sua vez gerenciamento de resíduos é o conjunto de ações técnico-operacionais que visam implementar, orientar, coordenar, controlar e fiscalizar os objetivos estabelecidos na gestão (sic, ARAÚJO, 2002). O uso destes dois termos não seguiu uma rigidez de significado na presente dissertação.

Esta dissertação tem como objetivo principal aplicar a metodologia de avaliação do ciclo de vida (ACV) para avaliar o atual Sistema de Gerenciamento de Resíduos Sólidos Orgânicos facilmente biodegradáveis dos terminais arrendados do porto do Rio de Janeiro e comparar o desempenho ambiental de três alternativas para o seu tratamento: aterro sanitário (CTR de Nova Iguaçu), compostagem e digestão anaeróbia.

Os objetivos secundários deste trabalho são:

- a) Realizar o diagnóstico do atual Sistema de Gerenciamento de Resíduos Sólidos Orgânicos (SGRSO) facilmente biodegradáveis dos terminais 1 e 2 do porto do Rio de Janeiro delimitando a quantidade de resíduos gerados no ano de 2013 e as etapas para destinação dos mesmos;
- b) Aplicar a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) para o atual SGRSO facilmente biodegradáveis dos terminais 1 e 2 do porto do Rio de Janeiro;

- c) Elaborar e simular 02 cenários alternativos de gestão para os resíduos sólidos orgânicos dos Terminais 1 e 2, realizando a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) para cada cenário, buscando determinar qual o cenário mais sustentável.

1.1 Estrutura da dissertação

Essa dissertação foi estruturada em 9 capítulos, considerando o primeiro capítulo introdutório. O segundo capítulo descreve sucintamente, aspectos relevantes do Setor Portuário Brasileiro, a evolução da gestão ambiental portuária e dados específicos sobre o Porto do Rio de Janeiro que é a área de estudo desta dissertação.

No terceiro capítulo é apresentado um panorama da geração de Resíduos Sólidos Portuários e os sistemas declaratórios de resíduos utilizados pelos mesmos.

O quarto capítulo descreve as diferentes tecnologias utilizadas no tratamento dos resíduos sólidos: Reciclagem, Tratamento Mecânico Biológico, Incineração e Aterros Sanitários, com ênfase nos resíduos sólidos orgânicos (RSO) facilmente biodegradáveis diante da realidade brasileira.

No quinto capítulo, a metodologia da Avaliação de Ciclo de vida preconizada pela norma ISO 14040 é apresentada. Nele, ainda consta a evolução dos principais *softwares* utilizados como ferramenta para a ACV com ênfase no *software EASETECH* que será utilizado nesta dissertação e uma breve revisão bibliográfica de estudos que empregaram essa metodologia para a avaliação de resíduos sólidos orgânicos.

O sexto capítulo descreve a metodologia de ACV empregada no estudo e as suas respectivas etapas como: o objetivo e escopo da pesquisa, os dados do inventário (ICV), bem como as considerações sobre as fronteiras do estudo e a unidade funcional de desempenho.

O Capítulo 7 fornece os resultados, a interpretação da Avaliação de Impactos de Ciclo de Vida (AICV) e a Análise de sensibilidade realizada para alguns parâmetros da CTR-NI e para o processo de DA.

Por fim, o Capítulo 8 apresenta as conclusões e o Capítulo 9 as recomendações para trabalhos futuros.

2 SETOR PORTUÁRIO BRASILEIRO

2.1 Histórico dos Portos Brasileiros

O primeiro marco na história dos portos brasileiros ocorreu em 28 de janeiro de 1808 quando foi decretada a abertura dos portos às nações amigas, por D. João VI, no Império. Inseria-se assim, no Brasil, o sistema econômico liberal internacional para realização do comércio de madeira, ouro e outras riquezas naturais existentes no país, além da importação de produtos manufaturados e outras especiarias para a nobreza e também para facilitar o tráfego de escravos da África (ALMEIDA, 2011).

Em 1846, o Visconde de Mauá – considerado hoje o patrono da Marinha Mercante brasileira – organizou a Companhia de Estabelecimento da Ponta da Areia, no porto de Niterói, de onde partiam seus navios destinados à cabotagem na costa brasileira, como também de linhas para o Atlântico Sul, América do Norte e Europa (ALMEIDA, 2011).

Segundo Azevedo (2014), o governo imperial elaborou, em 1869, a primeira lei de concessão à exploração de portos pela iniciativa privada, com licenças de exploração de até 90 anos. Isso ocorreu logo após a inauguração da primeira ferrovia construída em São Paulo e a segunda no Brasil, a ferrovia “São Paulo Railway - SPR”. Financiada com capital inglês, sua construção iniciou em 1860, tendo sido inaugurada apenas em 1867. A ferrovia, com 159 km, ligava o município de Santos ao de Jundiaí, o que facilitava as exportações de café.

Com advento da proclamação da República, as administrações dos portos foram privatizadas, sendo a primeira a do porto de Santos. O governo resolveu, então, abrir concorrência para exploração do porto e, em 1888, o grupo liderado por Cândido Graffé e Eduardo Guinle obteve autorização para explorar as operações do porto de Santos: em lugar dos trapiches e pontes fincadas em terreno pantanoso, foram construídos 260 metros de cais e, com isso, permitida a atracação de navios com maior calado. Dava-se assim, partida às operações do primeiro porto organizado e explorado pela iniciativa privada através da então constituída, Companhia Docas de Santos (GOULART, 2012).

No início do século XIX, na Primeira República, apenas os portos de Santos e Manaus estavam devidamente aparelhados e outros como o Porto do Rio de Janeiro se desenvolviam, amparados por investimentos privados. De acordo com de Oliveira e Recúpero (2007), a partir de 1930, com a Revolução de 30 da Aliança Liberal, houve novas mudanças, pois até então as atividades portuárias eram privadas, com caráter

pontual de desenvolvimento. Já a partir de 1934, com o chamado “Estado Novo” e com um programa estatizante, o porto passa a ser tratado como fator de desenvolvimento econômico, porém, sob o controle do Estado. Este período foi marcado pela edição de alguns dos principais instrumentos que durante 60 anos regulariam a política de implantação e exploração portuária brasileira, até a promulgação da Lei dos Portos¹ (SEP/PR, 2012).

Em 1946, na cidade do Rio de Janeiro ocorreu o Segundo Congresso Brasileiro de Engenharia Industrial, durante o qual foram apresentadas diversas recomendações tanto para as vias navegáveis quanto para os portos brasileiros, que resultaram em 1947, no Plano de Reaparelhamento e Ampliação dos Portos Organizados, se tornando o primeiro plano nacional para os portos brasileiros, elaborado durante o governo Dutra. Todavia, seguindo uma tendência recorrente, tal plano contemplou apenas medidas de cunho paliativo, contingenciais com vistas a remediar os problemas mais drásticos dos portos brasileiros, tendo sido aprovado somente por meio do Decreto Federal nº 30.334, de 21 de dezembro de 1951 (FLORO NETO, 2012).

O Fundo Portuário Nacional (FPN) e a Taxa de Melhoramento dos Portos (TMP) foram criados em 1958, as quais posteriormente deram origem à Comissão do Plano Portuário responsável pela criação de um plano portuário nacional. A partir de 1964, com o regime da ditadura militar, o enfoque era na área de segurança, não tendo como objetivo o aumento da movimentação de mercadoria nem avanço tecnológico das operações portuárias, para tornar o porto um fator de desenvolvimento. Neste período, uma série de decretos promoveu mudanças na administração dos portos e da mão-de-obra portuária (SEP/PR e UFRJ, 2014).

Com a presença do Estado na economia ficando cada vez mais forte, em 1975, foi criada a Empresa de Portos do Brasil S/A – PORTOBRAS, uma “*holding*” que representava o interesse do governo em centralizar atividades portuárias. Suas principais atribuições eram promover a “Política Portuária Nacional” segundo diretrizes do Ministério dos Transportes (MT), executar ou promover obras portuárias, administrar e explorar os portos, fiscalizar os portos que se encontravam sob concessão ou autorização, entre outros (GOLDBERG, 2009).

¹ Decreto 24.447, que definiu os “portos organizados”, a “administração do porto” e as “instalações portuárias”, regulamentando a atuação dos órgãos dos diversos Ministérios no sistema portuário; o Decreto 24.508, que definiu os tipos de serviços prestados pelas Administrações Portuárias, a estruturação e o modelo da tarifa portuária a ser adotada em cada porto; e o Decreto 24.599, que estabeleceu novas bases para a concessão dos portos nacionais.

Seguindo o critério de centralização da administração pública federal vigente à época, iniciado no Estado Novo e intensificado após 1964, era consolidado o modelo monopolista estatal para o Sistema Portuário Nacional.

A PORTOBRAS foi responsável pela gestão portuária entre 1975 e 1990, que explorava os portos através de subsidiárias, as Companhias Docas. No entanto, o sistema portuário brasileiro neste período podia ser caracterizado pelos problemas de ineficiência, baixa produtividade, excesso de burocracia, falta de investimentos além de altos custos devido ao excesso de mão-de-obra. Com isso, a empresa foi extinta em 1990, criando um transtorno administrativo e uma rápida deterioração das estruturas nos portos brasileiros (SEP/PR e UFRJ, 2014).

Este período coincide com o início do processo de reformulação geral da máquina administrativa no intuito de solucionar uma série de déficits do setor público e ampliar a eficiência econômica, o que se dá através do Plano Nacional de Desestatização (PND), que tinha como foco a descentralização, flexibilização e reorientação das atividades do setor público (AZEVEDO, 2014).

No dia 25 de fevereiro de 1993, foi promulgada a Lei 8.630 conhecida como Lei de Modernização dos Portos, considerada um marco regulatório positivo, pois atualizou o arcabouço jurídico do setor portuário brasileiro, originado na década de 1930. Os objetivos principais da nova legislação eram (TOVAR e FERREIRA, 2006):

- d) Promover a descentralização do setor, por meio da estadualização e da municipalização de portos (Lei 9.277, de maio de 1996);
- e) Permitir que a operação de movimentação portuária fosse realizada e explorada pelo setor privado;
- f) Promover a geração de investimentos em superestrutura, a modernização da operação, a aquisição - pelo setor privado - de equipamentos novos e mais produtivos e a redução do tempo de espera e de permanência dos navios no porto;
- g) Permitir a exploração de cargas de terceiros em terminais de uso privativo, antes limitada às cargas próprias;
- h) Promover a concorrência no segmento para, em tese, levar à redução de custos tarifários de movimentação;
- i) Promover a adequação do quantitativo de mão-de-obra na operação portuária, segundo os novos padrões tecnológicos e de produção; com essa finalidade foi criado o fundo de indenização da mão-de-obra.

Posteriormente à reforma portuária, iniciou-se a reforma do aparelho do Estado, com a proposta de fortalecer sua função reguladora e afastar-se da prestação direta de serviços. O processo de privatização, em curso a partir da década de 90, culminou na criação de “agências reguladoras”, que em sua área específica disciplinam e controlam a prestação dos serviços públicos pelos particulares. Assim, para o setor, foi criada em 2001 a Agência Nacional de Transportes Aquaviários (ANTAQ) (AZEVEDO, 2014).

No ano de 2007, foi criada a Secretaria Especial de Portos da Presidência da República (SEP/PR), cujo objetivo é melhorar a infraestrutura e eficiência dos terminais portuários brasileiros. Sua criação proporcionou uma reorganização do setor portuário e hidroviário, uma vez que o foco da Secretaria é exclusivo nos portos e terminais portuários marítimos fluviais.

Recentemente, novo marco foi editado para o setor portuário - Lei 12.815 (2013), apelidada de “Nova Lei de Modernização dos Portos”, que tem como objetivo aumentar a participação da iniciativa privada na operação portuária, por meio da reformulação das regras de abertura.

2.2 Sistema Portuário Nacional

O Brasil é o maior país da América Latina em extensão territorial, o quinto maior do mundo e é também um dos mais populosos do globo. Seu produto interno bruto – PIB - em 2014 foi de R\$ 5,52 trilhões. Atualmente o país é a 7ª maior economia do mundo. Com essas informações é possível observar que o Brasil é um país em desenvolvimento ou emergente, por ter grande potencial econômico (IBGE, 2015).

Devido ao seu potencial, o Brasil precisa expandir-se mais, tanto no comércio nacional quanto no comércio internacional. Um dos modais mais importantes para a logística de transportes no Brasil é o marítimo. Importância essa que se dá pela localização do país, com uma costa de 8,5 mil quilômetros navegáveis, o que facilita a movimentação tanto de pessoas quanto, principalmente, de cargas, seja de forma nacional ou internacional.

O sistema portuário brasileiro é regulamentado e controlado principalmente por três instituições a nível federal: a Secretaria Especial dos Portos da Presidência da República (SEP/PR), para os portos marítimos; o Ministério dos Transportes (MT), para os terminais de navegação de interior; e a Agência Nacional de Transportes Aquaviários (ANTAQ). Além destes órgãos, diversas outras instituições normatizam e fiscalizam as

atividades portuárias. No Quadro 1 são apresentados os tipos de instalações para operações portuárias previstos na Lei nº 12.815 (BRASIL, 2013).

Quadro 1. Instalações portuárias conforme Lei 12.812 (2013)

Tipos de instalações	Conceito
Porto Organizado (PO)	“bem público construído e aparelhado para atender a necessidades de navegação, de movimentação de passageiros ou de movimentação e armazenagem de mercadorias, e cujo tráfego e operações portuárias estejam sob jurisdição de autoridade portuária”;
Instalação Portuária de Uso Privativo ou Terminal de Uso Privativo	“instalação portuária explorada mediante autorização e localizada fora da área do porto organizado”;
Estação de Transbordo de Cargas (ECT)	“instalação portuária explorada mediante autorização, localizada fora da área do porto organizado e utilizada exclusivamente para operação de transbordo de mercadorias em embarcações de navegação interior ou cabotagem”;
Instalação Portuária Pública de Pequeno Porte (IP4)	“instalação portuária explorada mediante autorização, localizada fora do porto organizado e utilizada em movimentação de passageiros ou mercadorias em embarcações de navegação interior”;
Instalação Portuária de Turismo (IPT)	“instalação portuária explorada mediante arrendamento ou autorização e utilizada em embarque, desembarque e trânsito de passageiros, tripulantes e bagagens, e de insumos para o provimento e abastecimento de embarcações de turismo”.

Segundo a Secretaria Especial de Portos da Presidência da República (SEP/PR), dos 34 portos públicos marítimos a ela vinculados, 16 encontram-se delegados, concedidos ou tem sua operação autorizada aos governos estaduais e municipais. Os 18 portos marítimos restantes são administrados diretamente pelas Companhias Docas, sociedade de economia mista, que tem como acionista majoritário o Governo Federal. Neste contexto, pela classificação do regime jurídico de exploração dos portos organizados, verificam-se dois grupos distintos:

- a) Diretamente administrados – constituídos por portos explorados pelas Companhias Docas, bem como por aqueles que foram objeto de convênios de delegação a Estados ou Municípios;
- b) Indiretamente administrados – portos que foram objetos de concessão aos Estados e à iniciativa privada.

A Figura 1 apresenta os portos vinculados à SEP/PR.



Figura 1. Portos Brasileiros vinculados à SEP/PR.
 Fonte: Adaptado de SEP/PR, 2012.

A movimentação nos portos brasileiros, de acordo com o Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior (MDIC, 2015) e a Agência Nacional de Transportes Aquaviários – ANTAQ (2013), abrange a maioria das cargas exportadas, como produtos primários (minérios, grãos, combustíveis, carnes, açúcar, etc.) e bens de maior valor agregado (equipamentos eletrônicos, veículos e alimentos processados). Na importação, as mercadorias mais movimentadas são as máquinas e equipamentos utilizados na atividade produtiva, bens de consumo, além de os bens intermediários.

O setor portuário marítimo brasileiro tem apresentado crescimento expressivo. Segundo dados da ANTAQ, entre os anos 2000 e 2014, a movimentação de cargas praticamente dobrou, passando de 485 milhões de toneladas no ano 2000, para 968 milhões de toneladas em 2014. Este setor responde sozinho, por mais de 90% das exportações brasileiras.

No entanto, o setor portuário esbarra em várias barreiras legais para sua expansão devido às necessidades de adequações ambientais e de mão de obra, que são incompatíveis com a realidade do mercado atual. Ainda o sistema portuário

brasileiro acaba perdendo em produtividade pela falta de equipamentos necessários para movimentação de cargas. Esta defasagem está ligada ao fato do Brasil ter como base de exportações apenas os produtos primários até o final da década de 90 (BARBOZA, 2014).

2.3 Gestão Ambiental Portuária

A gestão ambiental consiste em um conjunto de programas e práticas, tanto administrativas quanto operacionais, voltados à proteção do ambiente, saúde e segurança de trabalhadores, usuários e comunidade. O fluxo de dados e informações sobre o sistema deve produzir um foco no aprimoramento progressivo da qualidade ambiental, segundo indicadores pré-estabelecidos, traduzidos em metas ou objetivos a serem alcançados pela gestão ambiental (ISO 14001:2015). O sistema de gestão ambiental é a principal ferramenta para o tratamento da relação do porto com seu meio ambiente, utilizada para que se possa atingir o máximo de qualidade ambiental.

Apesar da reestruturação do setor portuário por meio da Lei de Modernização dos Portos (Lei nº 8.630/ 1993), na década de 1990 a questão ambiental não foi contemplada de forma decisiva. Em 1998, foi criada a Agenda Ambiental Portuária que representou um marco da área ambiental para o setor portuário, no sentido de buscar a promoção de um sistema de gestão ambiental portuário para acompanhar o programa de modernização dos portos desenvolvido pelo Ministério dos Transportes (SEP/PR e UFRJ, 2014).

No Brasil, a ANTAQ iniciou, em meados dos anos 2000, proposições para um Sistema Integrado de Gestão Ambiental (SIGA). Isto ocorreu após a promulgação da Lei Federal nº 9.966, de 28 de abril de 2000, conhecida como Lei do Óleo, que dispõe sobre a prevenção, o controle e a fiscalização da poluição causada por lançamento de óleo e outras substâncias nocivas ou perigosas em águas sob jurisdição nacional. Dois protocolos internacionais para combate à poluição pelo transporte marítimo e operação portuária foram assinados pelo país neste ano, a MARPOL² 1973 - 1978 e a OPRC³ 1990, respectivamente, foram instituídos os primeiros elementos a serem implantados

² Adotada inicialmente em 1973, a MARPOL tem como principal objetivo fazer com que os Estados Membros previnam e minimizem a poluição marinha causada por navios, seja ela relacionada com descargas ou vazamentos acidentais ou com os procedimentos operacionais de rotina.

³ Convenção Internacional Sobre Preparo, Resposta e Cooperação em Casos de Poluição por Óleo, 1990, cujo objetivo é promover a cooperação internacional e aperfeiçoar as capacidades nacional, regional e global de preparo e resposta à poluição por óleo, e, no caso do Protocolo, à poluição por substâncias potencialmente perigosas e nocivas.

pelas Administrações Portuárias e agentes portuários diversos: auditorias ambientais; manual de gestão ambiental; planos de contingência; instrumentos coletores e de tratamento de resíduos (FLORO NETO, 2012).

Em 2009, a SEP/PR por meio de normativa⁴, remeteu aos portos e terminais marítimos a obrigação de possuir um Sistema de Gestão Ambiental, Saúde e Segurança no Trabalho e implantar um Sistema Integrado de Gestão Ambiental que incluía ações relativas à Proteção do Meio Ambiente, à Segurança e à Saúde Ocupacional (AZEVEDO, 2014).

Posteriormente, em 2011, foi expedida pelo Ministério do Meio Ambiente em conjunto com a Secretaria de Portos da Presidência da República a Portaria nº 425/2011, que instituiu o Programa Federal de Apoio à Regularização e Gestão Ambiental Portuária (PRGAP) para portos e terminais portuários marítimos. Neste mesmo ano, foi publicada sob o título “Porto Verde”, uma série de questões e direcionamentos ambientais relativas às áreas portuárias (ANTAQ, 2011).

2.4 Porto do Rio de Janeiro

A inauguração oficial do Porto do Rio de Janeiro ocorreu em 20 de julho de 1910, naquele ano administrado por *Demart & Cia.* De 1911 a 1922, a administração ficou com a *Compagnie du Port* do Rio de Janeiro e de 1923 a 1933, com a Companhia Brasileira de Exploração de Portos. Em 16 de janeiro de 1936, pela Lei nº 190, foi constituído o órgão federal autônomo, denominado Administração do Porto do Rio de Janeiro, que recebeu as instalações em transferência, ficando subordinado ao Departamento Nacional de Portos e Navegação, do Ministério da Viação e Obras Públicas. Em 9 de julho de 1973, pelo decreto nº 72.439, foi aprovada a criação da Companhia Docas da Guanabara, atualmente Companhia Docas do Rio de Janeiro (ANTAQ, 2012).

Consiste em um porto marítimo de uso público, localizado na costa oeste da Baía de Guanabara, na cidade do Rio de Janeiro nas coordenadas geográficas do Sistema Universal Transverso de Mercator (UTM) aproximadas de latitude 22° 53' 30”S e longitude 43° 12' 30” Gr, representado na Figura 2. O porto possui 6.740 m de cais contínuo, divididos em três zonas portuárias ou trechos de cais: Zona Portuária do Caju ou Cais do Caju, Zona Portuária de São Cristóvão ou Cais de São Cristóvão e Zona Portuária da Gamboa ou Cais da Gamboa (SEP/PR e UFRJ, 2014).

⁴ Resolução da Diretoria Colegiada, RDC Nº 56, Agência Nacional de Vigilância Sanitária-ANVISA, 6 de agosto de 2008.



Figura 2. Localização geográfica do Porto do Rio de Janeiro a) vista superior; b) mapa localizando o porto na Cidade do Rio de Janeiro; c) Mapa localizando o porto no Brasil.
 Fonte: SEP/PR e UFRJ, 2014.

Segundo a ANTAQ (2012), o acesso ao porto ocorre através das seguintes vias:

- a) Rodoviária: através das rodovias federais BR-040 (Rodovia Washington Luis), BR-101 (Avenida Brasil), e BR-116 (Rodovia Presidente Dutra), e pelas rodovias estaduais RJ-071 (Via Expressa Presidente João Goulart) e RJ-083 (Avenida Automóvel Clube);
- b) Ferroviária: formada por uma linha da MRS Logística S.A., sendo o tráfego ferroviário realizado a partir do pátio do Arará, da MRS, localizado nas imediações do porto;
- c) Marítima: inicia na entrada da Baía de Guanabara, em frente ao Morro do Pão de Açúcar e da Fortaleza de Santa Cruz, com largura de 1,5 km e profundidade mínima de 17 m, delimitado pelos faróis do Morro do Pão de Açúcar e da Fortaleza de Santa Cruz, com extensão total do canal de acesso de 18,5 Km;
- d) Dutoviária: sistema de dutos subterrâneos que é empregado na movimentação de cargas de/para as instalações portuárias de Manginhos, Tequimar e Ipiranga/Chevron.

As cargas movimentadas no porto são declaradas pela Autoridade Portuária (CDRJ) conforme a natureza da carga (BRASIL, 2014), que são:

- Granel Sólido; minérios de ferro, carvão, sal, produtos agrícolas (grãos, em geral), fertilizantes, entre outros.
- Granel Líquido; petróleo e seus subprodutos, óleos vegetais, entre outros.
- Carga Geral; todo o tipo de produto que não se encaixa no grupo de graneis (veículos, produtos containerizados, entre outros).

Como mostra a Figura 3, a movimentação de cargas no Porto do Rio de Janeiro, em 2013, foi de aproximadamente $8,8 \times 10^6$ t. Deste total cerca de 83 % ($7,34 \times 10^6$ t) corresponde a cargas gerais como contêiner, produtos siderúrgicos e automóveis, 15% ($1,31 \times 10^6$ t) por graneis sólidos, representados especialmente por trigo, ferro gusa, cobre, níquel, estanho e outros metais e os graneis líquidos que contribuíram apenas com 2% (146×10^3 t) do total, cujas principais mercadorias foram os combustíveis, óleos minerais e produtos, e soda cáustica.

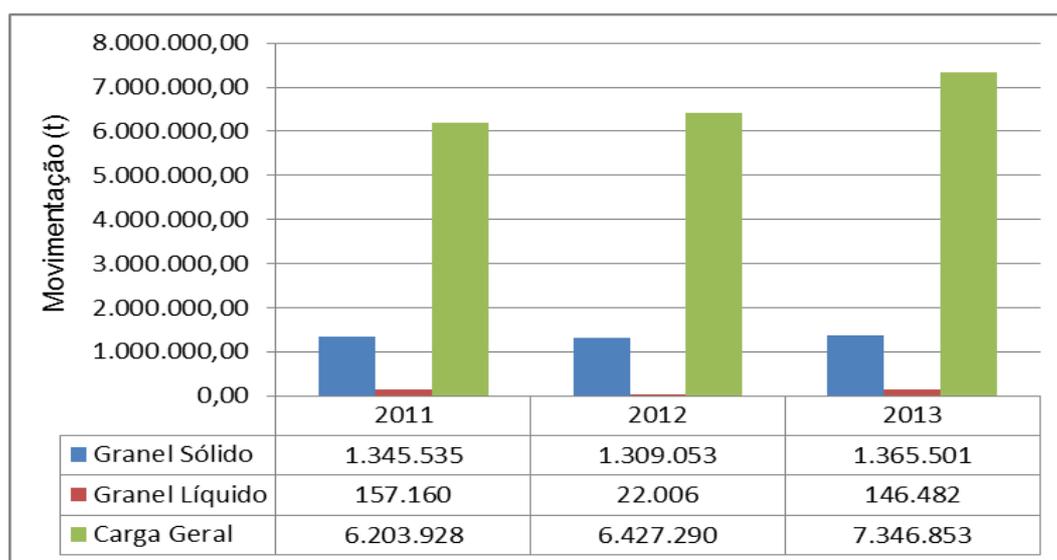


Figura 3. Movimentação por natureza de carga (2011 – 2013).
Fonte: Adaptado, ANTAQ, 2015.

O Porto do Rio de Janeiro tem grande importância para o mercado brasileiro, uma vez que está inserido em uma região que se destaca como principal polo econômico do país, contemplando os estados do Rio de Janeiro, São Paulo, Minas Gerais, Espírito Santo, Distrito Federal, sudeste de Goiás e sul da Bahia, que possuem relação direta com a formação da corrente do comércio exterior (MAGRINI *et al.*, 2012).

3 RESÍDUOS SÓLIDOS PORTUÁRIOS

O gerenciamento de resíduos sólidos e efluentes líquidos nos portos brasileiros encontra-se em estágios distintos quanto à elaboração, aprovação e execução de seus Planos de Gerenciamento de Resíduos Sólidos.

A SEP/PR junto à Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), por meio do Instituto Virtual Internacional de Mudanças Globais – IVIG/COPPE/UFRJ – vem desenvolvendo desde 2010, o projeto “Programa de Conformidade do Gerenciamento de Resíduos Sólidos e Efluentes Líquidos nos Portos Marítimos Brasileiros”, que tem como meta o diagnóstico da infraestrutura e administração de 22 portos, além de proposições para melhorias nas áreas de resíduos sólidos, efluentes, fauna sinantrópica nociva e tecnologias associadas ao setor (SEP/PR e UFRJ, 2014).

Através deste projeto verificou-se que os resíduos gerados nos principais portos brasileiros possuem uma natureza diversa, tais como: ferragens; resíduos de cozinha, do refeitório, dos serviços de bordo; óleos; resíduos orgânicos; químicos; material de escritório; infectantes; cargas em perimento, apreendidas ou mal acondicionadas; sucatas; papel/papelão; vidro, plásticos e embalagens em geral; resíduos sólidos contaminados por óleo; resíduos aquosos contaminados por óleo; pilhas e baterias; lâmpadas, acúmulo de grãos, resíduos resultantes das operações de manutenção do navio (embalagens, panos, papéis, papelão, serragem) ou provenientes da mistura de água de condensação com óleo combustível (SEP/PR e UFRJ, 2014). Portanto, os principais serviços geradores de resíduos nas atividades portuárias de incluem (SEP/PR, 2012):

- a) Operações de carga e descarga;
- b) Armazenamento temporário de cargas e produtos;
- c) Resíduos diretamente associados às operações administrativas (escritórios) e de manutenção das instalações;
- d) Acúmulo de grãos e resíduos de cargas nos pátios devido ao acondicionamento e limpeza inadequados durante carga e descarga para transporte ou armazenamento temporário;
- e) Manuseio de carga geral e de líquidos a granel;
- f) Resíduos de embarcações que fazem transporte de carga ou passageiros (cozinha, refeitório, varreduras dos serviços de bordo em geral, resíduos contaminados com óleo - resultantes das operações de manutenção do navio).

Visando atender às necessidades e características de projetos estratégicos, o “Programa de Conformidade do Gerenciamento de Resíduos Sólidos e Efluentes Líquidos nos Portos Marítimos Brasileiros” apresenta proposições preliminares para a área de infraestrutura portuária, voltada ao gerenciamento de resíduos sólidos e efluentes, com foco ainda em tecnologias portuárias, na conservação de energia e na identificação de oportunidades para parcerias e negócios relacionados ao setor (SEP/PR e UFRJ, 2014).

3.1 Sistemas Declaratórios de Resíduos Sólidos

Consiste em documentos importantes do ponto de vista do controle de resíduos gerados e destinados, tendo sido instituídos como instrumentos fundamentais para a gestão de resíduos sólidos na Lei nº 12.305/2010 (BRASIL, 2010). A seguir serão apresentados dois tipos de documentos relacionados a sistemas declaratórios.

3.1.1 Inventário de Resíduos

A Resolução CONAMA 313/2002 dispõe sobre o Inventário Nacional de Resíduos Sólidos Industriais e disponibiliza um formulário desenvolvido para a coleta de informações sobre os resíduos sólidos gerados na atividade industrial. Por meio deste formulário são possíveis a obtenção das informações gerais da indústria, o processo e as etapas de produção desenvolvida e as informações sobre os resíduos sólidos gerados. Em seu Art. 1º, a Resolução define que os resíduos existentes ou gerados pelas atividades industriais são objeto de controle específico, como parte integrante do processo de licenciamento ambiental.

As empresas arrendatárias devem apresentar um Plano de Resíduos próprio e, mensalmente, um inventário de resíduos sólidos retirados contendo as informações explicitadas no Art. 2º, II da Resolução CONAMA 313 de 2002, considerando a geração de resíduos no porto equivalente aos gerados pelos processos industriais.

A retomada do Inventário de Resíduos Industriais pelo Governo Federal, que vai além dos resíduos perigosos, conhecidos como Classe I, indica a importância atribuída a este tema da agenda ambiental. A gestão deste tipo de resíduo inclui o controle direto e individual das unidades geradoras e dos processos de destinação final (GOBBI, 2015). Os inventários mensais de resíduos sólidos são documentos exigidos para qualquer empreendimento industrial, tendo sido usados para a obtenção de dados deste estudo conforme explicado no capítulo da metodologia.

3.1.2 Manifesto de Resíduos e outros Documentos de Controle

A Diretriz DZ 1310-R7 do Instituto Estadual do Ambiente (INEA, 2004) estabelece o Sistema de Manifesto de Resíduos, de forma a subsidiar o controle dos resíduos gerados no Estado do Rio de Janeiro, desde sua origem até a destinação final, como parte integrante do Sistema de Licenciamento de Atividades Poluidoras (na tentativa de evitar seu encaminhamento para locais não licenciados). Como pode ser evidenciado na Figura 4, o Sistema de Manifesto de Resíduos permite conhecer e controlar a forma de destinação dada pelo gerador, transportador e receptor de resíduos através de um documento conhecido como Manifesto de Resíduos.

No Rio de Janeiro, os manifestos são a forma de controle da retirada de resíduos frente aos agentes envolvidos com a parte ambiental, de acordo com a localização do porto, que, por se tratar do porto do Rio de Janeiro, são os seguintes: Autoridade Portuária: CDRJ; Autoridade Alfandegária: Polícia Federal; Autoridade Sanitária: ANVISA e Autoridade Ambiental: INEA (GOULART, 2012).

De acordo com a legislação a saída de todos os resíduos, exceto os domésticos, deve ser realizada mediante emissão de um manifesto de resíduo, devidamente preenchido e assinado, para cada retirada realizada. Este documento consiste em um formulário numerado que é utilizado pelas atividades vinculadas ao Sistema de Manifesto, composto por quatro vias: 1ª via deve ficar com o gerador que irá arquivá-la após ter sido datada e assinada pelo transportador. O transportador deve ficar com a 2ª via e arquivá-la após ter sido datada e assinada pelo receptor. Ao receptor, cabe o arquivamento da 3ª via após ter sido datada e assinada pelo transportador e o envio da 4ª via para o gerador que deverá ser arquivada juntamente com a 1ª via até a solicitação do órgão ambiental (INEA, 2004).

A ANTAQ publicou em julho de 2011, o Decreto nº 2190, que regulamenta a retirada de resíduos de embarcações nos portos. Esse decreto exige que a Administração Portuária de todos os portos brasileiros faça o controle sobre o processo de retirada de resíduos de bordo e que mantenha um registro de todas as operações realizadas. Esse controle e registro devem conter os tipos de resíduos desembarcados, as quantidades, as formas de acondicionamento, o nome e registro da embarcação e as empresas transportadoras e receptoras de cada tipo de resíduo.

① RESÍDUO		② QUANTIDADE Toneladas / m ³	
③ ESTADO FÍSICO () Sólido () Semi-sólido () Líquido		④ ORIGEM () Processo () ETDI () ETE () ETA () Cx. Gordura () Fora do Processo () Separador de Água-Óleo () Outros, especificar _____	
⑤ CONDICIONAMENTO () Tambor de 200 lts. () Sacos plásticos () Bombona ____ (lts) () Fardos () Caçamba () Granel () Tanque ____ (m ³) () Big-bags () Outros, especificar _____			⑥ PROCEDÊNCIA () Industrial () Residencial () Restaurante () Shopping/Mercados () Comercial () Clubes/Hotéis () Hospital () Outros, especificar _____

⑧ Gerador	EMPRESA / RAZÃO SOCIAL				⑪ ____/____/____ DATA DA ENTREGA
	ENDEREÇO				
	MUNICÍPIO	UF	TELEFONE	N. LICENÇA FEEMA	
	RESPONSÁVEL PELA EXPEDIÇÃO DO RESÍDUO		CARGO		CARIMBO E ASSINATURA DO RESPONSÁVEL

⑨ Transportador	EMPRESA / RAZÃO SOCIAL				⑫ ____/____/____ DATA DO RECEBIMENTO
	ENDEREÇO				
	MUNICÍPIO	UF	TELEFONE	N. LICENÇA FEEMA	
	RESPONSÁVEL PELA EMPRESA DE TRANSPORTE		PLACA COMPLETA		
	NOME DO MOTORISTA	VANTURA	CERTIFICADO DO INMETRO		ASSINATURA DO MOTORISTA

⑩ Receptor	EMPRESA / RAZÃO SOCIAL				⑬ ____/____/____ DATA DO RECEBIMENTO
	ENDEREÇO				
	MUNICÍPIO	UF	TELEFONE	N. LICENÇA FEEMA	
	RESPONSÁVEL PELO RECEBIMENTO DO RESÍDUO		CARGO		CARIMBO E ASSINATURA DO RESPONSÁVEL

1ª Via - Conservar com o Gerador

1107 - A

Figura 4. Modelo de Manifesto de Resíduos (INEA – RJ)

Fonte: INEA, 2004.

4 OPÇÕES PARA O TRATAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS

O Tratamento de Resíduos Sólidos consiste no uso de tecnologias apropriadas com o objetivo maior de neutralizar as desvantagens da existência de resíduos ou até mesmo de transformá-los em um fator de geração de renda como a produção de matéria-prima secundária. A seguir serão apresentados os métodos de tratamento mais difundidos no país.

4.1 Reciclagem

A reciclagem é o reaproveitamento de materiais a fim de utiliza-los como matéria-prima para um novo produto.

De acordo com o Art. 3º da PNRS, a reciclagem é definida como:

Processo de transformação dos resíduos sólidos que envolve a alteração de suas propriedades físicas, físico-químicas ou biológicas, com vistas à transformação em insumos ou novos produtos, observadas as condições e os padrões estabelecidos pelos órgãos competentes do Sistema Nacional do Meio Ambiente (SISNAMA) e, se couber, do Sistema Nacional de Vigilância Sanitária (SNVS) e do Sistema Unificado de Atenção à Sanidade Agropecuária (SUASA) (BRASIL, 2010).

Derivada da palavra em inglês *recycle* (*re* = repetir e *cycle* = ciclo), a reciclagem assumiu esse significado a partir da década de 1970, quando os choques nos preços do petróleo entre outras consequências catalisaram a pauta da agenda mundial do setor energético (EPE, 2014).

Atualmente, o termo ganhou um significado mais amplo e vem sendo utilizado para designar não só o retorno em si da matéria-prima ao ciclo de produção, mas também a todo um conjunto de operações e técnicas que tem por finalidade aproveitar detritos e materiais tidos como inservíveis e reutilizá-los como matéria-prima na manufatura de novos produtos (EPE, 2014).

A reciclagem é uma atividade que envolve diferentes atores, cada qual com funções específicas em uma cadeia produtiva. O Quadro 2. apresenta a organização destes atores e os processos de intermediação comercial entre a recuperação dos recicláveis (coleta/catadores) e a indústria recicladora (reciclagem).

Quadro 2. Estrutura do mercado de sucatas no Brasil.

Cadeia Produtiva da Reciclagem	
Nível 1. Catadores Autônomos	A economia é informal, caracterizada pela exploração da mão-de-obra de catadores autônomos, em sua maioria, pessoas desempregadas, com baixo grau de instrução e elevada faixa etária. Esses coletam nas ruas, utilizando carrinhos ou carroças, e vendem os materiais para sucateiros, por preços muito baixos. Atuam em condições de trabalho e saúde precárias, auferindo a menor parte dos lucros gerados na cadeia.
Nível 1 a. Cooperativas e Centrais de Triagem	Setor formal da economia estabelece parcerias no contexto de programas municipais de coleta seletiva, mas também atuam de forma independente. Não são remuneradas pelos serviços prestados à limpeza urbana, sua renda é obtida, exclusivamente, da venda dos recicláveis coletados. Comercializam com atravessadores, intermediários e grandes sucateiros (Níveis 2 e 3) e, em alguns casos, diretamente com indústrias recicladoras (Nível 4).
Nível 2. Pequenos e médios sucateiros	Os pequenos sucateiros, em geral, trabalham na informalidade e na ilegalidade. Sua atuação é marcada pela exploração dos catadores avulsos, que deles dependem para a comercialização dos materiais coletados. Utilizam veículos precários e mão-de-obra informal, não respeitam condições mínimas de saúde, segurança do trabalho e adequação ambiental. Os intermediários, em geral, são legalizados e adquirem o material reciclável das organizações de catadores por preços melhores do que os sucateiros. Possuem capacidade de estocagem e de beneficiamento de alguns tipos de materiais, além de trabalhadores cooperados ou registrados com condições de trabalho adequadas em termos ambientais e de segurança do trabalho.
Nível 3. Grandes sucateiros	Estes adquirem os recicláveis de intermediários e sucateiros, exigindo escala de produção. Comercializam diretamente com as indústrias de reciclagem e vêm ampliando gradativamente a compra de materiais coletados pelas cooperativas de catadores.
Nível 4. Indústria da Reciclagem	Estas organizações, em sua maioria, integram a economia formal. Em geral, incorporaram o discurso do desenvolvimento sustentável e realizam práticas de Responsabilidade Social Empresarial. Apoiam as organizações de catadores e estabelecem parcerias que possibilitam o aumento da quantidade de material reciclável coletado e sua aquisição por preços melhores que os de mercado.

Fonte: Adaptado de BUTCHER (2007).

Há mais de meio século existe, no Brasil, um mercado regular de coleta de material reciclável. Atualmente três setores industriais – alumínio, papel, plástico – possuem considerável participação nas atividades de reciclagem no país. As recuperações destes materiais ocorrem principalmente através de catadores, além de

fábricas e da coleta seletiva operada em diversos municípios, movimentando um mercado de algumas centenas de milhões de reais por ano (ABRELPE, 2014).

De acordo com a Associação Brasileira de Alumínio (ABAL), o Brasil é o maior reciclador mundial de latas de alumínio. O índice brasileiro é de 98,4%, superior ao da Argentina (91,1%), do Japão (87,4%) e de outros países. No mundo, aproximadamente 75% dessas embalagens são recicladas. Em 2014, foram vendidas no mercado brasileiro 294,2 mil toneladas de latas e recicladas 289,5 mil toneladas. A atividade de reciclagem injetou R\$ 845 milhões na economia, segundo pesquisa da Associação Brasileira dos Fabricantes de Latas de Alta Reciclabilidade (Abralatas). Há 14 anos, o país ocupa a liderança nesse mercado (LATASA, 2016).

A reciclagem pode ser considerada uma das melhores estratégias de reaproveitamento para resíduos sólidos. Segundo IBAM (2001), ela propicia como vantagens a preservação de recursos naturais; economia de energia; economia de transporte (pela redução de material que demanda o aterro); geração de emprego e renda e a conscientização da população para as questões ambientais. No entanto, apresenta como desvantagem o custo de uma coleta diferenciada; necessidade de participação ativa da população e a alteração do processo tecnológico para beneficiamento dos materiais.

4.2 Compostagem

A compostagem é praticada desde a história antiga. Gregos, romanos e povos orientais já sabiam que resíduos orgânicos (RO) facilmente biodegradáveis podiam ser retornados ao solo, contribuindo para a sua fertilidade. No entanto, só a partir de 1920, o processo passou a ser pesquisado cientificamente e aplicado de forma racional (REIS, 2005).

Segundo a ABNT NBR 13.591, a compostagem é definida como:

O processo de decomposição biológica da fração orgânica biodegradável dos resíduos, efetuado por população diversificada de organismos, em condições controladas de aerobiose e demais parâmetros, desenvolvido em duas etapas distintas: uma de degradação ativa e a outra de maturação (ABNT, 1996).

Para que o ciclo de compostagem esteja completo, são necessários aproximadamente 90 a 120 dias, resultando em um composto que tem um potencial fertilizante para uso em solos (MASSUKADO, 2008).

De acordo com Pereira Neto (1990) e Reis (1996) a compostagem se enquadra nas exigências modernas, já que se trata de um processo comprometido com os aspectos ambientais (devido ao tratamento dos resíduos, ao controle da poluição e à reciclagem de materiais), de saúde pública (quebra dos ciclos evolutivos de várias doenças e eliminação de vetores) e com o resgate da cidadania (cria oportunidades de empregos, incentiva práticas agrícolas, etc.).

O principal impacto ambiental negativo relacionado à compostagem é a possibilidade de produção de maus odores e de escoamento do chorume. Porém, a adoção de cuidados essenciais permite reduzir ou até mesmo, evitar esses impactos (LIMA, 2015).

4.2.1 Fatores que influenciam no processo de compostagem

Diversos fatores influenciam o processo de compostagem, dentre eles se destacam:

Temperatura - É um importante parâmetro para assegurar a qualidade do processo, uma vez que diferentes temperaturas promovem o desenvolvimento de diferentes comunidades microbianas.

Alguns pesquisadores observaram que a ação dos microrganismos sobre a matéria orgânica aumenta com a elevação da temperatura, o ideal é manter a temperatura entre 55 °C e 65 °C, pois esta é a faixa que permite a máxima intensidade de atividade microbiológica e que acima deste intervalo o calor limita o crescimento das populações aptas, havendo um decréscimo da atividade biológica tornando o ciclo de compostagem mais longo (FERNANDES, 1999).

A decomposição da matéria orgânica pelos microrganismos, devido ao seu metabolismo exotérmico, gera calor. A temperatura do sistema depende do equilíbrio entre o calor produzido e o calor perdido para o exterior. O calor produzido depende do tamanho da leira, do teor de umidade, da taxa de aeração e da razão carbono/nitrogênio (FRITSCH, 2006).

As fases da compostagem são definidas através dos intervalos de temperatura em: termófila, mesófila e de maturação. Na fase denominada termófila as temperaturas variam entre 45°C e 65°C na qual ocorre intensa atividade microbiológica com elevado consumo de oxigênio. Essa fase é considerada fitotóxica para as plantas devido ao desenvolvimento de diversos ácidos minerais e orgânicos (BARREIRA, 2005). A manutenção da temperatura termófila por um determinado período garante a quase

completa erradicação de ervas daninhas e microrganismos patogênicos, contribuindo assim, para uma melhor qualidade sanitária do composto.

A fase mesófila é caracterizada por temperaturas entre 20° C e 45° C. A primeira fase da temperatura mesófila ocorre no início da compostagem, durando poucos dias, fornecendo condições necessárias para que o processo se inicie e ocorra a proliferação dos microrganismos termófilos. Nessa fase inicia-se o processo de humificação e maturação da matéria orgânica (MASSUKADO, 2008).

Na maturação, o estágio final da degradação do material compostável, a quantidade de oxigênio necessária é menor, tornando o processo biológico mais lento, a temperatura tende a baixar até se aproximar à do ambiente e ocorre a mineralização da matéria orgânica (PESSIN *et al.*, 2006). Nessa etapa, o composto, agora denominado maturado, já apresenta propriedades físicas, químicas, físico-químicas e biológicas desejáveis para aplicação no solo.

Taxa de aeração (Oxigenação) - No processo de compostagem este fator evita altos valores de temperatura, aumenta a velocidade de oxidação da matéria orgânica e diminui a emissão de odores (PEREIRA NETO, 1989).

Existem diversas formas de realizar a aeração, sendo as principais:

- a) Revolvimento manual, indicado para leiras de menor porte e quando há disponibilidade de mão de obra;
- b) Revolvimento mecânico, em situações onde se trabalha com leiras de maior porte e com recursos humanos qualificados para operar o equipamento,
- c) Injeção de ar, interessante quando há pouco espaço disponível.

A decisão de se implantar qualquer uma das técnicas de aeração leva em conta a quantidade de material a ser compostado, a umidade, a localização, a quantidade de mão-de-obra disponível e os recursos financeiros. Os intervalos entre os períodos de aeração tendem a aumentar, já que a atividade microbiana vai diminuindo e a leira vai se estabilizando, atingindo a temperatura ambiente (MASSUKADO, 2008).

A compostagem é um processo necessariamente aeróbio, por isso a manutenção de níveis adequados de oxigênio no interior dos materiais a compostar é uma condição essencial para o sucesso do processo (FRITSCH, 2006).

Umidade - Um fator importante para garantir a atividade microbiológica durante a decomposição da matéria orgânica é a umidade. Isso porque, dentre outros fatores, a

própria estrutura dos microrganismos consiste de, aproximadamente, 90% de água (PEREIRA NETO, 1989).

Na operação de controle da umidade na massa orgânica é importante que todas as camadas do material em compostagem tenham igual teor de água, portanto, ao revolvê-lo deve-se misturar as camadas externas mais secas, com as internas mais úmidas. A literatura recomenda um teor ideal de umidade que deve variar de 50% a 70%, que possibilita o desenvolvimento máximo dos microrganismos (FRITSCH, 2006).

Se a massa em decomposição começar a cheirar mal, há grandes probabilidades de estar demasiadamente molhada. O excesso de água enche os poros, impedindo a difusão de oxigênio no material, levando, conseqüentemente, o processo a condições anaeróbias (FRITSCH, 2006). O ajuste da umidade pode ser realizado por meio de revolvimentos, injeção de ar ou adição de material seco à leira.

Relação Carbono/Nitrogênio (C/N) - Está diretamente relacionada ao crescimento e a diversificação da colônia microbiológica na massa de compostagem. Quanto mais diversificado for o material a ser compostado, mais diversificados serão os nutrientes disponíveis para a população microbiológica, conseqüentemente, mais eficiente será o processo de oxidação (FRITSCH, 2006).

Na prática, para esta relação (C/N) consideram-se os valores entre 26/1 e 35/1 mais favoráveis para uma compostagem rápida e eficiente (KIEHL, 2004). No caso desta relação ser muito superior a 30:1 o crescimento dos microrganismos é atrasado pela falta de nitrogênio e conseqüentemente a degradação dos compostos torna-se mais demorada, enquanto que se a relação for muito baixa, o excesso de nitrogênio acelera o processo de decomposição, mas faz com que o oxigênio seja gasto muito rapidamente, podendo levar à criação de zonas anaeróbias no sistema.

Iniciando-se o processo de degradação com uma relação C/N dentro da faixa ideal, o nitrogênio não se perderá se a compostagem for bem conduzida. Havendo só perda de carbono, a relação C/N vai diminuindo, até alcançar 18/1, onde o composto é considerado bioestabilizado, já podendo ser utilizado como fertilizante orgânico sem risco de causar danos às plantas. Continuando a compostagem, a relação termina entre 8/1 e 12/1, considerado ponto final, onde a matéria orgânica está humificada, curada e maturada (KIEHL, 2005).

Tamanho das partículas (granulometria) - Possui grande importância no processo de compostagem, governando o movimento de líquidos e gases na leira. Segundo Pessin *et al.* (2006), as dimensões ideais das partículas para montar uma leira devem estar compreendidas entre 2,5 cm e 7,5 cm.

Quanto menor a partícula, maior é a superfície que pode ser atacada e digerida pelos microrganismos, no entanto, podem acarretar a compactação da leira; por outro lado, quanto maior a granulometria, mais intensas serão as trocas de ar saturado de gás carbônico dos vazios, pelo ar atmosférico, trocas essas efetuadas pelos fenômenos de difusão e convecção, no entanto, retardam a decomposição por terem pouca umidade e apresentarem menor superfície de contato com os microrganismos. A tendência do ar aquecido é ganhar as partes mais altas da leira sendo os espaços vazios ocupados pelo ar atmosférico (FRITSCH, 2006).

pH - Parâmetro importante para o desenvolvimento de uma comunidade biológica e torna-se difícil de controlar num processo como a compostagem. Um pH inicial entre 5,5 e 8,5 é o mais adequado aos micr-organismos presentes na compostagem, mas o processo pode ocorrer com sucesso fora desta gama de valores (FRITSCH, 2006).

Para a maioria das bactérias, a faixa ótima de pH fica entre 6,0 e 7,5, já para os fungos, situa-se na faixa de 5,5 a 8,0. De modo geral, durante a compostagem, o pH tende a ficar na faixa alcalina, variando de 7,5 a 9,0 (FRITSCH, 2006). As correções de pH podem ser realizadas com adição de materiais alternativos como cinzas para obtenção de pH básico ou cascas de batatas para pH ácido.

4.2.2 Tecnologias de compostagem

Os métodos convencionais de compostagem podem ser divididos em: leiras revolvidas ou sistema *windrow*, leiras estáticas aeradas ou *static piles* e sistema fechado ou acelerado. Para a determinação da tecnologia a ser utilizada, é necessário avaliar os critérios técnicos e econômicos (LIMA, 2015).

A eficiência no processo de compostagem não depende apenas da utilização de tecnologia sofisticada. É necessário um controle da qualidade dos resíduos que serão processados e monitoramento do processo, como forma de garantir a produção ambientalmente correta de um composto orgânico (REIS, 2005).

O Quadro 3. apresenta as características e as principais vantagens e desvantagens dos três métodos de compostagem.

Quadro 3. Principais características, vantagens e desvantagens dos diferentes sistemas de compostagem.

Método	Característica	Vantagens	Desvantagens
Leiras revolvidas ou sistema <i>windrow</i>	As leiras são montadas sobre o solo (compactado ou impermeabilizado). A aeração é realizada por meio de revolvimento, manual ou mecânico.	<ol style="list-style-type: none"> 1. Baixo investimento inicial; 2. Flexibilidade na quantidade de resíduos processada; 3. Simplicidade de operação; 4. Uso de equipamentos mais simples; 5. Produção de composto homogêneo e de boa qualidade; 6. Emprego de mão de obra. 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Requer mais área; 2. Odor mais difícil de ser controlado, principalmente no momento do revolvimento; 3. Depende do clima. Em períodos de chuva o revolvimento fica prejudicado; 4. O monitoramento da aeração deve ser mais cuidadoso para garantir a elevação da temperatura.
Leiras estáticas aeradas ou <i>static piles</i>	As leiras são colocadas sobre uma tubulação perfurada de 10 cm de diâmetro acoplada a um soprador ou exaustor, que injeta ou aspira o ar na massa a ser compostada. Nesse sistema não há nenhum tipo de revolvimento.	<ol style="list-style-type: none"> 1. Baixo investimento inicial; 2. Melhor controle de odores; 3. Etapa de estabilização mais rápida; 4. Melhor aproveitamento da área disponível; 5. Mais eficaz na eliminação de organismos patogênicos. 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Necessita de bom dimensionamento do sistema de aeração e controle dos aeradores durante a compostagem; 2. Operação também influenciada pelo clima; 3. Requer que o material de entrada seja o mais homogêneo possível.
Sistema fechado ou acelerado	Ocorre a utilização de dispositivos tecnológicos tais como digestores e bioestabilizadores que além de acelerarem o processo de compostagem.	<ol style="list-style-type: none"> 1. Menor demanda de área; 2. Menor dependência dos fatores climáticos; 3. Facilidade para controlar odores; 4. Reduz tempo de compostagem; 5. Potencial para recuperação de energia térmica (dependendo do método). 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Maior investimento inicial; 2. Dependência de sistemas mecânicos especializados, o que torna mais delicada e cara a manutenção; 3. Menor flexibilidade operacional para tratar volumes variáveis de resíduos; 4. Erro difícil de ser reparado se o sistema for mal dimensionado.

Fonte: Adaptado de REIS (2005) e MASSUKADO (2008).

Considerado um método alternativo, a vermicompostagem consiste em um processo de estabilização da matéria orgânica realizado pela ação de minhocas junto com a microflora que vive em seu trato digestivo. O vermicomposto geralmente é rico em macronutrientes e apresenta alta capacidade de troca de cátions e elevado teor de matéria orgânica (LANDGRAF *et al.*, 2005).

4.3 Digestão Anaeróbia (DA)

A digestão anaeróbia é um processo de superposição de mecanismos biológicos e físico-químicos catalisados pela água, no qual um consórcio de diferentes microrganismos promove, na ausência de oxigênio molecular, a transformação de compostos orgânicos complexos (carboidratos, proteínas e lipídios) em produtos mais simples, como metano e dióxido de carbono, dando origem ao biogás (GOMES *et al.*, 2006).

Este é um processo de decomposição de matéria orgânica facilmente biodegradáveis, muito parecido com o que ocorre em aterros sanitários, com a diferença de ocorrer em um ambiente controlado (ZHU *et al.*, 2009). Diferentemente do aterro, todo o biogás gerado na digestão anaeróbia pode ser coletado e a estabilização dos resíduos ocorre em algumas semanas. Todavia, esta estabilização não é completa e não elimina os microrganismos patogênicos, mas o produto resultante pode ser curado por compostagem e utilizado como fertilizante orgânico (CASSINI *et al.*, 2003 e REICHERT, 2005).

Como vantagens da digestão anaeróbia em relação aos processos aeróbios, pode-se citar:

- a) Coleta de todo o biogás gerado (em aterros o índice de recuperação é de 30 a 40 %);
- b) Minimização da emissão de gases que aumentam o efeito estufa (metano (CH₄) é 21 vezes maior que o dióxido de carbono (CO₂));
- c) geração de produtos valorizáveis: biogás (energia e calor) e composto.

Apesar das vantagens, ainda não é um processo muito utilizado mundialmente principalmente pelo fato de necessitar de um tempo maior para atingir a bioestabilização se comparado com processos aeróbios (FERNANDEZ *et al.*, 2010).

4.3.1 Etapas da digestão anaeróbia

De acordo com Chernicharo (1997) o processo de digestão anaeróbia pode ser subdividido em várias rotas metabólicas, com a participação de diversos grupos

microbianos, cada um com um comportamento fisiológico diferente, representado na Figura 5.

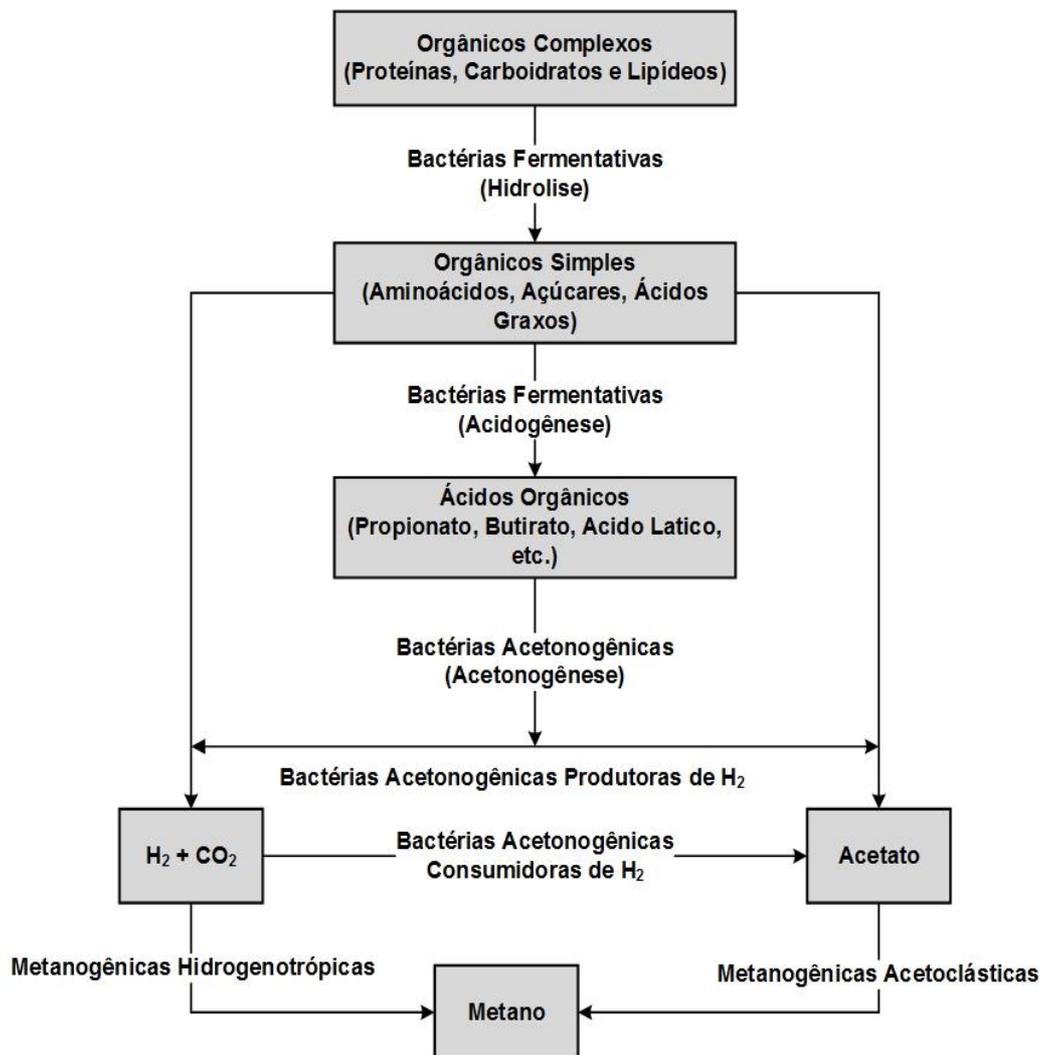


Figura 5. Sequências metabólicas e grupos microbianos envolvidos nas etapas de digestão anaeróbia.

Fonte: Adaptado de Chernicharo (1997)

Algumas etapas do processo são bem caracterizadas, sobretudo com relação aos grupos de microrganismos responsáveis por realizá-las. São três os principais grupos de microrganismos que participam da digestão anaeróbia (GOMES, 2006):

- d) Bactérias fermentativas: transformam, por hidrólise, os polímeros em monômeros e estes em acetato, hidrogênio, dióxido de carbono, ácidos orgânicos de cadeia curta, aminoácidos e outros produtos, como a glicose;
- e) Bactérias acetogênicas: produtoras de hidrogênio, as quais convertem os produtos gerados pelo primeiro grupo (aminoácidos, açúcares, ácidos orgânicos e álcoois) em acetato, hidrogênio e dióxido de carbono;

- f) Arqueas metanogênicas: são divididas em dois diferentes grupos. Um grupo utiliza o acetato, transformando-o em metano e dióxido de carbono, enquanto o outro produz metano através da redução de dióxido de carbono.

Segundo Gomes *et al.* (2006), Corrêa (2012) e Pires (2013) a digestão anaeróbia ocorre em 4 fases sequenciais, que se caracterizam pelos produtos resultantes dos diferentes estágios de bioestabilização:

- a) Hidrólise: é um processo lento realizado por enzimas extracelulares, onde ocorre a conversão da matéria orgânica particulada em compostos dissolvidos mais simples (aminoácidos, mono e dissacarídeos, ácidos graxos e álcoois), que podem atravessar a parede celular das bactérias.
- b) Acidogênese: etapa na qual os produtos oriundos da hidrólise são metabolizados a ácido acético, álcoois, dióxido de carbono, gás sulfídrico, hidrogênio, entre outros, com redução de pH, solubilização de compostos inorgânicos (cálcio, ferro e metais pesados) e geração de maus odores (liberação de gás sulfídrico e amônia). A acidogênese é realizada por bactérias anaeróbias obrigatórias e facultativas conjuntamente, isso é uma vantagem para todo o sistema, uma vez que se não houvesse a participação das bactérias anaeróbias facultativas, o oxigênio dissolvido seria uma substância tóxica para o sistema.
- c) Acetogênese: etapa de oxidação dos produtos gerados na fase acidogênica, resultando em acetato, hidrogênio, dióxido de carbono e substrato para produção de metano.
- d) Metanogênese: última etapa da digestão anaeróbia onde a produção de metano pode ocorrer por dois meios, pela redução de ácido acético (metanogênese acetotrófica) ou redução de dióxido de carbono (metanogênese hidrogenotrófica).

4.3.2 Fatores que influenciam na digestão anaeróbia

A eficiência do processo de digestão pode ser influenciada por diversos fatores, dentre eles se destacam:

Temperatura - É um dos fatores mais importantes na seleção das espécies. A temperatura não somente influencia a atividade metabólica da população de microrganismos, mas também o equilíbrio iônico e solubilidade dos substratos (BORGES, 2003).

Duas faixas de temperatura resultam em condições ótimas para a produção de biogás metano: as faixas mesofílica e termofílica. A faixa ótima para a digestão anaeróbia ocorre em temperaturas mesofílicas (25°C - 45°C), sendo a temperatura ótima 35°C, a faixa termofílica varia entre 50°C - 60°C (CASTILLO *et al.*, 2006).

pH e Alcalinidade - Alterações bruscas do pH nos digestores afetam consideravelmente a atividade das bactérias metanogênicas, a atividade enzimática e as concentrações de toxicidade de vários compostos (BORGES, 2003). A digestão anaeróbia possui várias faixas ótimas de pH para cada etapa, mas para a metanogênese é importante que o pH se mantenha entre 6,6 e 7,4 (KALHID *et al.*, 2011). Valores abaixo de 6 e acima de 8,3 devem ser evitados, uma vez que estes inibem por completo os microrganismos formadores de metano, conforme relatou Van Lier (1996).

Umidade - Na digestão anaeróbia a água é um fator imprescindível, pois serve como o substrato e fornece os nutrientes necessários aos microrganismos, além de ser agente condutor de enzimas e de outros metabólitos microbianos importantes durante o processo. Os valores de umidade entre 60% e 80% apresentam maiores valores de produção de metano, biorreatores que operam com valores de umidade igual a 70% produzem um lixiviado com alta carga orgânica e conseqüentemente uma taxa de produção de metano mais elevada (BOUALLAGUI *et al.*, 2003).

Substrato - Antes de se iniciar o processo de digestão anaeróbia é importante realizar uma caracterização dos resíduos orgânicos de forma a se avaliar a quantidade de carboidratos, lipídios, proteínas e fibras (LESTEUR *et al.*, 2010). A composição do substrato é o principal responsável pela qualidade e quantidade de gás produzido.

Nitrogênio - De acordo com Sawayama *et al.* (2004) o nitrogênio é essencial para a síntese proteica e, portanto, é um nutriente que os microrganismos dão prioridade durante a digestão anaeróbia, nesse sentido, a amônia é assimilada pelos microrganismos durante o aumento de massa celular. Na digestão anaeróbia a proporção de carbono, nitrogênio, fósforo e enxofre ideal para a metanização é 600/15/5/3, respectivamente (FRICKE *et al.*, 2007).

Relação Carbono/Nitrogênio (C/N) - Segundo Henriques, (2004) e Lee *et al.*, (2009), a relação ideal de C/N dos resíduos sólidos, para o processo de digestão anaeróbia, é entre 20 e 35. Uma alta taxa de C/N é uma indicação de um rápido consumo de nitrogênio pela metanogênese e resulta em menor produção de gás. Por outro lado, uma baixa taxa de C/N causa acúmulo de amônia e o valor de pH excede 8,5, o qual é tóxico para a bactéria da metanogênese. Para atender a necessidade de nitrogênio e a relação C/N ideal, é usual realizar a mistura de vários tipos de resíduos.

4.3.3 Tecnologias de digestão anaeróbia

Segundo Lima Junior (2015), a escolha para implementação de um biodigestor depende de uma série de aspectos como localização geográfica, disponibilidade e tipo de substrato, disponibilidade de materiais para construção, condições climáticas, tipo de solo na região, recursos financeiros, disponibilidade de mão de obra e outros.

Para o dimensionamento devem ser considerados outros parâmetros como o tempo de retenção, a profundidade da câmara de fermentação, a relação largura/comprimento e a caixa de carga e de descarga. Entre os modelos de biodigestores utilizados no mundo, o Quadro 4 apresenta os que mais se destacam.

Quadro 4. Principais características, vantagens e desvantagens dos modelos de digestão anaeróbia

Modelo	Características	Vantagens	Desvantagens
Chinês / Digestores de domo fixo	É um sistema vertical de produção de biogás, de cúpula fixa, e construída abaixo do nível do solo e de alvenaria.	<ol style="list-style-type: none">1. Baixo custo de construção;2. Não possui partes móveis;3. Vida útil prolongada;4. Ocupa um menor espaço e possui isolamento térmico no inverno;	<ol style="list-style-type: none">1. As plantas possuem rachaduras;2. A pressão do gás flutua;3. Necessidade do uso de equipamentos para estabilizar a pressão;4. Baixa temperatura de biodigestão.
Indiano / Digestores de domo flutuante	É composto de uma câmara de digestão e de um depósito de gás móvel. Este flutua diretamente sobre o lodo em digestão ou em um selo hídrico.	<ol style="list-style-type: none">1. Fácil operação;2. Pressão do gás constante;3. Know-how sobre a tecnologia.	<ol style="list-style-type: none">1. Maior custo de instalação, quando comparado aos biodigestores balão e com cúpula fixa;2. Maior frequência de manutenção.
Tubular / Plug-flow	É um reator de alimentação contínua caracterizado como uma lagoa retangular coberta, apresenta uma câmara de fermentação escavada no solo, com formato de tronco de pirâmide invertido.	<ol style="list-style-type: none">1. Produção constante de biogás que é relacionado com a carga diária de sólidos voláteis;2. Baixo custo;3. Facilidade de transporte, limpeza simples e de esvaziamento e de manutenção;	<ol style="list-style-type: none">1. Vida curta (cerca de 10 a 15 anos);2. Menos resistentes do que outros tipos de tipos de biodigestores, devido ao PVC e ocupa maior área.

Fonte: Adaptado de LOPES, 2015 e LIMA, 2011.

4.4 Incineração

A incineração consiste em um processo de oxidação térmica à alta temperatura, muito utilizada atualmente para o processamento térmico de resíduos, pois pode ser aplicada a uma grande variedade de materiais e promove a redução de volume, peso e toxicidade da matéria enviada aos aterros sanitários. Esta tecnologia se tornou um investimento para países com pouco território.

O processo de combustão pode ser otimizado a partir do controle de vários fatores. Dentre eles, a temperatura é um dos parâmetros mais importante, pois determinará a velocidade de combustão e deve situar-se entre 850°C e 1100°C, sendo o limite inferior necessário para assegurar a completa destruição de químicos orgânicos nocivos e o limite superior igualmente necessário para evitar a produção de óxidos de nitrogênio (NO_x) (SANTOS, 2010).

O tempo de residência dos gases na câmara secundária, permite que algumas reações que destroem compostos poluentes ocorram, podendo variar de acordo com: o tipo de forno, o resíduo processado e a turbulência ou excesso de ar que determinará uma mistura mais homogeneia do combustível (resíduo) com o comburente (oxigênio), aumentando a eficiência da reação de combustão (SANTOS, 2011).

Os incineradores de RSU têm características próprias, por isso, torna-se difícil adaptar uma instalação ou improvisar um incinerador para queimar RSU. Os principais componentes de uma moderna usina convencional de incineração de RSU podem ser evidenciados na Figura 6.

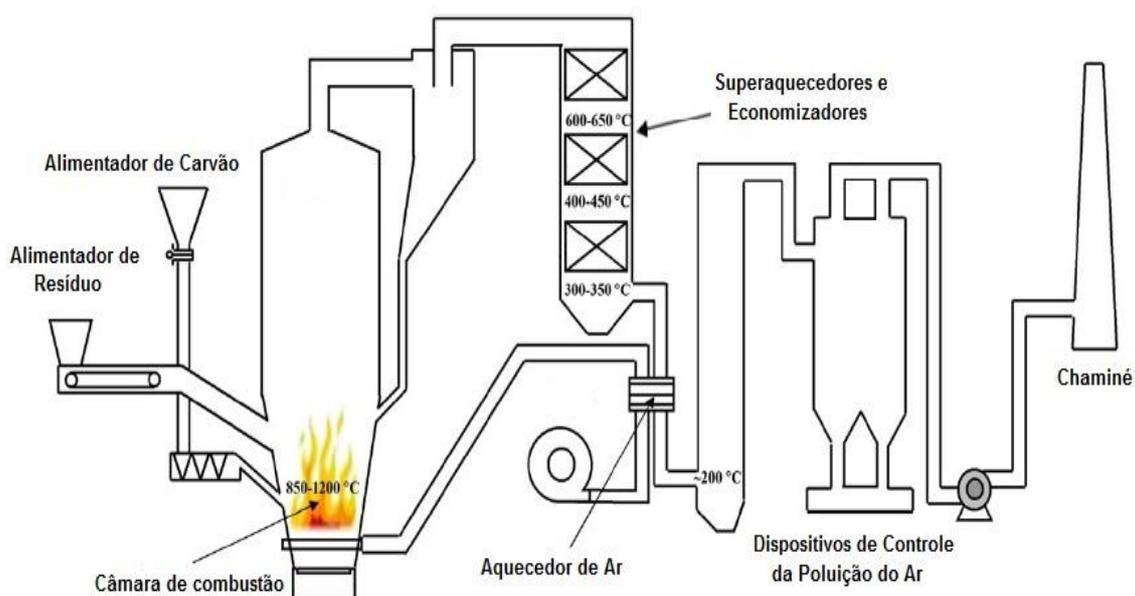


Figura 6. Esquema de uma planta de incineração e os elementos que a compõe.
Fonte: Adaptado de Cheng e Hu (2010).

Segundo Bontoux (1999) e Santos (2011) os incineradores de fornos de grelha (*Grate Firing*) consistem na tecnologia mais utilizada para incineração de resíduos sólidos, pois permitem a queima de diferentes tipos de resíduos. O fluxo de entrada do resíduo é contínuo, ao passo que também é contínua a saída de cinzas no final da grelha. Eles funcionam normalmente com a temperatura do gás interno variando entre 750°C e 1000°C, sendo os resíduos queimados sobre uma grade e o ar necessário à combustão fornecido por ventiladores ou sopradores, vindo tanto por baixo quanto por cima da grade. Além disso, esta tecnologia possibilita a instalação de plantas em tamanhos variados, plantas que processam desde apenas 50 toneladas/dia, até plantas que processam 2000 toneladas/dia.

Este modelo de forno é constituído basicamente por quatro compartimentos: sistema de alimentação de combustível; câmara de combustão; sistema de ar secundário e sistema de descarte de cinzas. Em relação ao percurso do resíduo no forno, as grelhas podem ser classificadas como grelhas estacionárias inclinadas: utilizam apenas a força da gravidade para movimentar o combustível; grelhas móveis: transporta de forma contínua o combustível através da câmara de combustão; grelhas recíprocas: utilizam movimentos recíprocos (para frente e para trás) para movimentar o combustível e grelhas vibratórias: espalham e atravessam o combustível com o seu movimento vibratório (YIN *et al.*, 2008).

Os incinerados com câmara de combustão fluidizada (*Fluidized bed combustion*) são baseados em um sistema onde os resíduos, após uma pré-segregação para remover metais inertes e pesados e adequadamente triturados, são incinerados em suspensão e dispersos em leito composto por partículas inertes como areia ou cinzas. Este leito é mantido em intensa movimentação promovida pelo insuflamento do ar primário de combustão através de um distribuidor especialmente dimensionado para este processo de queima, situado na base (fundo) da caldeira. O material em suspensão comporta-se similarmente a um fluido em ebulição, decorrendo daí a denominação “Leito Fluidizado” (LF) (FEAM, 2010).

As câmaras fluidizadas, quando utilizadas para a incineração de resíduos urbanos, normalmente operam em uma temperatura entre 750°C e 1000°C, mais comumente entre 750°C e 850°C, e alcançam alta eficiência de combustão dos resíduos (BONTOUX, 1999).

Segundo Koornneef (2007), este modelo de forno é constituído basicamente pelos seguintes componentes: preparação do combustível; incinerador; coleta e circulação de partículas e a superfície de troca de calor. As câmaras de combustão

fluidizadas possuem duas variantes importantes de funcionamento/tecnologia, as câmaras fluidizadas borbulhantes (*Bubbling Fluidized Bed* – BFB) e as câmaras fluidizadas circulantes (*Circulating Fluidized Bed* – CFB). A Tabela 1 apresenta resumidamente as principais diferenças entre as duas tecnologias.

Tabela 1. Parâmetros de projeto para câmaras fluidizadas borbulhantes e câmaras fluidizadas circulantes

Parâmetros de Projeto	Câmaras Fluidizadas Borbulhantes - (BFB)	Câmaras Fluidizadas Circulantes - (CFB)
Temperatura de Combustão (°C)	760 – 870	800 - 900
Tamanho da partícula do combustível (mm)	0 – 50	0 - 25
Velocidade de Fluidização (m/s)	1 – 3	3 - 10
Circulação de Sólidos	Não	Sim
Concentração de Partículas	Alta na base e baixa na parte livre do forno	Gradualmente menor ao longo da altura do forno
Tamanho da partícula de Cal (mm)	0,3 - 0,5	0,1 - 0,2
Fluxo de vapor (kg/s) (alcance)	36 (13 - 139)	60 (12 - 360)
Temperatura do Vapor (°C) (alcance)	466 (150 - 543)	506 (180 - 580)
Pressão do Vapor (bar) (alcance)	72 (10 - 160)	103 (10 - 275)

Fonte: Adaptado de KOORNNEF, 2007.

Em comparação com a queima de resíduos sólidos em grelha, os sistemas de combustão em leito fluidizado possibilitam a redução das emissões de gases, pois permitem um pré-tratamento dos gases pela adição de calcário ao leito que reage com boa parte dos gases ácidos formados durante a combustão, formando assim sais como sulfato de cálcio e cloreto de cálcio. O pré-tratamento alivia o sistema de limpeza de gases, mas não o elimina. Apesar desta vantagem técnica, o processo de tratamento térmico de resíduos sólidos por meio de combustão em leito fluidizado ainda não alcançou seu pleno desenvolvimento comercial, devido à sua maior complexidade operativa (requer controles mais sofisticados e operadores mais qualificados) (FEAM, 2010).

Os incineradores com fornos rotativos (*Rotary Kiln*) são utilizados amplamente em processos industriais. No Brasil são utilizados principalmente no processo de produção do clínquer, que é parte de uma das etapas necessárias à produção do cimento, na calcinação do minério de ferro em ferro e aço, na produção de alumínio e também para a produção de ligas metálicas (SANTOS 2011). Este tipo de incinerador é utilizado principalmente na incineração de resíduos perigosos, não sendo muito comum para a incineração dos resíduos sólidos urbanos como os fornos de grelha (*Grate firing*) e como os fornos de câmara de leito fluidizado (*Fluidized bed combustion*) (YIN, 2008).

Os combustores deste tipo movimentam os resíduos em um forno cilíndrico, a fim de melhorar a mistura do combustível com o ar e permitir a queima mais uniforme. Estes fornos normalmente operam com uma temperatura de gás interna variando entre 800°C e 1000°C e uma câmara de pós-combustão atingindo temperaturas que variam entre 850°C e 1200°C (SILVA FILHO, 2014). Este tipo de forno permite a utilização de pequenas unidades, possibilitando a sua utilização de forma móvel, realizando o tratamento dos resíduos direto no local de produção dos mesmos, reduzindo o custo de transporte do resíduo a ser tratado.

Segundo Santos (2011), o forno rotativo é composto, principalmente, por um sistema duplo de alimentação de resíduos, composto por um sistema de alimentação rotatório e sistema de injeção de resíduos líquidos; câmara primária de combustão; câmara secundária ou de pós-combustão; queimadores; sistema controlador; removedor de cinzas automático e um sistema de purificação dos gases da combustão.

Dentre as vantagens da incineração de RSU apontadas na literatura destacam-se a redução substancial do peso (acima de 75%) e volume (acima de 90%) dos mesmos, além da destruição de organismos patogênicos e eliminação de odores. Este aspecto é muito relevante em locais de baixa disponibilidade de áreas para tratamento e disposição dos resíduos (SILVA FILHO, 2014). Além desta, é possível destacar as seguintes vantagens (BNDES, 2014):

- a) Rápida inertização dos resíduos;
- b) Não necessita de pré-tratamento;
- c) Necessita de menor área para instalação, possibilitando a localização perto de grandes centros de geração de resíduos, reduzindo os custos de transporte;
- d) Controle das emissões gasosas garantindo os valores limites de emissão;
- e) Recuperação de sucatas ferrosas e não ferrosas em muitos incineradores;

No entanto, a incineração apresenta também algumas desvantagens (FEAM, 2012 e BNDES, 2014):

- a) Elevados custos de instalação, operação e manutenção do tratamento dos resíduos;
- b) Se as condições operatórias não forem adequadas, este processo pode ser uma fonte muito significativa de material particulado (partículas finas quase sempre com sílica); metais — em particular Cd, Hg, As, V, Cr, Co, Cu, Pb, Mn, Ni e TI, entre outros e substâncias orgânicas (como dioxinas) na forma gasosa ou aderidas também ao material particulado.
- c) São produzidos resíduos sólidos considerados perigosos.

4.5 Aterros Sanitários

O aterro sanitário é um método utilizado para a disposição final dos resíduos sólidos urbanos, sobre terreno natural, através do seu confinamento em camadas cobertas com material inerte, geralmente solo, segundo normas operacionais específicas, de modo a evitar danos ao meio ambiente, em particular à saúde e à segurança pública (IBAM, 2001).

Um aterro de resíduos sólidos pode ser considerado como um processo de decomposição ou de transformação da matéria orgânica, por ação de microrganismos em substâncias mais estáveis, ou seja, as principais entradas são os resíduos e a água e as principais saídas são os gases, o chorume e a matéria orgânica biodigerida. A decomposição da matéria orgânica ocorre por dois processos, o primeiro processo é de decomposição aeróbia e ocorre normalmente no período de deposição do resíduo. Após este período, a redução do oxigênio (O₂) presente nos resíduos dá origem ao processo de decomposição anaeróbia (BORBA, 2006).

Atualmente a PNRS (2010) determina que antes de encaminhar os resíduos sólidos ao aterro sanitário, deve-se primeiramente recicla-los, trata-los e/ou reutilizá-los, visando prolongar sua vida útil. Portanto, devem ser encaminhados para o aterro apenas rejeitos, que são os resíduos que não podem ser mais recuperados, ou ainda, aqueles para os quais não existe tecnologia apropriada no mercado.

Visando reduzir os principais impactos ambientais oriundos da atividade de disposição dos resíduos sólidos urbanos, diferentes tecnologias e equipamentos são utilizados durante a construção de um aterro sanitário. A Figura 7 apresentada a configuração básica e os principais componentes de um aterro sanitário.

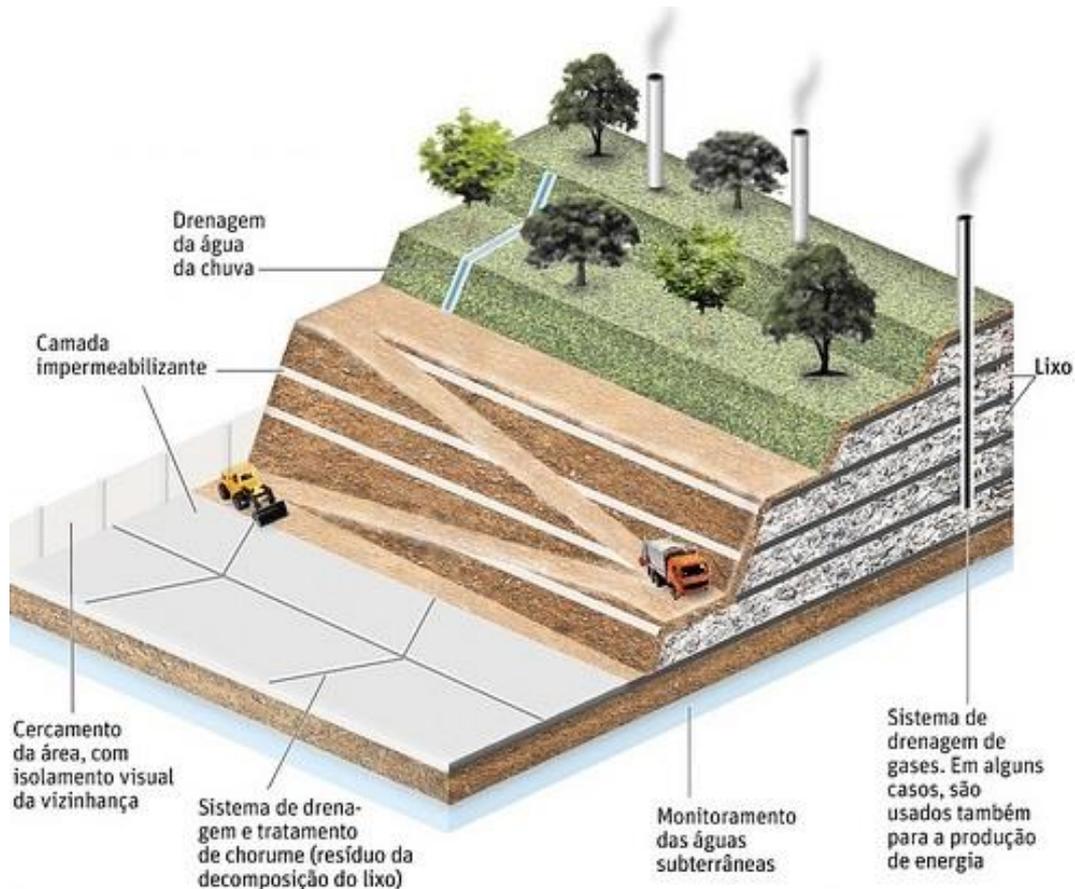


Figura 7. Esquema de um aterro sanitário.
 Fonte: GRALTEC, 2015.

Segundo Santos (2011), os principais componentes que constituem um aterro sanitário são:

1. **Camada de impermeabilização inferior** - tem como objetivo evitar ou diminuir a possibilidade de qualquer contaminação, tanto dos solos abaixo e no entorno do aterro, como dos aquíferos existentes nas suas proximidades.
2. **Sistema de coleta do chorume** - cujos principais objetivos consistem em impedir que o chorume atinja o lençol freático; diminuir as chances de formação de bolsões de chorume dentro das células, o que aumentaria a instabilidade do aterro; e permitir o encaminhamento do chorume para tratamento adequado na estação de tratamento de chorume.
3. **Sistema de captação dos gases de aterro** - principal objetivo é o de evitar a formação de bolsões de gases dentro do maciço do aterro, que comprometem a sua estabilidade geológica. A captação desses gases permitirá também que eles sejam tratados adequadamente, ao invés de serem lançados diretamente na atmosfera.

4. **Camada de impermeabilização superior** - principal função é evitar a exposição dos resíduos e também a sua reação de decomposição com a atmosfera, evitando a proliferação de insetos e outros animais que são vetores de diversas doenças. Ela impede também a total liberação para a atmosfera do biogás produzido durante a decomposição, permitindo que este seja captado e tratado.
5. **Estação para tratamento do chorume** – cuja principal função é atenuar ou anular os impactos ambientais negativos que poderiam ser causados pelo chorume se disposto diretamente no ambiente. O chorume é um dos produtos gerados a partir da decomposição orgânica dos resíduos, um percolato altamente tóxico e com elevado potencial poluidor. As técnicas que se aplicam no tratamento do chorume se assemelham com as utilizadas no tratamento de esgotos: lagoas anaeróbias, facultativas, reatores, digestores, etc.
6. **Sistema de monitoramento de águas superficiais e lençóis freáticos** - visa a manutenção da qualidade dos corpos hídricos que estão sob a área de influência do aterro. Este sistema irá garantir que durante o período de operação, e também após o seu fechamento, seja possível realizar o monitoramento da qualidade das águas de todos os córregos ao redor do aterro e também do lençol freático que estiver sob o aterro.
7. **Sistema de drenagem de águas pluviais** - permite o escoamento adequado do grande volume de água que, caso não fosse devidamente escoado, infiltraria nas células do aterro, e aumentaria a produção de chorume, aumentando também a instabilidade do maciço de resíduos devido à grande quantidade de água retida.
8. **Rotina operacional** - Essa rotina se inicia com a recepção dos resíduos na entrada do aterro. No processo de recepção acontecem as seguintes etapas: identificação/recepção de caminhões previamente cadastrados; identificação dos transportadores; registro e identificação da procedência do resíduo; pesagem e registro da operação de descarga.

Esse conjunto de sistemas e unidades visa garantir a segurança do aterro sanitário, o controle de efluentes líquidos, a redução das emissões gasosas, bem como a redução de riscos à saúde da população, garantindo assim o correto recebimento e tratamento dos resíduos, com menor impacto ambiental e proteção da saúde pública. A concepção de cada um desses elementos depende do tipo de aterro, das características dos resíduos, do terreno, etc.

Os aterros sanitários apresentam como principais vantagens (BNDES, 2014):

- a) Possibilidade de se utilizar áreas já degradadas por outras atividades (ex: área utilizada como pedreira, etc.);
- b) Possibilidade de receber e acomodar rapidamente quantidades variáveis de resíduos, sendo bastante flexível;
- c) Recebimento de resíduos de diversas naturezas (classe IIA – Não Inertes e IIB - Inertes);
- d) Adaptável a comunidades grandes ou pequenas;
- e) Apresentação de menores custos de investimento e operação que outras tecnologias;
- f) Utilização de equipamentos e máquinas usadas em serviços de terraplanagem;
- g) Simples operacionalização, não requerendo pessoal altamente especializado;
- h) Possibilidade de aproveitamento energético do biogás;
- i) Não causa danos ao meio ambiente se corretamente projetado e executado.

No entanto, apresenta também algumas desvantagens:

- a) Necessidade de grandes áreas para aterro, muitas vezes, longe da área urbana, acarretando despesas adicionais com transporte;
- b) Possibilidade de desenvolvimento de maus odores;
- c) Possibilidade de deslocamento de particulados;
- d) Alteração da estética da paisagem;
- e) Diminuição do valor comercial da terra;
- f) Interferência dos fenômenos físicos da atmosfera (condições do tempo) na produção de lixiviados que requisitam tratamento adequado;
- g) Período pós-fechamento relativamente longo para a estabilização do aterro, incluindo efluentes líquidos e gasosos;
- h) Controle dos riscos de impactos ambientais de longo prazo.

4.5.1 Aproveitamento Energético em Aterro Sanitário⁵

O processo bioquímico de estabilização predominante em aterros sanitários é anaeróbio com intensa geração de gases compostos essencialmente por CH₄ e CO₂. O

⁵ Fonte: O presente capítulo baseou-se principalmente em EPE, 2014.

aproveitamento deste gás produzido nos aterros (*landfill gas - LFG*), pode ser para geração de energia, através de queima, ou após tratamento, como combustível veicular. Sua simples captação e queima no aterro pode também ser empregada na venda de créditos de carbono. É uma alternativa que pode ser aplicada a curto e médio prazo para os gases produzidos na maioria dos aterros já existentes, como ocorre em centenas de aterros de diversos países.

O gás metano, principal componente do biogás, é 21 vezes mais potente que o dióxido de carbono em termos de efeito estufa. Assim, sua simples queima representa um benefício ambiental perante sua emissão. Em adição, o aproveitamento energético também evita a emissão decorrente da queima de combustível fóssil que poderia ser utilizado para ofertar a mesma quantidade de energia que o biogás (FERNANDEZ *et al.*, 2010).

A geração do gás ocorre através de quatro fases características da vida útil de um aterro:

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

A geração de gás de lixo (GDL) ou biogás produzidos em aterros sanitários pode variar de 0,05 a 0,40 m³. Kg⁻¹ de RSU, dependendo das características dos resíduos, da forma construtiva do aterro, das condições climáticas (temperatura e pluviosidade) e da "idade" dos resíduos já depositados (LEITE *et al.*, 2005).

Um sistema padrão de coleta do biogás tem três componentes centrais: poços de coleta e tubos condutores, um sistema de tratamento e um compressor. O biogás excedente é queimado em "*flares*" de forma controlada para coibir explosões e evitar a emissão de metano para a atmosfera, mitigando-se um maior impacto ambiental sobre as mudanças climáticas.

O maior uso do biogás é como combustível para a geração de energia, com a venda da eletricidade para um consumidor próximo. A co-geração de eletricidade e energia térmica (vapor) a partir do GDL pode ser uma alternativa mais interessante, pois a eficiência da geração elétrica isolada varia de 20% a 50% e com a co-geração obtêm-

se eficiências mais altas pela disponibilização do vapor resultante, com um segundo rendimento para o processo (OLIVEIRA *et al.*, 2006).

Segundo EPE (2014), o aproveitamento econômico do biogás para a geração de energia elétrica fica limitado a uma “janela de tempo” relativamente pequena (até 30 anos) em relação à duração das emissões. O aproveitamento do biogás possui as seguintes vantagens:

- a) Redução dos gases de efeito estufa;
- b) Receita adicional para aterros existentes (energia + créditos de carbono);
- c) Utilização para geração de energia ou como combustível;
- d) Redução da possibilidade (remota) de ocorrência de autoignição e/ou explosão pelas altas concentrações de metano.

E como desvantagens:

- a) Recuperação parcial do gás em aterros, sobretudo naqueles cuja construção não foi projetada para este fim, em que a recuperação máxima muitas vezes se limita a 50%;
- b) Alto custo da planta de aproveitamento do gás, decorrente do tratamento necessário;
- c) Decaimento da disponibilidade de combustível ao longo da vida útil do projeto.

5 AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA (ACV)

5.1 Contextualização Histórica

Amplamente utilizado nos dias atuais, o conceito de Avaliação de Ciclo de Vida (ACV ou *LCA – Life cycle assessment*) tem fundamento em uma antiga e recorrente preocupação do ser humano, o consumo de energia dos processos produtivos. A ACV foi desenvolvida no final da década de 60, motivada pela crise do petróleo, tendo como foco uma análise dos impactos ambientais de produtos, principalmente no contexto comparativo de materiais (CHEHEBE, 1997).

Pode-se citar como marco para o surgimento da ACV o *Resource and Environmental Profile Analysis (REPA)*, um processo de quantificação da utilização de recursos naturais e dos índices de emissões que foi desenvolvido pelo *Midwest Research Institute (MRI)* reconhecido como um marco de origem do atual conceito de ACV, este estudo foi financiado pela Companhia Coca-Cola para comparar a performance ambiental de diferentes embalagens de refrigerante em 1965 (CHEHEBE, 1997). A Europa paralelamente iniciou uma abordagem sobre os inventários de dados de entrada e saída dos processos produtivos, posteriormente denominados "*Ecobalance*" (EEA, 1997).

Na época, a companhia de bebidas havia percebido que existiam diversas questões e possíveis oportunidades ligadas ao processo e ao material utilizado nas embalagens dos produtos (HUNT e FRANKLIN, 1996). Os recursos energéticos e o material utilizado possuem uma inter-relação, sendo assim, o estudo deveria considerar ambos os fluxos, de materiais e de energia, desde a obtenção da matéria-prima até a disposição final dos resíduos (ANDRADE, 2014).

Nas décadas de 70 a 90 diversas abordagens e terminologias foram conduzidas de forma tendenciosa como estratégia de marketing por algumas empresas, gerando assim resultados conflitantes que acabaram limitando temporariamente a aplicação da metodologia de ACV (ELCOCK, 2006; GUINÉE *et al.*, 2011). Diante deste panorama surgiu a necessidade de se criar uma metodologia única, padronizada, visando aumentar a confiabilidade dos estudos permitindo a reprodutibilidade e a comparação dos resultados obtidos.

Em 1984, inspirado na metodologia REPA, o Instituto suíço *Swiss Federal Laboratories for Testing and Research (EMPA)*, a pedido do Ministério do Meio Ambiente da Suíça (*Federal Agency for Environment, Forests and Landscape – BUWAL*), realizou um importante estudo com base no "Balanço Ecológico de Materiais

de Embalagem" (OFEFP, 1984) cujo objetivo principal era estabelecer um banco de dados para os materiais de embalagem importantes como: alumínio, vidro, plásticos, papel, cartão e chapas de lata (FINK, 1997), despertando assim a atenção mundial ao aplicar um sistema de análise de impacto ambiental potencial de emissões inventariadas, conhecido como Critério do Volume Crítico. (MOURARD *et al.*, 2002).

Baumann e Tillman (2004), Curran (2006) e outros autores relatam que a partir de 1988 as preocupações se voltaram para a gestão de resíduos em sentido amplo. A primeira instituição internacional a trabalhar no desenvolvimento da ACV foi a SETAC (*Society of Environmental Toxicology and Chemistry*), organização científica com atuação na academia, na indústria e no governo.

Nos anos de 1989 e 1990 devido ao notável crescimento das atividades ACV foram realizados “*workshops*” nos Estados Unidos e na Europa, respectivamente, que proporcionou o surgimento de dois grupos de estudos de ACV na SETAC (FAVA *et al.*, 1991). Enquanto o principal interesse do grupo europeu é no desenvolvimento e harmonização da metodologia de ACV, os americanos focam nas limitações e usos indevidos da ACV (GUINÉE, 2004).

Na década seguinte devido à necessidade de normatização de uma metodologia de ACV iniciaram-se estudos conduzidos pela SETAC em parceria com a *The United Nations Environmental Programme* (UNEP) que foram responsáveis pela primeira série de normas no assunto. Com isso em 1997 foi lançada a série “*ISO 14040 – Environmental management – Life cycle assessment*” que estabeleceu os princípios e a estrutura da normatização (GUINÉE *et al.*, 2011).

Posteriormente três normas complementares foram desenvolvidas, a ISO 14041:1998 (Definição do objetivo, escopo e análise do inventário), a ISO 14042:2000 (Avaliação dos Impactos) e a ISO 14043:2000 (Interpretação dos Resultados) com objetivo de detalhar as etapas da ACV. Esse período, também foi marcado pela consolidação dos *softwares* e banco de dados que foram, então, disponibilizados comercialmente, permitindo uma maior disseminação da metodologia.

Em 2006, a ISO publicou uma revisão das seguintes normas:

- a) ISO 14040:2006: “Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura”;
- b) ISO 14044:2006: “Avaliação do ciclo de vida - Requisitos e orientações” (consolidando as normas ISO 14041:1998, a ISO 14042:2000 e a ISO 14043:2000 em um único documento).

Paralelo a estas revisões foram desenvolvidas outras normas como a ISO 14025:2006, que trata de declaração ambiental do tipo III no âmbito da rotulagem ambiental e a ISO 14064:2006, que especifica princípios e requisitos para quantificação e reportagem de gases de efeito estufa. Recentemente, houve, ainda, a publicação das seguintes normas:

- a) ISO 14045:2012: *“Environmental management - Eco-efficiency assessment of product systems - Principles, requirements and guidelines”*;
- b) ISO 14046:2014: *“Environmental management - Water footprint - Principles, requirements and guidelines”*.

5.1.1 ACV no Brasil

No Brasil, tanto a ACV quanto as legislações ambientais começaram a ser difundidas a partir dos anos 90, principalmente após a realização da Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento - ECO 92, no Rio de Janeiro (ARAÚJO, 2002). A evolução da metodologia ACV no Brasil aconteceu da seguinte forma:

Em 1993 a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) criou o Grupo de Apoio à Normalização Ambiental (GANA), subcomitê de ACV, para acompanhar e analisar os trabalhos do Comitê Técnico 207 (TC 207) (CANCHUMANI, 2013).

Em 1998 foram elaborados estudos acadêmicos específicos sobre “Análise do Ciclo de Vida de Produtos”, que resultou na publicação do primeiro livro brasileiro sobre o tema intitulado “Análise do Ciclo de Vida de Produtos: Ferramenta Gerencial da ISO 14000” (CHEHEBE, 1997). Neste mesmo ano, foi criado o Grupo de Prevenção da Poluição (GP2) que tem se dedicado a estudos abordando a problemática ambiental sob o ponto de vista da prevenção da poluição (RIBEIRO, 2009).

Em abril de 1999, a ABNT criou o comitê ABNT/CB-38 (Comitê Brasileiro de Gestão Ambiental) que sucedeu o GANA nas discussões das normas internacionais da série 14000 e suas similares nacionais (SILVA; KULAY, 2006). Somente no ano de 2001 foi lançada a versão nacional da norma internacional ISO, a NBR ISO 14040 (2001), que favoreceu o interesse das empresas e instituições brasileiras na ferramenta de ACV.

O Brasil no ano de 2003 passou a contar com uma associação específica para o assunto, a ABCV – Associação Brasileira do Ciclo de Vida, com a finalidade de divulgar e consolidar práticas de ACV (SILVA, 2006). No ano seguinte, na cidade de São Paulo, a ABCV e o Instituto EKOS Brasil realizaram o evento “Estratégias para a

consolidação da ACV no Brasil” que contou com a participação de membros da indústria (Nestlé, Petrobras, Basf, Natura, etc.), academia (USP, UnB, UNESP, etc.), governo (Ministério da Ciência e Tecnologia – MCT) e órgãos de consultoria (*Geoclock Consultoria Ltda.*) que resultou na criação de um projeto cujos principais requisitos são: capacitação de recursos humanos no que se refere à ACV; criação e a disponibilidade de uma base de dados brasileira e o comprometimento de segmentos econômicos.

No ano de 2005 a Associação Brasileira das Instituições de Pesquisa Tecnológica (ABIPTI) publicou o livro “Avaliação do Ciclo de Vida: a ISO 14040 na América Latina” que reuniu onze combinações de situações que abordaram a aplicação da metodologia de ACV em estudos de caso característicos de países latino-americanos (PIRES, *et al.*, 2005).

Em 2006 ocorreu a compilação das normas ISO 14040 (2006) e 14044 (2006) e a primeira etapa do Projeto Brasileiro de Inventário do Ciclo de Vida coordenado pelo Ministério de Ciência e Tecnologia (MCT) e executado pelo Instituto Brasileiro de informação em Ciência e Tecnologia (Ibict), em conjunto com o setor industrial e universidades, cujo objetivo principal era disponibilizar um sistema de banco de dados contendo informações fundamentais sobre casos específicos de insumos indispensáveis para a realização de inventários de ciclo de vida de produtos relevantes à pauta de exportação brasileira entre 2006-2009 (Ibict) (da SILVA, 2011).

Foi realizado na cidade de São Paulo em 2007 o primeiro evento internacional na área do país: CILCA – Congresso Internacional de Life Cycle Assessment. (CALDEIRA-PIRES *et al.*, 2007). Essa conferência deu continuidade ao CILCA 2005, que aconteceu em San José, Costa Rica, na busca da consolidação do “Pensar o Ciclo de Vida” e “Gestão do Ciclo de Vida” na América Latina e do aprofundamento da integração desta região com outras onde o tema encontra-se num estágio mais avançado.

A segunda etapa do Projeto Brasileiro de Inventário do Ciclo de Vida para a Competitividade da Indústria Brasileira ocorreu entre 2010-2015 (Ibict – Inmetro), neste mesmo período o país investiu na criação do “Programa Brasileiro de Avaliação do Ciclo de Vida” (PBACV), cujo objetivo é a disponibilização e disseminação da metodologia. Contudo, apesar de o país possuir um programa governamental, a prática desse programa ainda se encontra em etapa inicial, principalmente pela pouca participação da indústria de forma aberta na disponibilização das informações (CAMPOS, 2011).

5.2 Metodologia de ACV

A ACV é uma ferramenta de auxílio na tomada de decisão que permite identificar os indicadores mais relevantes, mostrando oportunidades de melhoria do desempenho ambiental de produtos em diversas etapas de seu ciclo de vida, sendo padronizada internacionalmente para quantificar as emissões de gases, as matérias-primas que são consumidas e os danos ambientais causados (WELZ *et al.*, 2011). As normas se apresentam da seguinte forma:

- a) NBR ISO 14040:2009 - Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura;
- b) NBR ISO 14044:2009 - Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Requisitos e orientações;
- c) ISO/TR 14047:2003 – Exemplos da norma 14042 (cancelada);
- d) ISO/TR 14048:2002 – Formatos de dados;
- e) ISO/TR 14049:2000 – Exemplos da norma 14041 (cancelada).

Segundo NBR ISO 14040 (2009), avaliação de ciclo de vida (ACV) consiste na compilação e avaliação das entradas, saídas e dos aspectos e impactos ambientais potenciais (por exemplo, uso de recursos e as consequências de liberações para o meio ambiente) ao longo de todo o ciclo de vida de um produto, desde a aquisição das matérias-primas, produção, uso, tratamento pós-uso, reciclagem até a disposição final (isto é, do berço ao túmulo).

A estrutura metodológica da ACV é sugerida pelas NBR ISO 14044 (2009) e NBR ISO 14044 (2009), e compreende quatro fases: definição de objetivo e escopo, análise de inventário (ICV), avaliação de impacto (AICV) e interpretação. As fases e a interação entre as mesmas são ilustradas na Figura 8.

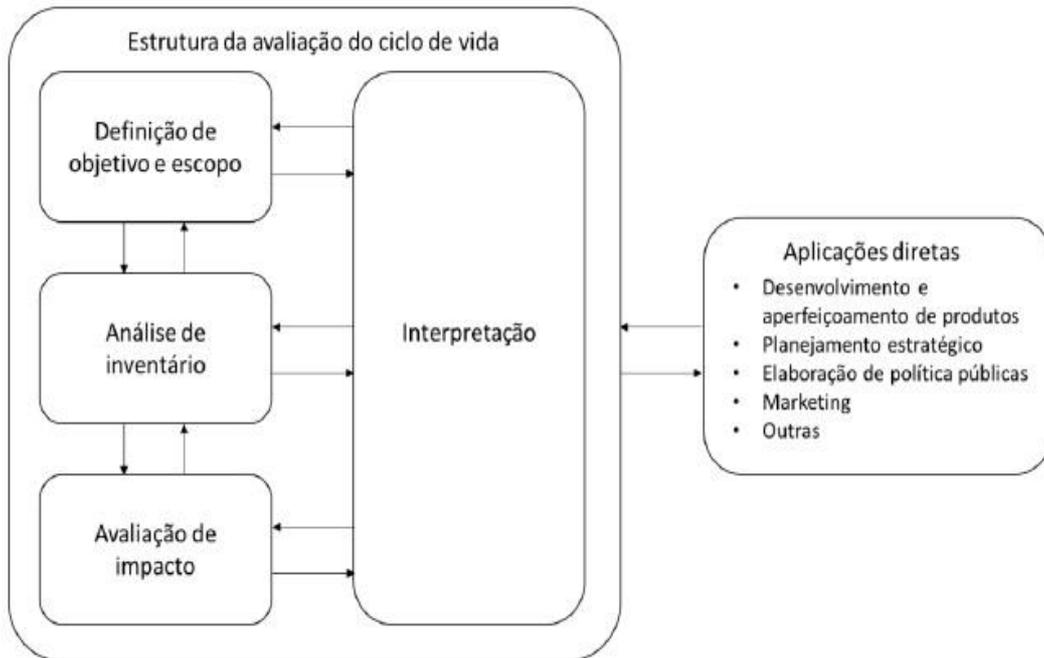


Figura 8. Estrutura da Avaliação do Ciclo de Vida
 Fonte: NBR ISO 14040 (2009)

5.2.1 Definição do Objetivo e Escopo

O objetivo de um estudo ACV de acordo com a NBR ISO 14040 (2009) deve declarar de forma clara e concisa a aplicação pretendida, as razões para conduzir o estudo e o público alvo. Para Guinée (2001), o componente “Definição de Objetivos” implica em afirmar e justificar o objetivo do estudo da ACV, explicando a finalidade do estudo, especificando a utilização dos resultados (aplicação) e para quem será direcionada. É nesta fase que se determina também o nível de sofisticação do estudo e as exigências do relatório final.

A definição do escopo consiste basicamente nos parâmetros dentre os quais, o estudo será realizado para ser compatível com os objetivos pré-estabelecidos. Segundo Chehebe (2002), é importante que o escopo seja bem definido para garantir as três dimensões da ACV que são: extensão, início e fim do estudo; largura, enumeração dos subsistemas; e profundidade, nível de detalhamento do estudo (Figura 9).

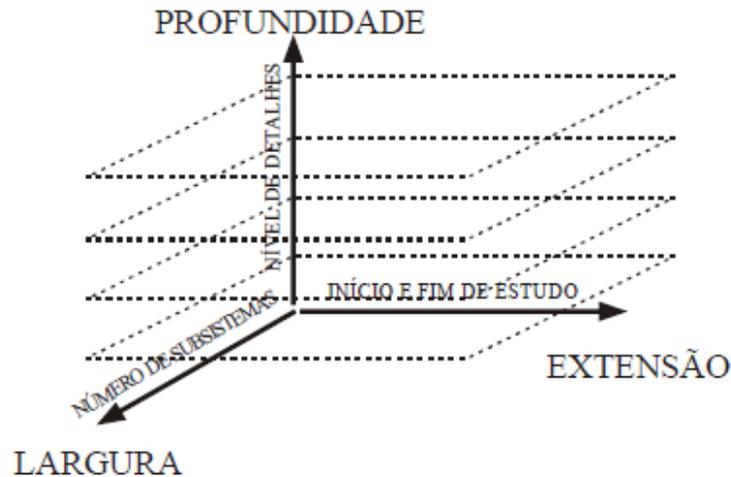


Figura 9. Dimensões da Avaliação do Ciclo de Vida
 Fonte: Chehebe (2002).

Seguindo as orientações da NBR ISO 14044 (2009), o escopo deverá estabelecer os seguintes aspectos: o sistema de produto a ser estudado, as funções do sistema de produto ou, no caso de estudos comparativos, dos sistemas, a unidade funcional, a fronteira do sistema, os procedimentos de alocação (se utilizado), a metodologia de AICV e os tipos de impactos, a interpretação a ser utilizada, os requisitos de dados, os pressupostos, a escolha de valores e elementos opcionais, as limitações, os requisitos de qualidade dos dados, o tipo de revisão crítica (se aplicável), e o tipo e formato do relatório requerido para o estudo.

As fronteiras do sistema devem ser definidas a partir da especificação dos processos elementares que estão sendo incluídos na análise, como aquisição de matérias-primas; entradas e saídas na cadeia principal de manufatura; transporte; produção e uso de combustíveis, eletricidade e calor; uso e manutenção de produtos; disposição final dos resíduos; recuperação de produtos usados e manufatura de materiais auxiliares (ARAÚJO, 2013). Segundo Baumann e Tillman, (2004) é recomendável que o sistema de produto a ser estudado seja modelado por meio de um fluxograma, auxiliando no reconhecimento dos fluxos e processos que precisarão ser quantificados.

De acordo com Curran (2006), Quiumento (2009) e Silva (2015) os estudos de ACV podem adotar as seguintes fronteiras:

- a) “do berço ao berço” (*cradle-to-cradle*): avalia todas as etapas do ciclo de vida de um produto, inclusive seu retorno ao ciclo como matéria-prima para produção de novos produtos;

- b) “do berço ao túmulo” (*cradle-to-grave*): avalia todas as etapas do ciclo de vida, desde a extração das matérias-primas até o seu fim de vida;
- c) “do berço ao portão” (*cradle-to-gate*): avalia as etapas de obtenção das matérias-primas e do processo produtivo;
- d) “do portão ao portão” (*gate-to-gate*): avalia as fases intermediárias no processo de toda a cadeia produtiva, caracterizada como uma análise parcial.

Uma das características que diferenciam a ACV de outras ferramentas de gestão ambiental é o conceito de unidade funcional. Segundo a NBR ISO 14040 (2009) a unidade funcional é uma medida do desempenho das saídas funcionais do sistema de produto, que constitui a referência para a qual as entradas e as saídas são relacionadas. Esta deve ser mensurável e consistente com os objetivos e abrangência do estudo. O objetivo primário neste caso é possibilitar a normalização (matemática) dos dados utilizados, possibilitando assim, a adoção de uma única unidade funcional para vários sistemas, garantindo que os impactos destes possam ser comparados (BONTON *et al.*, 2012).

A abordagem da ACV pode ser atribucional ou consequencial, sendo definida também na primeira etapa do estudo. A ACV atribucional descreve os impactos e os fluxos de recursos dentro de um sistema, atribuindo-os a uma certa quantidade de unidade funcional. Por sua vez, a ACV consequencial estima como os impactos e os fluxos de recursos de um sistema se alteram em decorrência de uma mudança na saída da unidade funcional (THOMASSEN *et al.*, 2008).

Complementando a primeira fase da ACV, o objetivo e a definição do escopo definem também os dados e as informações que deverão ser coletados, e como os dados serão avaliados para a coerência, qualidade e impactos ambientais (PIEKARSKI, 2013).

5.2.2 Inventário do Ciclo de Vida - ICV

A segunda fase da ACV é denominada Análise do Inventário do Ciclo de Vida (ICV) que, segundo a NBR ISO 14040 (2009), consiste na compilação e quantificação de todas as entradas (*inputs*) e saídas (*outputs*) ao longo do Ciclo de Vida de um produto ou serviço.

Considera-se, nesta fase, que tudo que entra deve ser igual ao que sai do sistema em estudo, em termos de energia ou massa, desde a extração das matérias-primas até o descarte final do produto (CAMPOS, 2011). Os fluxos de entrada de

recursos materiais e energéticos e de saída de emissões para o ar, água e terra são representados na Figura 10.

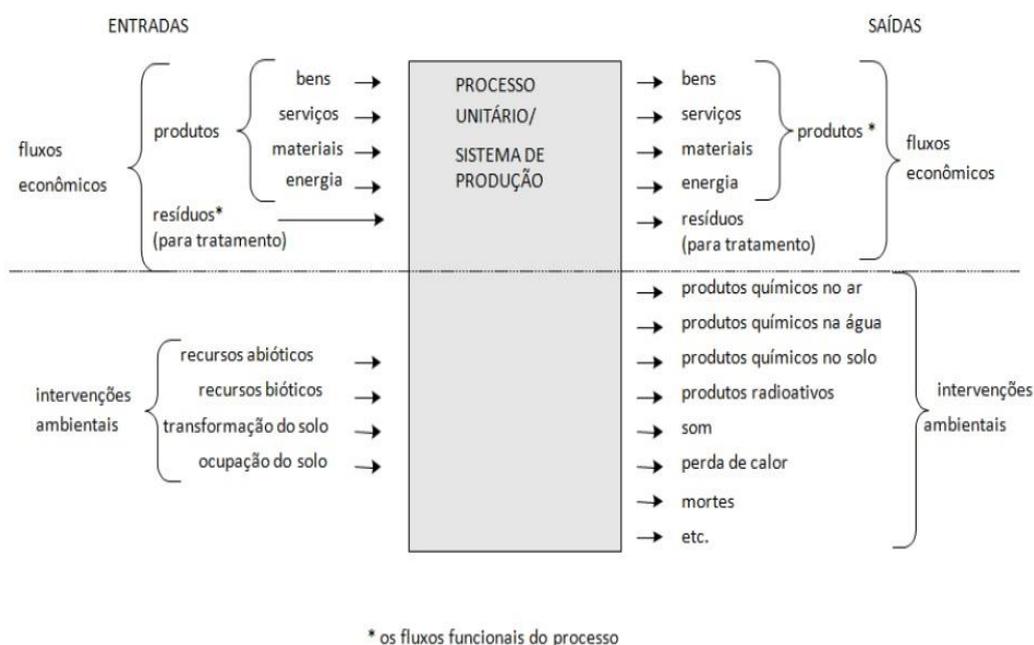


Figura 10. Fluxo de entradas e saídas em sistema de produto.
Fonte: GUINÉE *et al.* (2002)

Durante esta fase alguns passos devem ser seguidos para assegurar que, além da qualidade dos dados, todas as necessidades que serão consideradas. Na Figura 11, são apresentadas as etapas operacionais que devem ser realizadas durante esta fase.

A preparação da coleta de dados consiste na definição de como será realizado o levantamento dos dados que irão compor o ICV, nesta etapa diferentes ferramentas podem ser utilizadas como, por exemplo, a elaboração de questionários e fluxogramas específicos. Segundo NBR ISO 14044 (2009), os dados devem ser coletados para cada processo elementar inclusive na fronteira do sistema, pois estes quantificam as entradas e saídas de um processo elementar, podendo ser calculados, medidos ou estimados. No entanto, é imprescindível que as técnicas de cálculo utilizadas sejam documentadas. A qualidade e transparência desta etapa são consideradas um elemento fundamental para garantir a qualidade e confiabilidade dos resultados da ACV.

Devido às limitações de tempo, recursos e acessibilidade os dados podem ser obtidos através de consulta às literaturas. As principais fontes de informação incluem: normas técnicas, estatísticas e licenças ambientais, fornecedores reais ou potenciais, literaturas técnicas e banco de dados específicos como, por exemplo, o *Ecoinvent* e *The U.S. Life Cycle Inventory Database*.

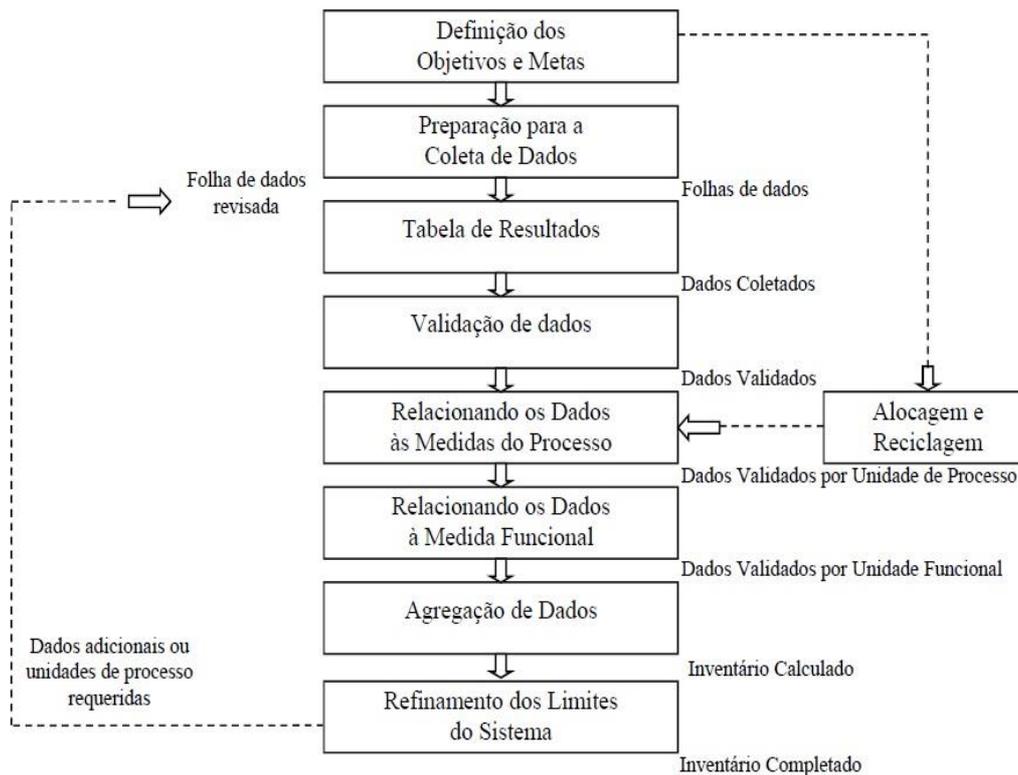


Figura 11. Etapas operacionais para Análise de Inventário de Ciclo de Vida
 Fonte: NBR ISO 14044 (2009)

Durante a elaboração do ICV, são levantados alguns dados com pouca relevância para objetivo e escopo propostos sendo necessário estabelecer critérios de exclusão de aspectos ambientais, que podem ser classificados das seguintes formas (SANTOS, 2007):

- a) Relevância ambiental: permite decidir sobre os efeitos provocados pela disposição de rejeitos de um sistema de produto nas suas vizinhanças.
- b) Quantitativos: com base neste critério deve ser excluído do estudo corrente de matéria ou energia cuja contribuição para a massa ou energia total que entra ou sai do sistema seja inferior a uma determinada porcentagem, estabelecida no escopo da ACV.

Segundo Guinée (2001), a etapa de validação dos dados refere-se à necessidade de averiguação dos dados coletados. É necessário verificar através do balanço de massas e energias as possíveis falhas e a ausência de dados de entradas ou saídas de determinadas unidades de processos, uma vez que as entradas totais de um processo devem ser iguais às saídas totais. A conclusão da coleta de dados irá proporcionar uma visão mais adequada do estudo.

A última etapa de um ICV pode resultar em um refinamento dos limites do sistema. Segundo NBR ISO 14044 (2009), decisões com relação aos dados a serem incluídos devem ser baseadas em uma análise de sensibilidade para determinar sua significância. A análise de sensibilidade pode resultar em:

- a) Exclusão de estágios do ciclo de vida ou de processos elementares caracterizados como não significativos pela análise de sensibilidade;
- b) Exclusão de entradas e saídas não significativas para os resultados do estudo;
- c) Inclusão de novos processos elementares, entradas e saídas caracterizadas como significativas pela análise de sensibilidade.

Após a determinação do ICV, é possível relacionar categorias de impacto e indicadores ambientais através da próxima fase da ACV.

5.2.3 Avaliação dos Impactos Ambientais do Ciclo de Vida - AICV

A AICV é a terceira fase da ACV e tem por objetivo compreender e avaliar a magnitude e importância dos impactos ambientais potenciais. O nível de detalhamento da avaliação, escolha dos impactos a serem avaliados e a metodologia utilizada dependem diretamente do objetivo e escopo do estudo (CHEHEBE, 1997).

Segundo a NBR ISO 14044 (2009), a AICV consiste em elementos obrigatórios e opcionais que convertem os resultados de ICV em resultados de indicadores. A seguir serão descritas brevemente as principais etapas da AICV:

Etapa de Classificação - Compreende a identificação e alocação dos dados do inventário relevantes para as categorias específicas de impacto. Em determinados casos um tipo de carga ambiental pode estar associado a mais de um impacto, ou vários tipos de cargas ambientais podem estar associadas a um mesmo impacto (OLIVEIRA, 2007).

Etapa de Caracterização - Consiste na realização de cálculos para avaliar a significância relativa de cada fator contribuinte ao impacto global do sistema e da operação em estudo, convertendo-os em um indicador comum, portanto, possui um caráter quantitativo. Os fatores de caracterização são utilizados para quantificar a contribuição relativa de uma substância do inventário para uma categoria de impacto (ALMEIDA, 2012).

O Quadro 5 apresenta as principais categorias de impacto ambiental, a escala no qual as categorias impactam o ambiente, os principais poluentes classificados nas categorias pertencentes e o fator de caracterização de cada categoria.

Quadro 5. Elementos obrigatórios de uma Avaliação dos Impactos do Ciclo de Vida.

Categoria de Impacto	Escala	Classificação (Dados de um ICV)	Fator de Caracterização
Aquecimento Global	Global	Dióxido de Carbono (CO ₂) Dióxido de Nitrogênio (NO ₂) Metano (CH ₄) Clorofluorcarbonos (CFC _s) Hidroclorofluorcarbonos (HCFC _s) Brometo de Metila (CH ₃ Br)	Potencial de Aquecimento Global (GWP) [kg CO ₂ eq]
Depleção do Ozônio Estratosférico	Global	Clorofluorcarbonos (CFC _s) Hidroclorofluorcarbonos (HCFC _s) Brometo de Metila (CH ₃ Br)	Potencial de Depleção do Ozônio (ODP, <i>Steady State</i>) [Kg R11 eq]
Acidificação	Local Regional	Óxidos de Enxofre (SO _x) Óxidos de Nitrogênio (NO _x) Ácido Clorídrico (HCL) Ácido Fluorídrico (HF) Amônia (NH ₄)	Potencial de Acidificação (AP) [kg SO ₂ eq]
Eutrofização	Local	Óxidos de Nitrogênio (NO _x) Dióxido de Nitrogênio (NO ₂) Fosfato (PO ₄) Amônia (NH ₄) e Nitratos	Potencial de Eutrofização (EP) [kg <i>Phosphate</i> eq]
Oxidação Fotoquímica	Local	Hidrocarbonetos Não Metano (NMHC)	Potencial de Criação de Oxidante Fotoquímico (POCP) [kg <i>Ethene</i> eq]
Toxicidade Humana	Local Regional Global	Descargas totais para o ar, água e solo.	Potencial de Toxicidade Humana (HTP inf.) [kg DCB eq]
Ecotoxicidade Terrestre	Local	Químicos tóxicos com registro de concentração letal para roedores	LC50
Ecotoxicidade Aquática	Local	Químicos tóxicos com registro de concentração letal para peixes	LC50
Depleção de Recursos	Local Regional Global	Quantidade de combustível fóssil usados Quantidade de minérios usados	Potencial de Depleção de Recursos

Fonte: Adaptado de SALABERRY (2009), ALMEIDA (2012) e GONIN (2012).

De acordo com Rossi (2013), a superfície da Terra, ao ser atingida pelos raios solares, esquentam e irradia o calor de volta ao espaço. Porém, alguns gases na atmosfera terrestre como o metano (CH_4), o óxido nitroso (N_2O) e, principalmente, o dióxido de carbono (CO_2) têm a capacidade de se aquecerem com esse mesmo calor. Ao absorver essa energia, esses gases esquentam aumentando a temperatura da atmosfera da Terra, fenômeno conhecido como Aquecimento Global, que acarreta no derretimento das calotas polares, em mudanças climáticas, em alterações dos padrões de ventos e de correntes oceânicas, além de contribuir para o processo de desertificação e de alteração nas zonas florestais.

A formação de oxidante fotoquímico é um tipo de impacto que pode receber contribuições do monóxido de carbono (CO) e de todos os compostos orgânicos voláteis (COV) capazes de reagirem com o radical hidróxido (OH) para formar radicais peróxidos, que na presença de óxidos nitrogênio (NO_x) e luz ultravioleta (UV) podem induzir a formação de ozônio e outros compostos reativos na troposfera (BARBOSA *et al.*, 2012).

A acidificação terrestre, segundo Bauman and Tillman (2004), consiste na conversão de poluentes acidificantes tais como: SO_x , NO_x , HCl e NH_3 , que quando emitidos na atmosfera poderão ser depositados novamente na água e no solo, ocasionando baixa de pH e favorecendo a acidificação do meio devido ao ciclo hidrológico. Estes poluentes têm em comum a formação de íons acidificantes H^+ . O potencial de um poluente para a acidificação pode, assim, ser medido pela sua capacidade para formar íons H^+ . Emissões de substâncias potencialmente acidificantes, quando depositadas, podem ocasionar danos a populações de plantas e animais.

A eutrofização corresponde ao aumento gradativo da concentração de elementos biogênicos, principalmente, nitrogênio (N) e fósforo (P), nas formas inorgânico e orgânico dissolvido, orgânico particulado e no caso de sílica inorgânico dissolvido e particulado. O incremento da matéria orgânica viva e detritica, acarreta uma maior demanda de oxigênio dissolvido em função da degradação da MO, e pode até desencadear uma série de etapas que podem levar a hipóxia da coluna de água, limitando assim a biodiversidade do sistema (BORGES, 2014).

De acordo com Cigagna, 2013, quando a eutrofização ocorre artificialmente, ou seja, quando é de origem antrópica, os nutrientes podem ter diferentes origens, tais como: as entradas de águas residuárias domésticas e industriais, a drenagem superficial, a contribuição de águas subterrâneas, fertilizantes utilizados na agricultura e erosão do solo, também são outras causas da eutrofização.

Conforme citado por Araújo (2011), a atividade humana tem desencadeado a produção de compostos que atuam na redução da camada de ozônio, como: bromofluorcarbonos (BFCs), brometo de metila, tetracloreto de carbono, metilclorofórmio (1,1,1 Tricloroetano), gases halons (utilizado antigamente, em extintores de incêndio), clorofluorcarbono (CFC), ácido nítrico, óxido nítrico (NO) derivado do óxido nitroso (N₂O) e óxido nitroso (N₂O). Atualmente, as emissões de N₂O correspondem a duas vezes mais que as de CFCs.

O ozônio localiza-se na estratosfera, entre 15 a 50 km em relação à superfície terrestre. Suas moléculas filtram eficientemente a radiação UVB. A redução de 1% da camada de ozônio pode resultar um aumento de 1,2% dos níveis de radiação UVB que atingem a superfície terrestre. Este aumento é nocivo à saúde das pessoas e ao meio ambiente (provocando câncer de pele, doenças oculares e impactos negativos na fauna e flora). Essas substâncias destruidoras da camada de ozônio estão em quase todos os setores industriais, equipamentos de refrigeração, ar-condicionado e em materiais que utilizam espumas de poliuretano (CARDOSO, 2015).

As principais preocupações com a presença do material particulado na atmosfera vêm do fato deste poluente poder causar sérios danos à saúde humana, alteração na fisiologia de vegetais (diminuição na taxa de fotossíntese) e interferências no clima (LIMA, 2015).

O termo material particulado refere-se a uma complexa mistura de pequenas partículas sólidas ou líquidas em suspensão no ar, de origem natural ou antrópica. Dentre as formas de emissão podemos citar a dispersão mecânica do solo, esporos, combustão emitida pelas termelétricas e automóveis. Sua dispersão dá-se pelo vento podendo alcançar longas distâncias até sedimentar no solo ou na água (SILVA, et al., 2016).

No Brasil, os padrões nacionais de qualidade do ar foram instituídos a partir da Portaria Normativa IBAMA n° 348 de 14/03/90 e da resolução CONAMA n° 003 de 28/06/1990. Na lei, não são considerados valores limites para o material particulado respirável (MPR).

Etapa de Normalização - Procedimento de cálculo da magnitude dos resultados dos indicadores de categorias. Os dados normalizados são obtidos pela divisão do resultado do indicador pelos valores de referência, que podem ser entradas e saídas totais para uma determinada área (global, regional, local), para um cenário linha-base ou por uma base per capita, entre outros. É a etapa mais subjetiva de uma

ACV, pois é baseada em juízo de valores, não tendo um fundamento científico (McDougall *et al.*, 2001).

Segundo Goedkoop *et al.* (2010) e Arduin (2013) uma ACV aborda um conjunto de categorias definidas de acordo com a metodologia de avaliação de impactos adotada. Essas metodologias são enquadradas em dois grupos: *endpoint* e *midpoint*, e diferenciam-se na forma de abordagem e na amplitude de suas categorias de impacto (THRANE *et al.*; 2006).

Os métodos *endpoint* baseiam-se em estudos epidemiológicos para determinar a nocividade das substâncias emitidas (*topdown*), enquanto os *midpoint* partem da composição das substâncias para estimar seu potencial de impacto ambiental (*bottom-up*). Considera-se os métodos *endpoint* mais fáceis de serem compreendidos e utilizados para tomadas de decisão, em contrapartida, argumenta-se que os métodos *midpoint* apresentam resultados mais confiáveis.

5.2.4 Interpretação dos Resultados

Esta é a fase final da ACV, onde os resultados obtidos na ICV ou AICV de acordo com o objetivo e escopo proposto são avaliados e discutidos com o objetivo de promover conclusões, recomendações e tomada de decisão. A NBR ISO 14044 (2009) preconiza que a interpretação dos resultados da ACV deve conter:

- a) A identificação dos itens mais significativos, baseado nos resultados das fases de ICV e AICV;
- b) Avaliação do estudo, considerando verificações de completeza, sensibilidade e consistência;
- c) Conclusões, limitações e recomendações.

Conforme mostrado na Figura 12 a norma reforça ainda que esta fase permite a iteratividade com as outras fases da ACV possibilitando a revisão do escopo, assim como a natureza e qualidade dos dados coletados, de forma consistente com o objetivo definido. É desejável que as conclusões da interpretação do ciclo de vida reflitam os resultados da fase de avaliação de impacto (ANDRADE, 2014).

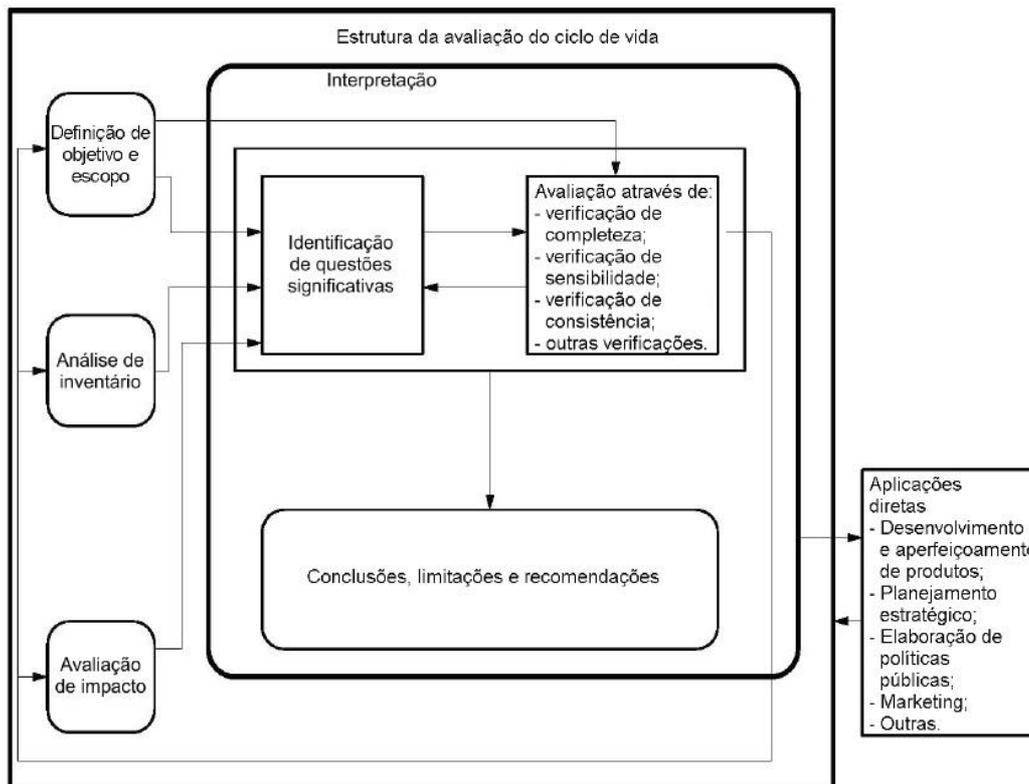


Figura 12. Interação dos elementos da fase de interpretação com as outras fases da ACV
 Fonte: NBR ISO 14044 (2009).

Segundo a NBR ISO 14040 (2009), a verificação de completudeza consiste no processo para verificar se as informações derivadas das fases precedentes de uma avaliação do ciclo de vida são suficientes para se chegar a conclusões de acordo com a definição de objetivo e escopo.

Conforme definição da NBR ISO 14044 (2009), a análise de sensibilidade é um procedimento sistemático para estimar os efeitos dos métodos e dados relacionados no resultado de um estudo, uma forma de avaliar a confiabilidade dos resultados. De acordo com Araújo (2013), para a realização de um ACV de resíduos a análise de sensibilidade dos parâmetros como composição dos resíduos, créditos de energia e materiais recuperados, cenários das tecnologias e emissões de longo prazo de metais e compostos orgânicos de aterro, são indispensáveis.

A verificação de consistência é realizada para investigar se as suposições, métodos e dados foram aplicados de forma consistente no decorrer do estudo de ACV. Essa verificação é aplicável ao ciclo de vida de um sistema analisado, assim como entre sistemas comparados (BUENO, 2014).

Uma das principais limitações da técnica de ACV, está na coleta de dados, onde reside a indisponibilidade de fontes de informações específicas e confiáveis para a

realização de estudos. Além dos dados primários que são obtidos de medições diretas no campo, um estudo de ACV se completa em muitos casos com dados secundários, obtidos principalmente em bancos de dados próprios para ACV; literatura específica; ou dados fornecidos por terceiros como empresas, órgãos governamentais, associações de classe, laboratórios de análise, entre outros (PAES, 2013),

5.3 Softwares e Banco de Dados disponíveis para ACV

Atualmente uma grande variedade de *softwares* foi desenvolvida com o objetivo de auxiliar os estudos de ACV principalmente na fase de ICV. Estes *softwares* facilitaram a realização dos cálculos de balanço de massa e energia, o processamento dos dados de forma mais fácil, rápida e imparcial, a realização de comparações entre ciclo de vida de produtos, a análise do fluxo de materiais e energia, a realização das análises de impactos ambientais com maior confiança e a interpretação dos resultados com maior confiabilidade (RODRIGUES, 2008).

Muitos destas ferramentas apresentam características e funções comuns, relevantes, para o estudo de ACV. Segue, aqui, uma lista dos *softwares* mais utilizados:

Quadro 6. *Softwares de Avaliação do Ciclo de Vida.*

Nome	Endereço na Internet	País de Origem
GaBi	www.gabi-software.com/	Alemanha
ORWARE	www.orware.com	Suécia
SimaPro	www.pre.nl	Holanda
Umberto	www.umberto.de	Alemanha
EASETECH	www.easetech.dk	Dinamarca

O desenvolvimento e a criação de bancos de dados para ACV começou a partir da década de 80, através de incentivos às legislações ambientais de alguns países, principalmente na Europa.

Para o estabelecimento dos bancos de dados é necessário uma mutua colaboração entre os usuários potenciais da ACV, em especial entre a academia, empresas e governo. O governo deve definir políticas públicas sobre a forma de condução dos trabalhos, a importância e sua necessidade. As empresas devem disponibilizar dados sobre a cadeia produtiva dos produtos. E a academia tem a função principal de capacitar recursos humanos e auxiliar na criação das bases de dados. Sem

este comprometimento mútuo, a adoção da ACV fica sujeita ao desuso pela inviabilidade técnica e econômica. (SILVA, 2012)

O acesso e a disponibilidade de informações das bases de dados podem variar conforme a fonte consultada. Por exemplo, em 1989, na Alemanha, o Instituto Ambientalista (em alemão, *Öko-Institut*) desenvolveu e disponibilizou gratuitamente ao público um banco de dados de Inventário do Ciclo de Vida (ICV) denominado Modelo de Emissão Global para Sistemas Integrados (em inglês, *Global Emission Model for Integrated Systems - GEMIS*) (SOUZA, 2013).

Em 1998, o Japão motivado pelo Ministério da Indústria e Comércio Exterior elaborou um banco de dados (JEMAI – www.jemai.or.jp) com *datasets* construídos por associações industriais japonesas (CURRAN *et al.*, 2006). Apenas em 2008 a Comissão Europeia visando disponibilizar uma base de dados coerente e consistente desenvolveu a *European Reference Life Cycle Database*, uma base de dados de acesso livre que concentra inventários de processos informados por diferentes setores industriais europeus (ARAÚJO, 2013).

Estes bancos de dados são inseridos nos *softwares* (que podem conter vários bancos de dados) que auxiliam a ACV, sendo constituídos a partir de Inventários do Ciclo de Vida (ICV) de elementos comuns a vários ciclos de vida: materiais (poliméricos, metálicos, cerâmicos, combustíveis, etc.); energia (térmica, elétrica, biomassa, etc.); atividades de transporte (rodoviário, ferroviário, etc.) e gerenciamento de resíduos (RIBEIRO, 2009).

Segundo Campos (2011) todos os *softwares* possuem bancos de dados próprios, que são adequados à realidade geográfica na qual se inserem o que faz com que eles se tornem ferramentas regionalizadas. Assim, deve-se ter o cuidado com o banco de dados dos *softwares* de ACV, para verificar se podem ser aplicados em outras localidades. Isso mostra também a necessidade de cada país investir no seu banco de dados, para poder aplicar com coerência a ACV. Uma lista de banco de dados é apresentada no Quadro 7.

Quadro 7. Principais bancos de dados.

Nome	Endereço na Internet	Softwares	Região dos Dados
<i>Australian LCI Data Project</i>	http://www.cfd.rmit.edu.au/programs/life_cycle_assessment/life_cycle_inventory	SimaPro	Austrália
<i>BUWAL 250</i>	http://www.bafu.admin.ch/	SimaPro	Suíça
<i>Canadian Raw Materials Database</i>	http://crmd.uwaterloo.ca/	Adobe Reader;	Canadá
<i>Dutch Input Output</i>	www.pre.nl	SimaPro	Holanda
<i>Ecoinvent</i>	www.ecoinvent.ch	SimaPro; GaBi; Umberto;	Mundial; Europa; Suíça
<i>Franklin US LCI</i>	www.pre.nl	SimaPro	Estados Unidos
<i>German Network on LCI Data</i>	www.lci-network.de	GaBi	Alemanha
<i>IVAM LCA Data</i>	www.ivam.uva.nl	SimaPro	Holanda
<i>LCA Food</i>	www.lcafood.dk	SimaPro	Dinamarca
<i>US LCI Database</i>	www.nrel.gov/lci	GaBi;	Estados Unidos

Fonte: Adaptado de CURRAN *et al.*, 2006; RIBEIRO, 2009 e ARAÚJO, 2013.

O Ecoinvent foi desenvolvido pelo *Swiss Centre for Life Cycle Inventories* do EMPA – *Swiss Federal Laboratories for Materials Testing and Research* e outras instituições de pesquisa suíças, comissionadas pelos Ministérios Suíços do Meio Ambiente, Energia e Agricultura (BAFU-FOEN, BFE e BLW) e surgiu em 2003 com a proposta de harmonizar os bancos de dados disponíveis (ARAÚJO, 2013). Todavia, é considerada a base de dados mais completa disponível na literatura, com mais de 4000 processos inventariados para os mais diversos setores industriais. Os dados do Ecoinvent são padronizados no formato EcoSpold de acordo com a norma ISO/TS

14048:2002. A partir dessa padronização os dados podem ser carregados em diferentes *softwares* (ECOINVENT, 2015).

No Brasil o desenvolvimento de banco de dados iniciou-se em 2006, sob os auspícios do Ministério da Ciência e Tecnologia (MCT) e o Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia (IBICT), através do programa de “Inventário do Ciclo de Vida para a Competitividade Ambiental da Indústria Brasileira”. Com esse, foram elaborados os inventários do diesel brasileiro, da energia elétrica gerada pela usina de Itaipu, e outros (ARAÚJO, 2013).

Informações recentes dão conta de que empresas brasileiras, como a Natura, já vêm realizando estudos de ACV como ferramenta para a tomada de decisão sobre o desenvolvimento e produção de seus produtos, e que outras empresas também já vêm se adaptando à metodologia, principalmente, para se adequarem ao mercado externo e melhorarem a sua competitividade, tendo em vista que países desenvolvidos da Europa, além dos Estados Unidos e Japão, utilizam como critério de importação para produtos a ISO 14040 (CARVALHO, 2010).

5.3.1 O Software EASETECH

Uma revisão de pressupostos técnicos dos principais *softwares* utilizados para a ACV de resíduos sólidos realizado por Gentil *et al.* (2010), mostrou como diferentes modelos evoluíram a partir de *softwares* anteriores, incorporando novos conhecimentos e funcionalidade, tornando-os cada vez mais complexos em termos de gestão (por exemplo, o tratamento combinado de diferentes fluxos de resíduos) e tecnologias (por exemplo, novos processos termais).

Portanto, devido à necessidade de *softwares* mais flexíveis, que possibilitem ao usuário projetar melhores modelos de processos uma equipe da universidade da Dinamarca resolveu trabalhar no desenvolvimento de um novo *software* de ACV, denominado *EASETECH*, a partir dos dados e conhecimento adquiridos ao longo dos últimos dez anos do seu modelo anterior, o *EASEWASTE* (YOSHIDA *et al.*, 2014). Conforme mostrado na Figura 13 este *software* foi lançado em 2013.



Figura 13. Desenvolvimento histórico dos *softwares* de ACV pela Universidade Técnica da Dinamarca.

Fonte: Adaptado de Clavreul *et al.* (2014)

Dentre as características deste novo modelo a principal é o uso de frações do material para se definir o fluxo principal do sistema, afim de guardar toda informação necessária para a modelagem através do rastreamento de cada uma das frações durante todo o sistema, visto que, quando tecnologias de tratamento ambiental são modeladas o fluxo principal consiste de materiais heterogêneos e o tratamento ideal para uma fração do material pode não ser adequado para outra fração, diferente de outras ferramentas de ACV, como SimaPro (2013), Gabi (2013), openLCA (2013) e Umberto (2013) onde o fluxo principal é definido com um único material.

O *EASETECH* trabalha o ponto de partida desses dados através de uma matriz onde cada fração do material é especificada em relação à sua composição química, além dos parâmetros específicos para cada fração do material, conforme a Figura 14.

Fraction name	Total Wet Weight (kg)	TS (kg)	Water (kg)	VS (kg)	Ash (kg)	Energy (MJ)	C bio (kg)	C bio and (kg)	C fossil (kg)	Ca (kg)
Sum	1000	540.3	459.8	405.2	135	9380	175.8	78.67	55.49	12.48
Vegetable food waste	352.8	81.144	271.6	76.92	4.219	1485	38.54	34.32	0.1939	0.4503
Animal food waste	111.1	47.66	63.48	43.52	4.147	1170	26.4	17.16	0.5386	1.949
Magazines	24	22.512	1.488	14.86	7.654	258.2	7.654	1.801	0.0385	2.274
Newsprints	7.996	6.96	1.036	6.389	0.5707	118.8	3.104	0.5081	0.01559	0.07726
Advertisements	40.02	36.52	3.5	26.51	10.01	476.586	12.56	4.565	0.06318	1.315
Books, phone books	1	0.955	0.045	0.785	0.17	14.38	0.3858	0.2044	0.001939	0.03877
Office paper	6.003	5.478	0.525	4.344	1.134	68.64	2.043	1.128	0.0103	0.4256
Other clean paper	0.9997	0.926	0.0737	0.765	0.161	12.18	0.3528	0.2028	0.001778	0.04065
Paper and carton containers	9.996	7.77	2.226	6.729	1.041	116.3	3.178	1.173	0.01601	0.2036
Other clean cardboard	30.006	25.05	4.956	21.543	3.507	377.754	10.2	3.808	0.05135	0.774
Milk cartons (carton/plastic)	12	9.984	2.021	9.864	0.1198	212.9	4.593	1.048	0.627	0.007258
Juice cartons (carton/plastic/aluminium)	4.002	3.356	0.6456	3.034	0.3222	79.74	1.698	0.292	0.03457	0.02624
Kitchen towels	38.98	20.709	18.28	20.15	0.5591	351.4	9.257	5.219	0.0936	0.08139

Figura 14. Exemplo de composição de material calculado na camada de fluxo do *EASETECH*. (TS – Sólidos Totais; Water – Água; VS – Sólidos Voláteis; Ash – Cinza; Ca – Cálcio)
Fonte: Clavreul *et al.* (2014)

O principal foco do *EASETECH* é no rastreamento das substâncias em diferentes frações no fluxo de materiais, desde a sua geração até a sua liberação no meio ambiente, através de um número ilimitado de frações, possibilitando a criação também de diagramas de Sankey (BRUNNER e RECHBERGER, 2004), além de, relacionar os inventários de emissão de diferentes fluxos de materiais durante todo o modelo.

A base que possibilita construir diferentes cenários com o *EASETECH* reside na utilização de ferramentas com moldes dos processos de materiais. Os fluxos precisam ser tratados de diferentes maneiras, por isso foram criados 17 moldes na

primeira versão do programa. Estes fluxos genéricos existentes podem ser modificados e divididos permitindo a criação de novos fluxos (CLAVREUL *et al.* 2014).

Como o foco inicial deste *software* era relativo à gestão de resíduos, cada vez mais processos específicos de materiais têm sido desenvolvidos para modelar, por exemplo, a digestão anaeróbia, a geração de gás nos aterros, a produção de lixiviados e a aplicação de tratamento de resíduos em terras agrícolas.

Dois tipos de dados podem ser identificados no *EASETECH*: os dados de "background", dados que o usuário não espera alterar frequentemente (sendo armazenado em "catálogos"), e os dados que o usuário editará para modelar cenários específicos (sendo armazenado nas "bibliotecas de processo") (CLAVREUL *et al.* 2014). A Figura 15 mostra como o *EASETECH* utiliza diferentes tipos de armazenamento de dados durante a criação de cenários e como diferentes catálogos, bibliotecas de processos e cenários estão conectados.

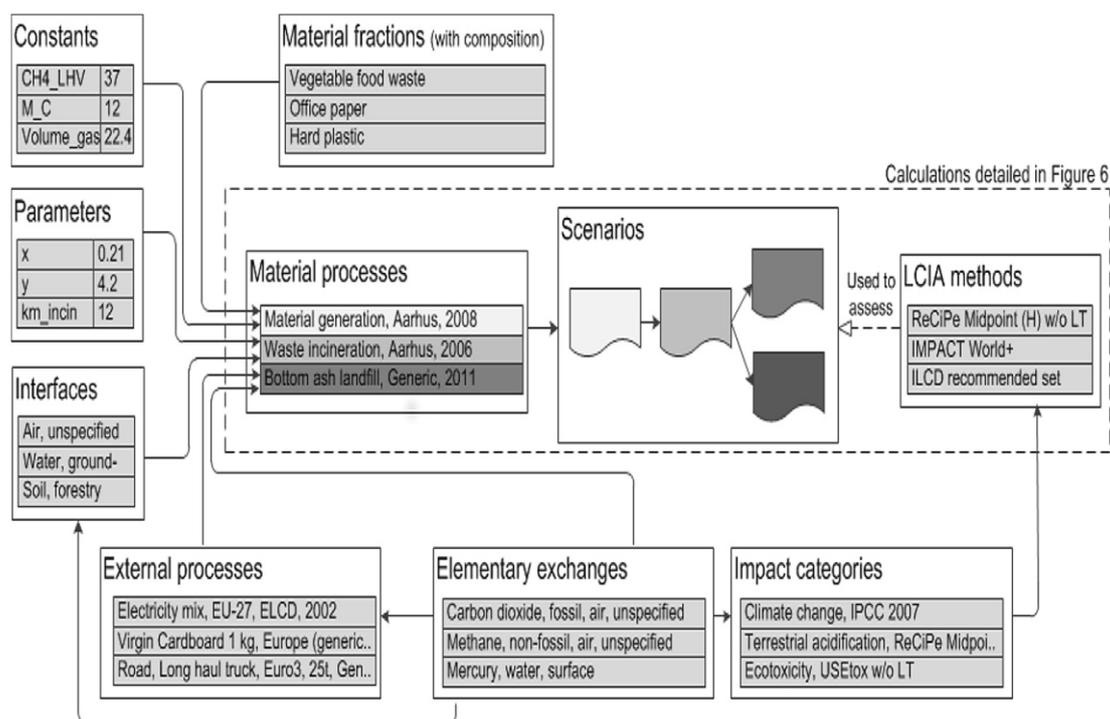


Figura 15. As interações entre os diferentes catálogos de dados.
Fonte: Clavreul *et al.* (2014)

O *EASETECH* armazena os dados no formato *EcoSpold v2*, o que facilita a troca de informações com outros modelos. Isso significa que um usuário pode facilmente importar os dados necessários para o *software* quando estes não estão prontamente disponíveis no banco de dados.

Segundo Hauschild *et al.* (2012) e Clavreul *et al.* (2014) é recomendada a utilização da metodologia *International Reference Life Cycle Data System* (ILCD) para a AICV, no entanto, outras metodologias estão disponíveis no software como: IPCC 2007, EDIP97 wo LT, ILCD – old version, EDIP 2003 wo LT, EDIP 2003 and USEtox, ILCD recomendado- 2013 NR.

Os resultados podem ser fornecidos em quatro níveis, ou seja, inventário de ciclo de vida, caracterização, normalização e ponderação, apresentando impactos para 10 categorias ambientais, incluindo o aquecimento global no período de 100 anos (GW100), acidificação terrestre (AC), a eutrofização de água doce (FEP), eutrofização terrestre (TEP), eutrofização marinha (MEP), destruição do ozônio estratosférico 100 anos (OD100), formação fotoquímica oxidante (POF), ecotoxicidade (ET), toxicidade humana cancerígena (HT c) e toxicidade humana não cancerígena (HT nc) (ZHAO, *et al.*, 2015).

É importante avaliar a incerteza dos resultados obtidos no *software* uma vez que estes estão sujeitos à variabilidade de dados, medições, estimativas e até premissas incorretas. Portanto, a robustez dos resultados pode ser explorada mediante a realização de avaliações de sensibilidade e de incerteza através da variação de parâmetros e simulação de Montecarlo (CLAVREUL *et al.*, 2014).

5.4 ACV Aplicada ao Sistemas de Gerenciamento de Resíduos Sólidos Orgânicos

Segundo Bernstad *et al.* (2012), a ferramenta de ACV tem sido utilizada por muitos pesquisadores para a avaliação de gerenciamento de resíduos sólidos orgânicos facilmente biodegradável, no entanto algumas premissas são altamente relevantes. Portanto, é interessante estabelecer orientações específicas a fim de aumentar tanto a qualidade geral das avaliações como as comparações entre os estudos.

De acordo com Cadena *et al.* (2009), o processo de compostagem gera impactos ambientais como emissões atmosféricas e consumo de recursos que devem ser estudados. Portanto, o autor com o objetivo de avaliar o tratamento da fração orgânica facilmente biodegradável presente nos resíduos sólidos urbanos realizou uma ACV para duas tecnologias diferentes de compostagem, sendo uma localizada província de Girona e a outra localizada na província de Barcelona (Catalunha, Espanha). Em ambas as instalações, a análise inclui o impacto ambiental do consumo de combustível, água e eletricidade e as principais emissões gasosas do próprio processo de compostagem (amônia e compostos orgânicos voláteis). A unidade funcional adotada foi de uma tonelada de RSO.

Os impactos ambientais avaliados foram: potencial de aquecimento global, potencial de acidificação, potencial de oxidação fotoquímica, potencial de eutrofização, toxicidade humana e o potencial de depleção da camada de ozônio. Pode-se ressaltar que em ambas as plantas estudadas o consumo total de energia necessário para tratar o resíduo orgânico foi entre 130 e 160 kWh / t resíduo orgânico (CADENA *et al.*, 2009).

Os resultados mostraram que a ACV é uma ferramenta útil para analisar um processo de compostagem, pois permite a comparação entre diferentes tecnologias. As emissões gasosas do processo de compostagem representam a principal contribuição para a eutrofização, acidificação e potenciais de oxidação fotoquímica, enquanto as contribuições relacionadas ao consumo de energia são as principais responsáveis pelo aquecimento global (CADENA *et al.*, 2009).

Manfredi *et al.*(2009) compararam o desempenho ambiental através da ferramenta de ACV de dois cenários de aterros sanitários com baixo teor de resíduos orgânicos onde levou em consideração os dados do aterro de Nauerna na Holanda com outros dois cenários de aterros sanitários domésticos. A unidade funcional adotada foi de uma tonelada de resíduos húmidos sendo que os aspectos ambientais foram avaliados por um período de 100 anos após a eliminação.

As avaliações de impacto do ciclo de vida mostram que os cenários de resíduos com baixo teor de resíduos orgânicos atingiram um melhor desempenho ambiental do que os cenários de resíduos domésticos. Isso indica que a redução da matéria orgânica nos aterros pode ser uma abordagem bem sucedida para diminuir as cargas ambientais em várias categorias de impacto (MANFREDI, 2009).

No entanto, quando a utilização de gás de aterro é contabilizada no cálculo do impacto do ciclo de vida, a pequena geração de gás em aterros de baixo teor orgânico de resíduos reduziu o potencial real de geração de energia sendo assim as economias ambientais obtidas foram reduzidas proporcionalmente (MANFREDI, 2009).

Martínez-Blanco *et al.* (2010) aplicaram a metodologia de ACV para avaliar os impactos ambientais e as emissões gasosas associadas à compostagem doméstica (CD) e industrial (CI) cujos os dados foram obtidos respectivamente de um experimento realizado pelo autor na Universidade Autônoma de Barcelona (Barcelona, Espanha) e de uma fábrica instalada na província de Barcelona (Espanha). A unidade funcional selecionada foi de uma tonelada de resíduos sólidos orgânicos segregados na fonte. Ambos os sistemas avaliaram as etapas de coleta dos RSO segregadas na fonte, coleta dos resíduos provenientes de poda e a utilização do composto, por exemplo, na jardinagem.

Os resultados indicaram que a compostagem industrial foi mais impactante do que o compostagem doméstica para quatro das categorias de impacto consideradas (depleção abiótica, depleção da camada de ozônio, oxidação fotoquímica e demanda de energia cumulativa) e menos impactante para os outros três (acidificação, eutrofização e aquecimento global) (MARTÍNEZ-BLANCO *et al.* 2010).

A produção composto orgânico e as emissões gasosas são os principais responsáveis pelos impactos da CD, enquanto que para CI as principais contribuições provêm da coleta e transporte de resíduos orgânicos, consumo de eletricidade e emissão de compostos orgânicos voláteis (COVs). Estes resultados sugerem que CD pode ser uma alternativa interessante ou complementar a CI em áreas de baixa densidade populacional (MARTÍNEZ-BLANCO *et al.* 2010).

Andersen *et al.* (2012) executaram uma avaliação ambiental da gestão de resíduos orgânicos domésticos a partir de uma perspectiva ACV através do *software* EASEWASTE. O foco consistiu no processo de compostagem doméstica realizada na Dinamarca e na modelagem de seis unidades de compostagem doméstica diferentes (com diferentes entradas e diferentes frequências de mistura). Além disso, a incineração e o aterro também foram modelados como alternativas à compostagem doméstica.

Os processos mais importantes que contribuíram para o impacto ambiental da compostagem doméstica foram as emissões de gases de efeito estufa (GEE) e as emissões evitadas em relação à substituição de fertilizantes químicos e turfa quando o composto gerado foi usado na jardinagem. A substituição de fertilizantes químicos e turfa também foi identificada como um dos parâmetros mais sensíveis, o que poderia potencialmente ter um benefício ambiental significativo (ANDERSEN *et al.*,2012).

Muitas das categorias de impacto (especialmente toxicidade humana via água e solo) foram afetadas pelo metal do tratamento de resíduos orgânicos domésticos. As concentrações de metais pesados no composto foram inferiores aos valores limiares para a utilização em terra e, portanto, não foram considerados como um problema (ANDERSEN *et al.*,2012).

As emissões de GEE, por outro lado, dependiam da gestão das unidades de compostagem. As unidades de compostagem, frequentemente revolvidas, apresentaram as maiores emissões de GEE. A compostagem doméstica obteve melhores resultados do que a incineração em várias categorias de impacto potencial. Uma exceção foi a categoria de aquecimento global, na qual a incineração teve melhor desempenho devido à substituição do calor e da eletricidade com base em combustíveis fósseis (ANDERSEN *et al.*,2012).

Com base em um estudo de caso no sul da Suécia, Bernstad *et al.* (2014) investigaram as potencialidades e os impactos ambientais relacionados com a minimização de resíduos domésticos de alimentos a partir da ACV. A quantidade de resíduos alimentares evitáveis e inevitáveis foi avaliada através da análise de composição onde os diferentes tipos de resíduos alimentares evitável foram classificados.

Dois cenários distintos foram elaborados e a análise de impacto se limitou ao potencial de aquecimento global. Os resultados a partir da análises de composição dos resíduos indicaram que uma média de 35% dos resíduos de alimentos gerados pelas famílias são evitáveis e esta redução pode resultar na diminuição das emissões dos gases de efeito estufa. Este estudo mostrou claramente que embora existam alternativas modernas para o tratamento de resíduos de alimentos que podem resultar na redução da categoria de impacto analisada a prevenção do desperdício de alimentos produz os maiores benefícios em comparação com a incineração e a digestão anaeróbia (BERNSTAD *et al.*, 2014).

Buratti *et al.* (2015), com o objetivo de avaliar a carga ambiental dos sistemas de gestão de resíduos orgânicos implementados na região de Umbria, em Itália, a fim de fornecer informações úteis para a tomada de decisões estratégicas destinadas à melhoria e otimização avaliaram o desempenho ambiental através da ACV. Foram analisados dois cenários de tratamento de resíduos: coleta indiferenciada seguida da biostabilização da fração orgânica e seu descarte final no aterro sanitário (Cenário 1) e a coleta segregada na fonte da fração orgânica seguida da produção de composto (Cenário 2). A unidade funcional adotada foi de uma tonelada de RSO. (BURATTI *et al.*,2015).

Os resultados mostraram que o aterro dos resíduos orgânicos tem o menor impacto nas categorias de impacto analisadas, exceto para o aquecimento global, fato este que pode ser justificado em função da ausência de um sistema de coleta de metano no aterro. Com relação à compostagem aeróbia da fração orgânica segregada os esforços para reduzir o impacto devem concentrar-se principalmente na redução das emissões atmosféricas (sulfeto de hidrogênio, partículas, amoníaco, etc) do processo de biostabilização. Além disso, a análise de sensibilidade indicou que o aumento da eficiência da coleta de biogás poderia melhorar significativamente o desempenho do Cenário 1 (BURATTI *et al.*,2015).

6 METODOLOGIA DA PESQUISA

Com o objetivo de avaliar o atual sistema de gestão de resíduos sólidos orgânicos gerados nos terminais 1 e 2 do porto do Rio de Janeiro, optou-se por analisar a eficiência do atual cenário e confronta-lo com os impactos causados através da geração e destinação dos resíduos em outros dois cenários distintos. As etapas para a realização dessa dissertação compreenderam:

- a) Revisão da literatura - levantamento de dissertações, teses, artigos e demais publicações sobre os temas relacionados a Resíduos Sólidos e ao Setor Portuário Brasileiro, bem como à Avaliação do Ciclo de Vida, que foram selecionados a partir de buscas nas bases Minerva da UFRJ, na Biblioteca Digital Brasileira de Teses e Dissertações e no portal de periódicos da CAPES;
- b) Estudo e formação para uso do *software EASETECH* – realização de cursos para a certificação *software*, promovido pelo Grupo de Estudos em Resíduos Sólidos (GETRES), ministrados e disponibilizados na UFRJ, obtenção de manuais específicos sobre o tema de ACV além de participação em palestras e congressos relacionadas ao tema;
- c) Trabalho de campo para obtenção dos dados – levantamento da geração dos resíduos sólidos orgânicos (RSO) facilmente biodegradáveis dos terminais 1 e 2 do Porto do Rio de Janeiro, através da análise dos manifestos de resíduos e visitas técnicas para obtenção dos dados de entradas e saídas (consumo de recursos naturais e energia, emissões para o ar, água e solo), assim como para todas as etapas incluídas nas fronteiras do estudo;
- d) Aplicação da ferramenta de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) – utilizando como base as normas NBR ISO 14.040:2009 e NBR ISO 14.044:2009, por meio do *software EASETECH*, assim como, a elaboração do inventário do ciclo de vida referente à realidade brasileira, através do banco de dados *Ecoinvent*;
- e) Definição das categorias de impacto (AICV) – através da análise e interpretação de artigos científicos e teses relacionados ao tema e reuniões com pesquisadores e especialistas na área de ACV de RSU;
- f) Avaliação da relevância dos resultados obtidos – aplicação da ferramenta de análise de sensibilidade para parâmetros específicos dentro dos cenários propostos.

A Figura 16 ilustra o desdobramento da fase de aplicação da ACV com as suas respectivas etapas.

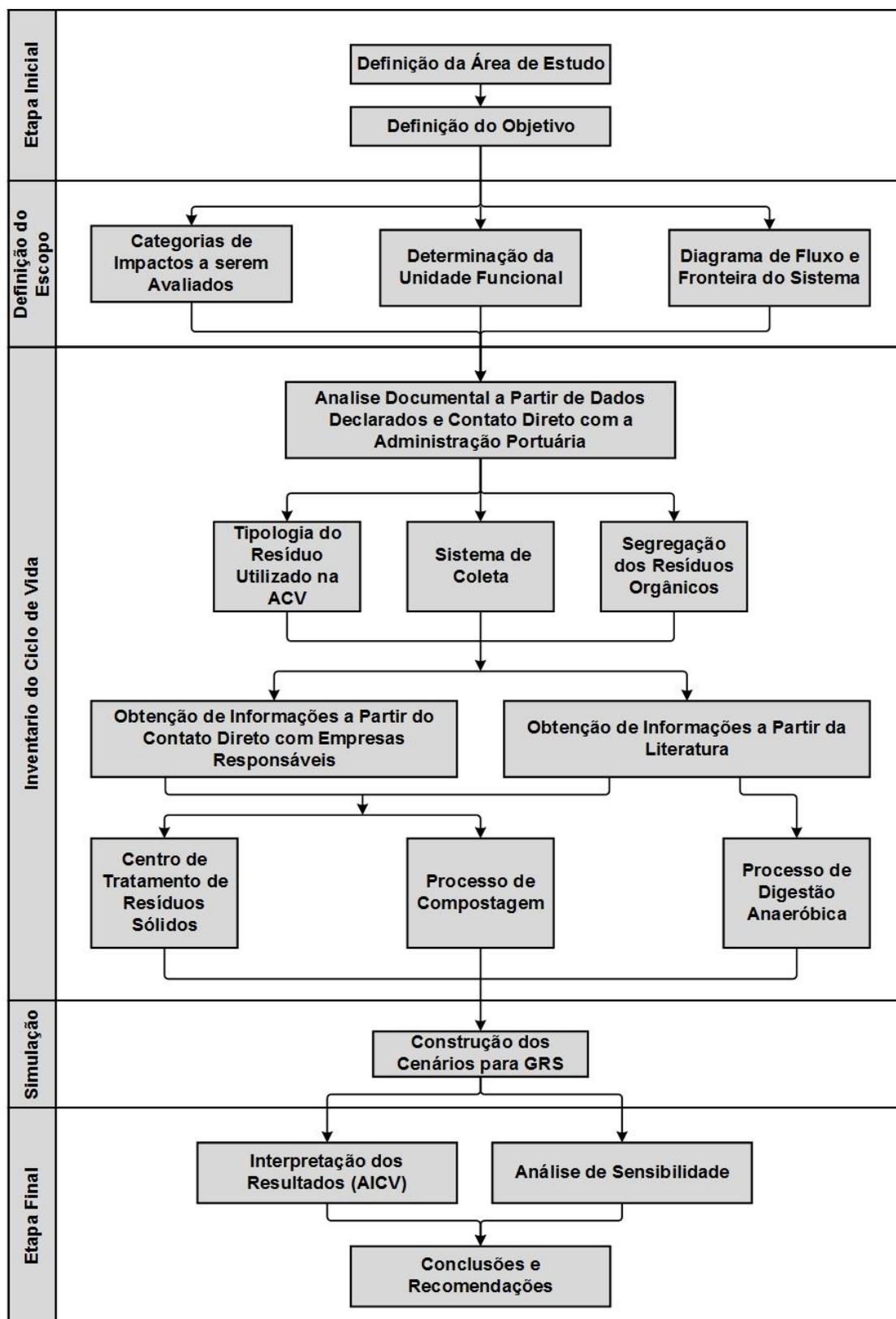


Figura 16. Metodologia de aplicação da ACV.

6.1 Etapa Inicial

6.1.1 Delimitação da Unidade de Estudo

O Porto do Rio de Janeiro possui uma área de 1 Km² de extensão e se situa de frente para as avenidas Rodrigues Alves e Rio de Janeiro que se ligam diretamente à Avenida Brasil e Ponte Rio-Niterói., onde está localizada a sua administração central e os terminais de carga e descarga, num total de 10 cais e 4 terminais.

Desse modo, considerando as recomendações contidas nas normas NBR ISO 14.040 (2009) e NBR ISO 14.044 (2009) sobre a definição do objetivo e escopo dos estudos sobre ACV e a amplitude do Porto do Rio de Janeiro e sua dimensão, optou-se em delimitar o escopo e objetivo de estudo e trabalhar apenas com dados dos terminais 1 e 2, conforme ilustra a Figura 17.

Por outro lado, considerando a ética que visa resguardar o sigilo nas pesquisas acadêmico-científicas sobre as unidades de estudo e os sujeitos pesquisados, optou-se também em manter o nome da organização e dos sujeitos no anonimato.



Figura 17. Imagem do Porto do Rio de Janeiro - terminais.
Fonte: Google Earth, 2016.

O Terminal 1 dispõe de uma área total de 184.000 m² com 2 berços de 800 m de extensão e um armazém de 20.000 m². Sua capacidade de armazenagem estática é de 12.144 *Twenty Foot Equivalent Unit* (TEUs). O Terminal 2 dispõe de uma área total de 175.000 m² sendo dois berços com extensão de 360 metros e uma capacidade de movimentação anual de 243.000 veículos. Estes terminais juntos operam com população média de aproximadamente 690 funcionários.

O Sistema de Gerenciamento de Resíduos Sólidos dos terminais 1 e 2 no ano de 2013, representado na Figura 18, foi elaborado a partir da análise dos Manifestos de Resíduos. Este sistema é constituído por quatro etapas principais: coleta convencional e coleta seletiva; armazenamento temporário e triagem ambos realizados na Central de Resíduos existentes no Terminal 1 e a destinação.

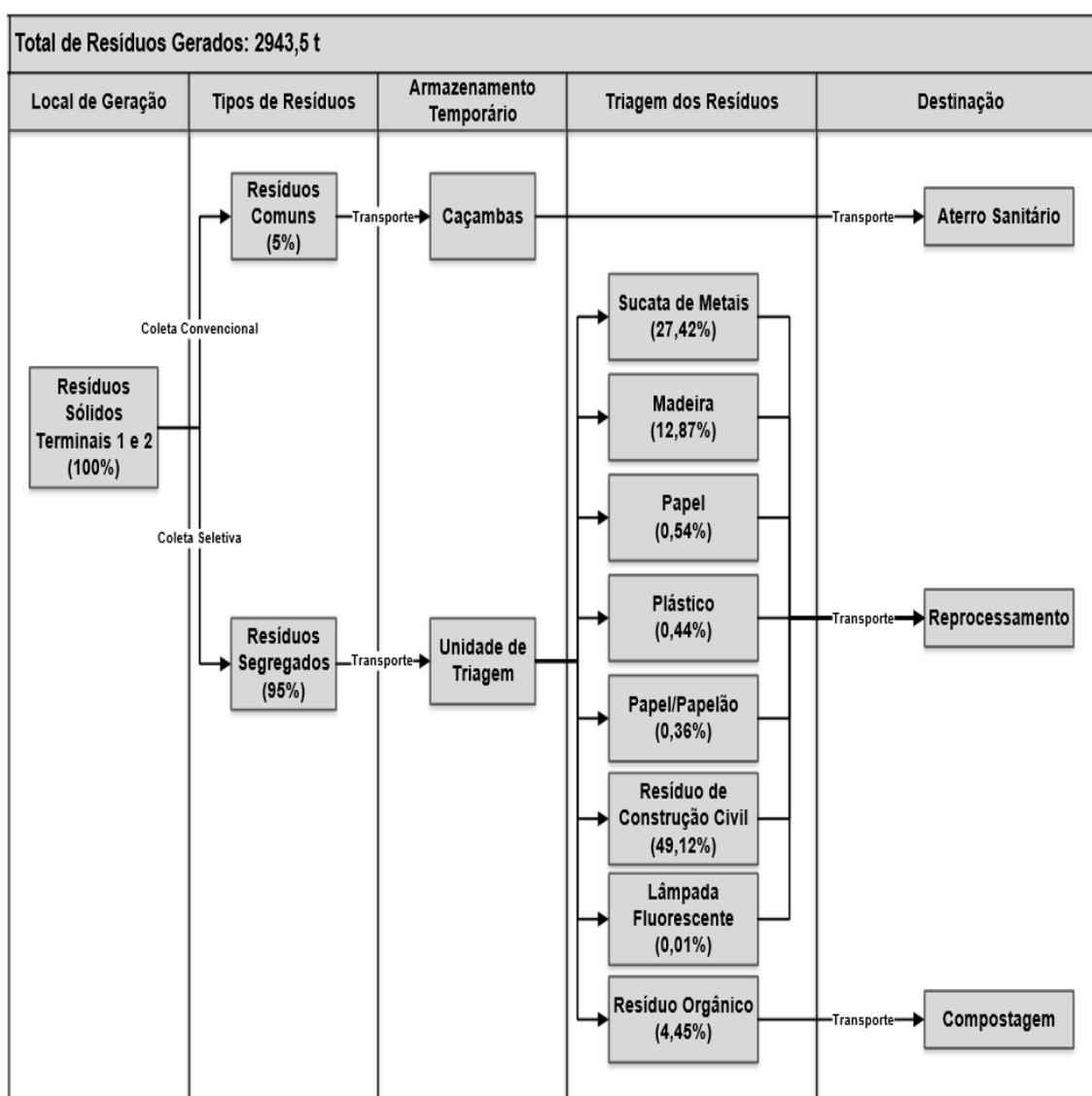


Figura 18. Cenário atual do Gerenciamento de Resíduos Sólidos dos terminais 1 e 2 em 2013.
Fonte: Elaborado por PAIVA, 2016.

Além dos critérios descritos anteriormente, a escolha destas áreas deveu-se principalmente ao fato destes terminais serem pertencentes a áreas arrendadas e certificadas pelas ISO 9001:2008, ISO 14001:2004 e OHSAS 18001:2007. Esta escolha, além de ter facilitado o acesso aos dados presentes nos manifestos de resíduos e eventuais visitas técnicas, foi também fundamental para a realização do estudo pelo fato de terem seus processos de operação devidamente padronizados e sistematizados por estas normas.

6.1.2 Definição de Objetivos da ACV

O objetivo principal deste estudo foi avaliar no plano ambiental o modelo de gestão dos Resíduos Sólidos Orgânicos (RSO) facilmente biodegradáveis gerados nos terminais 1 e 2 do Porto do Rio de Janeiro durante o ano de 2013, comparando o desempenho ambiental de três alternativas para o seu tratamento e disposição: aterro sanitário (CTR de Nova Iguaçu), compostagem e digestão anaeróbia. Para isso, todo o estudo foi realizado seguindo as recomendações sobre a metodologia de ACV contidas nas normas NRB ISO 14040 (2009) e NRB ISO 14044 (2009), conforme descrito anteriormente.

6.2 Definição de Escopo

A definição de escopo compreende as atividades necessárias para gerir os Resíduos Sólidos a partir do momento em que são enviados para a coleta até a disposição final. Portanto, as etapas de geração, transporte, armazenamento, tratamento e destinação final foram analisadas e quantificadas, levando em consideração os balanços de materiais, de energia e emissões atmosféricas. Nesses termos, serão enunciados a seguir os elementos constituintes do Escopo da aplicação da ACV para esta dissertação.

6.2.1 Unidade Funcional

Para este estudo adotou-se como unidade funcional o tratamento de 1000 kg (uma tonelada) de resíduos orgânicos.

6.2.2 Diagrama de Fluxos e Fronteiras do Sistema

A Figura 19 ilustra a fronteira e o diagrama de fluxos específico dos resíduos orgânicos gerados nos terminais 1 e 2. Observa-se que foram considerados elementos complementares: geração e transmissão de eletricidade de acordo com a matriz energética brasileira – usada para funcionamento de equipamentos elétricos; o

consumo de diesel para veículos de transporte e máquinas empregadas nas diferentes destinações.

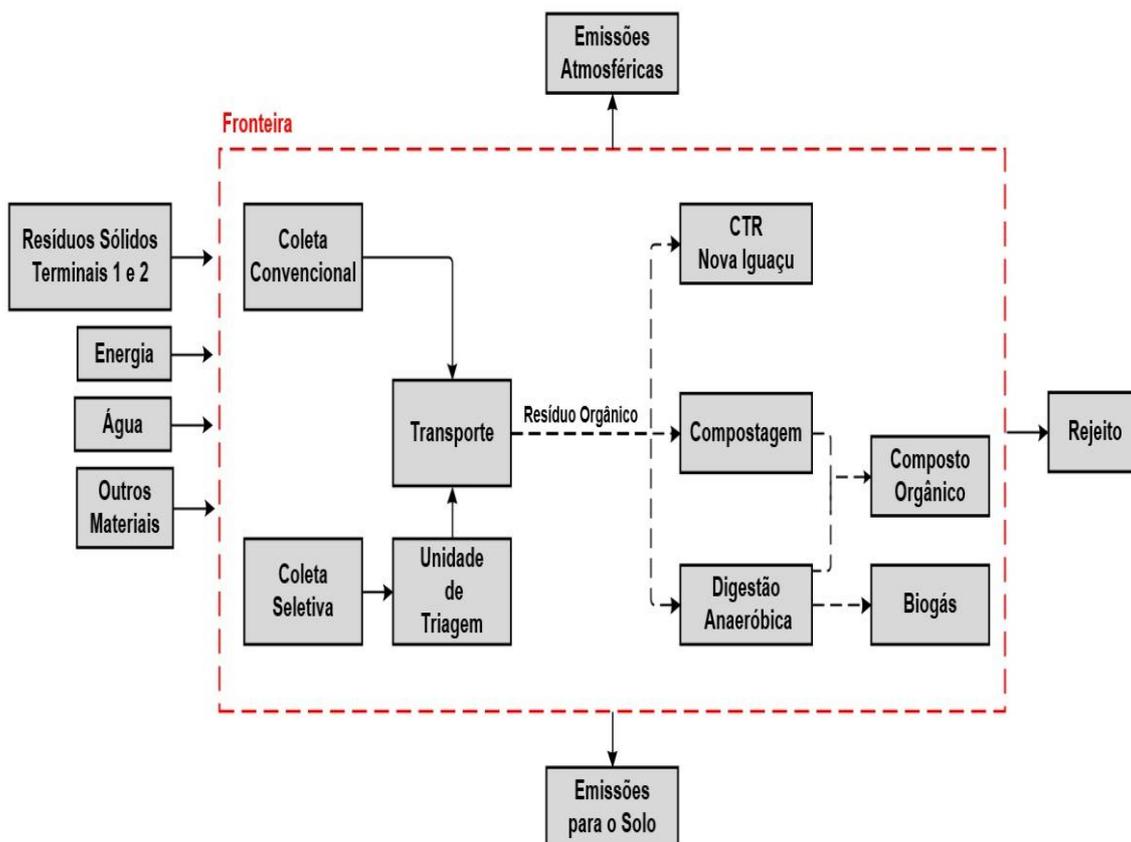


Figura 19. Limites e fronteiras do Sistema de estudo da ACV.

6.2.3 Categorias de Impacto

Os 6 indicadores ambientais utilizados neste trabalho são identificados por Bueno *et al* (2015) como os mais significativos quando se trabalha com sistemas de gestão de resíduos sólidos. No Quadro 8. serão apresentas as categorias de impacto que serão analisadas e suas respectivas unidades.

A modelagem de ciclo de vida foi realizada através do *software EASETECH*, no qual optou-se pelos métodos recomendados para a avaliação de impactos, onde se considera o modelo de caracterização, o fator de caracterização e o indicador de estado para cada uma das categorias de impacto que foram definidas. Ressalta-se que estes métodos desenvolvidos para a realidade europeia e por se tratar de impactos de escala global, têm consistência com a realidade brasileira. Entretanto para algumas categorias como a acidificação e a eutrofização, o ILCD (2011) sugere cautela em suas aplicações, pois não existem métodos específicos para o Brasil.

Quadro 8. Categorias de impactos ambientais do estudo.

Impactos Ambientais	Modelo de Caracterização	Unidade
Mudanças Climáticas - 100a	IPCC 2007 (Forster et al., 2007)	kg CO ₂ eq.
Potencial de Acidificação	Accumulated Exceedance (Seppälä et al. 2006 e Posch et al, 2008)	mol H ⁺ eq.
Potencial de Eutrofização	Accumulated Exceedance (Seppälä et al. 2006 e Posch et al, 2008)	mol N eq.
Oxidação Fotoquímica	ReCipe Midpoint (Struijs et al., 2009)	Kg NMVOC eq.
Ozone Depletion	EDIP model	kg CFC-11 eq.
Potencial de formação de material particulado	RiskPoll model (Rabl e Spadaro, 2004 e Greco <i>et al</i> 2007)	Kg PM _{2,5} eq.

Fonte: Elaboração própria.

6.3 Inventário do Ciclo de Vida (ICV)

Para realizar a modelagem dos cenários propostos para a destinação dos resíduos orgânicos nos terminais 1 e 2 do Porto do Rio de Janeiro, no *software EASETECH* foram necessários identificar os dados para cada etapa.

6.3.1 Obtenção dos Dados

A obtenção dos dados relativos à geração e gestão dos resíduos sólidos orgânicos (RSO) dos terminais 1 e 2, no Porto do Rio de Janeiro, foi realizada de duas formas:

1) A partir de dados disponíveis em sistemas declaratórios - inventários de resíduos elaborados pela administração das empresas arrendatárias a partir do manifesto de resíduo do ano 2013 emitido pelas empresas transportadoras terceirizadas responsáveis pela retirada de resíduos do porto.

Dentre as informações necessárias para o trabalho, que puderam ser encontradas nestes sistemas declaratórios, estão: data de retirada do resíduo; tipo de resíduo retirado; quantidade do resíduo retirado; empresa transportadora; empresa receptora; destinação final.

2) A partir de contato direto com a Administração Portuária. Estes contatos foram realizados através de e-mails e de forma presencial em uma reunião e visita de

campo no dia 26 de maio de 2015. Os contatos diretos foram propiciados pelo Projeto “Programa de Conformidade do Gerenciamento de Resíduos Sólidos e Efluentes Líquidos nos Portos Marítimos Brasileiros” (SEP/PR e UFRJ, 2014).

Uma parte dos dados referentes às diferentes tecnologias utilizadas para a destinação destes resíduos foi obtida através de e-mails e do contato direto com a Central de Tratamento de Resíduos de Nova Iguaçu (CTR-NI) e com a empresa responsável pelo processo de compostagem. O restante dos dados foi obtido a partir do levantamento de fontes literárias e do banco de dados *Ecoinvent 3.01 (2013)* e *3.1 (2014)*.

6.3.2 Tipologia e Geração dos Resíduos Sólidos

Neste trabalho foram considerados apenas os dados referentes aos RSO facilmente biodegradáveis, que consistiram nos restos de alimentos gerados no restaurante (ROR) e nas podas e aparas vegetais (RP) geradas nas áreas verdes dos terminais 1 e 2.

A Figura 20 apresenta a variação mensal destes resíduos, levando em consideração os dados declarados no manifesto de resíduos dos terminais, totalizando 120,9 t para os ROR e 10,2 t para os RP. A partir destes dados foi possível determinar que a média de geração mensal dos RSO equivale a aproximadamente 10 t em 2013.

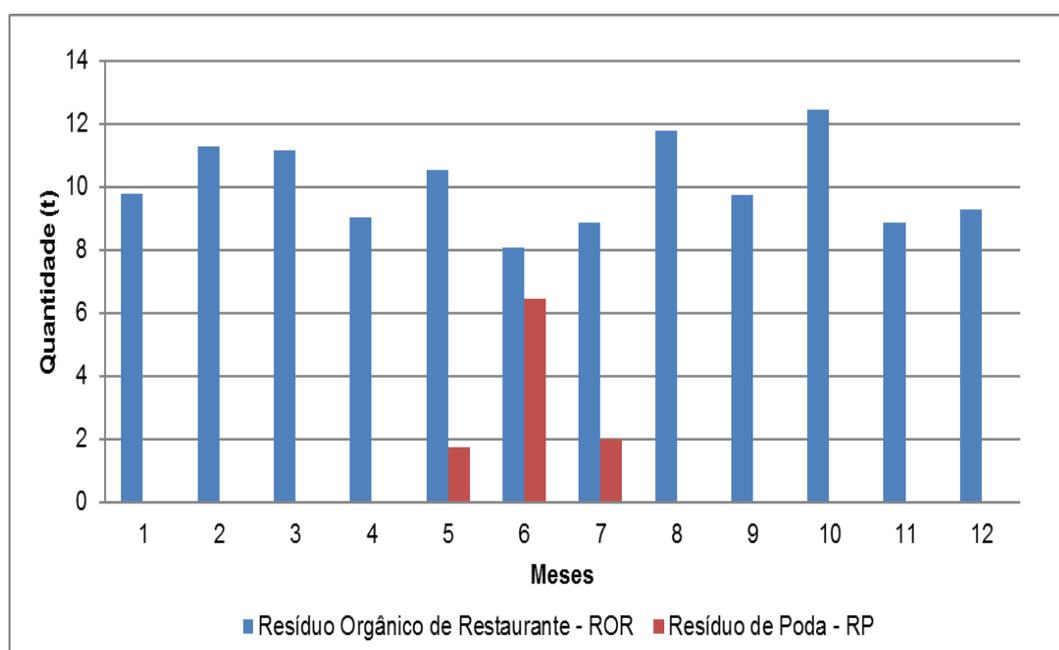


Figura 20. Geração mensal de resíduos sólidos orgânicos dos terminais 1 e 2 em 2013.

A composição dos resíduos é o fator mais importante na avaliação do potencial de geração de biogás de um aterro sanitário. O volume potencial máximo de biogás é dependente da quantidade e do tipo de conteúdo orgânico dentro da massa de resíduo uma vez que os resíduos orgânicos em decomposição representam a fonte de geração de biogás. Portanto, em função da inviabilidade da realização de uma caracterização gravimétrica, os valores da composição dos resíduos orgânicos gerados nos terminais apresentados na Tabela 2, foram determinados através de:

- a) Trabalhos científicos dos autores Neto *et al.*, 2007 e Albertoni, 2013, sobre caracterização e gerenciamento de RSO gerados em restaurantes;
- b) Dados repassados pelos terminais durante a visita técnica;
- c) Dados das empresas responsáveis pelas destinações.

Tabela 2. Total de Resíduos Sólidos Orgânicos mensurados para o ano de 2013.

Resíduos	Categoria	Nomenclatura no EASETECH	Siglas	Composição (%)	Quantidade (t)
Orgânico	<i>Origem Vegetal</i>	<i>Vegetable food waste</i>	ROR	73,8	96,7
	<i>Origem Animal</i>	<i>Animal food waste</i>		18,4	24,2
	<i>Podas de Jardim</i>	<i>Yard waste, flowers</i>	RP	4,9	6,4
	<i>Madeiras</i>	<i>Wood</i>		2,9	3,8
Somatório				100	131,1

6.3.3 Sistema de Segregação e Coleta dos RSO

Os terminais estudados dispõem de uma Central de Resíduos Sólidos para receber os resíduos das operações portuárias, bem como das atividades administrativas. Como pode ser evidenciada na Figura 21, a central é dividida por baias, que são devidamente identificadas a partir dos tipos de resíduos mais comuns no cotidiano do terminal.

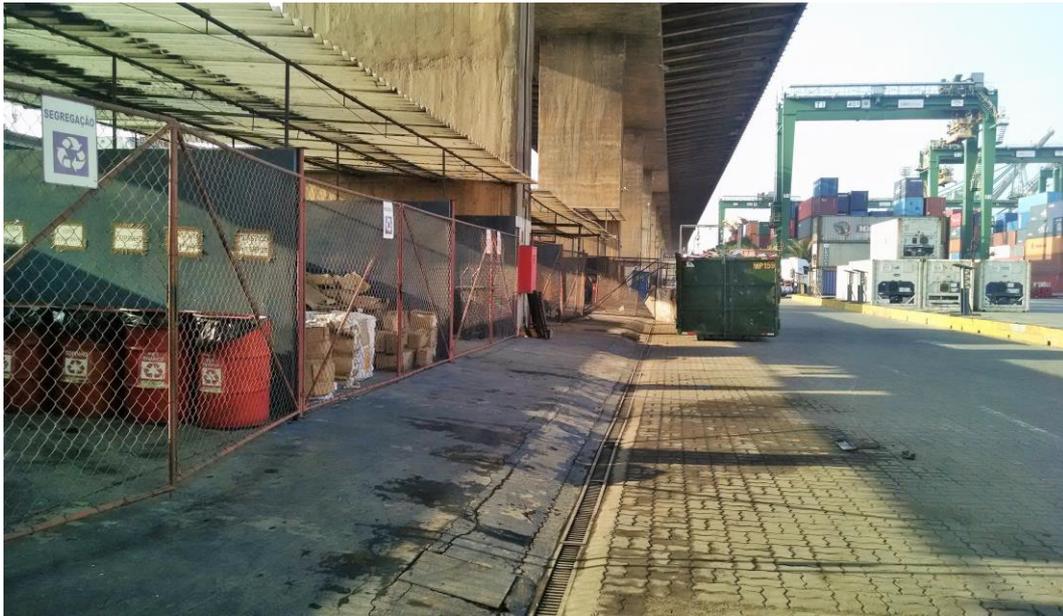


Figura 21. Central de resíduos sólidos do terminal.
Fonte: Elaborado por PAIVA, 2016.

Os resíduos, ao chegarem à central de resíduos, são identificados e encaminhados para a baía correspondente. Em alguns casos, os resíduos chegam misturados à central, sendo necessária a realização de uma segregação a partir de suas características físico-químicas. Entretanto, no cotidiano, a central recebe os ROR devidamente segregados e acondicionados em bombonas plásticas (Figura 22).



Figura 22. Baía de Armazenamento dos Resíduos Orgânicos de Restaurante.
Fonte: Elaborado por PAIVA, 2016.

Posteriormente estes resíduos são recolhidos por uma empresa terceirizada responsável pela destinação e tratamento, cuja periodicidade de coleta é aproximadamente quatro vezes ao mês para o sistema de compostagem. Os RP não possuem uma periodicidade de coleta mensal e, quando gerados, são encaminhados junto com o resíduo sólido comum para a CTR-NI conforme pode ser evidenciado na Figura 23.

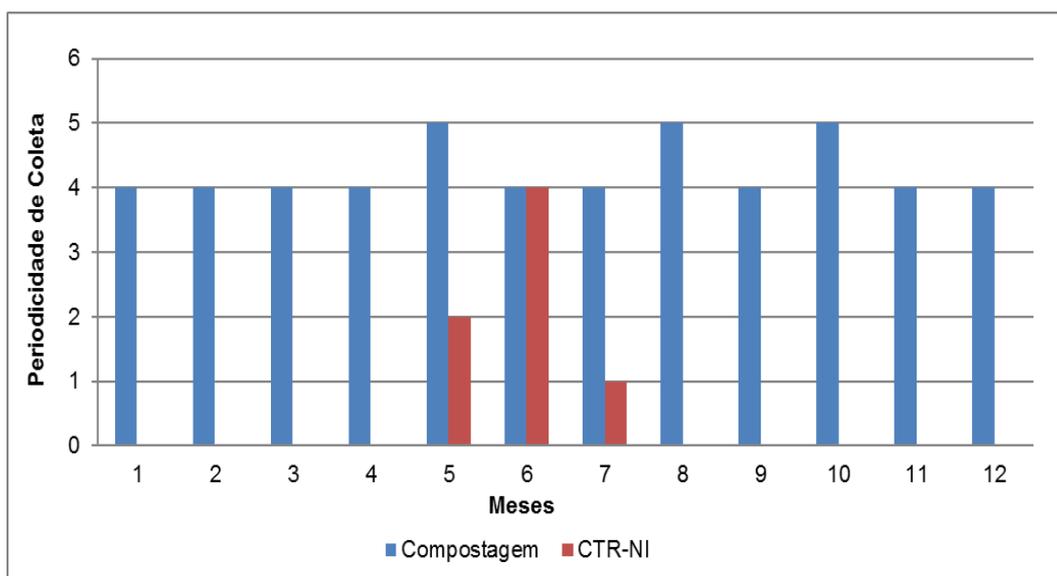


Figura 23. Periodicidade de coleta dos Resíduos Orgânicos em 2013.

O *EASETECH* fornece elementos para análise dos dados de coleta através do consumo de combustível por tonelada de resíduos transportados, considerando a periodicidade de coleta apresentada anteriormente, o número de paradas e a distância, isto é, o trajeto a partir da garagem até o ponto de coleta, deste ponto até a destinação final do resíduo e finalmente de volta para a garagem.

Por não existir modelo idêntico ao caminhão utilizado para o transporte destes resíduos no banco de dados do *EASETECH*, fatores levantados com a empresa responsável para a destinação como: a quantidade de resíduos transportada mensalmente, capacidade máxima do caminhão utilizado, a similaridade com a tecnologia e o uso do diesel como combustível foram fundamentais para esta escolha do *Collection Vehicle 10t Euro3, urban traffic, 1 liter diesel, 2006*.

6.3.4 Dados sobre a CTR de Nova Iguaçu

A CTR-NI está localizada no distrito de Vila de Cava, a cerca de 10 km do centro urbano da cidade de Nova Iguaçu e ocupa uma área de 1.200.000 m² distribuída em

quatro sub-aterros conforme Figura 24. Sua via de acesso consiste na Rodovia Presidente Dutra, Km 180 no sentido Rio de Janeiro a São Paulo.



Figura 24. Imagem da Central de Tratamentos de Nova Iguaçu.
Fonte: Google Earth, 2016.

Sua operação iniciou-se em fevereiro de 2003, após a obtenção de todas as licenças ambientais nas esferas municipal (Secretaria de Meio Ambiente de Nova Iguaçu), estadual (FEEMA na época) e federal (IBAMA), sob supervisão direta do Ministério Público do Rio de Janeiro. A data de encerramento prevista da concessão deste empreendimento é em 2020.

Em toda a área de fundação e nos taludes de escavação no projeto foi projetada a implantação de Geomembrana de Polietileno de Alta Densidade – PEAD, com 1,5mm de espessura, texturizada em ambas as faces, de forma a assegurar uma melhor aderência entre esta, as camadas de fundação e ao próprio material do aterro (BORTOLAZZO, 2010). A disposição dos resíduos ocorre em células de até 5,0 m de altura, devendo ser espalhados em camadas inclinadas de espessura máxima de 0,30m, com talude máximo de 1V:2H e compactadas através do trator de esteiras do tipo D6 e/ou similar e moto niveladoras, sendo posteriormente compactados pelo trânsito de equipamentos de terraplanagem (SOUZA, 2011). De acordo com a CTR-NI o consumo de diesel destas máquinas de operação é de aproximadamente 45.000 litros por ano.

Revestimento Final do Aterro: foi projetado para receber uma camada de solo argiloso, de espessura mínima de 0,60 m e permeabilidade inferior a 10^{-7} cm/s. Essa

camada é independente da camada de cobertura e deve ser espalhada e compactada pelo trânsito de equipamentos em subcamadas de 0,30 m. Após a aplicação deste material, está previsto o plantio de gramíneas com espécies do tipo batatais com altura média de raízes em torno de 0,05 m (SOUZA, 2011).

6.3.4.1 O tratamento do lixiviado

Para modelar a geração do processo de lixiviados no *EASETECH* leva-se em consideração a contribuição da infiltração de líquidos e as condições climáticas da região com precipitação e temperatura elevada. A cidade de Nova Iguaçu de acordo com o Sistema de Classificação Climática de Köppen e Thornthwaite apresenta clima subtropical (*Aw*) com inverno seco (*w*) e verão quente (*a*) à tropical chuvoso de região de floresta, ou seja, clima tropical com inverno seco e chuvas máximas no verão, dado que a temperatura média do mês mais frio é superior a 18°C.

De acordo com os dados apresentados na Elaboração do Plano Estadual de Recursos Hídricos do Estado do Rio de Janeiro, a cidade de Nova Iguaçu esta localizada na bacia da Baía de Guanabara (RH-V), onde a pluviosidade média anual varia em torno de 1200 a 1400 mm/ano na planície, chegando às partes mais altas das escarpas serranas com até mais de 2500 mm/ano, conforme pode ser visualizado na Figura 25. Levando em consideração todos estes parâmetros, o valor estimado para a simulação no *software* para uma rede de infiltração foi de 1200 mm/ano (INEA, 2014).

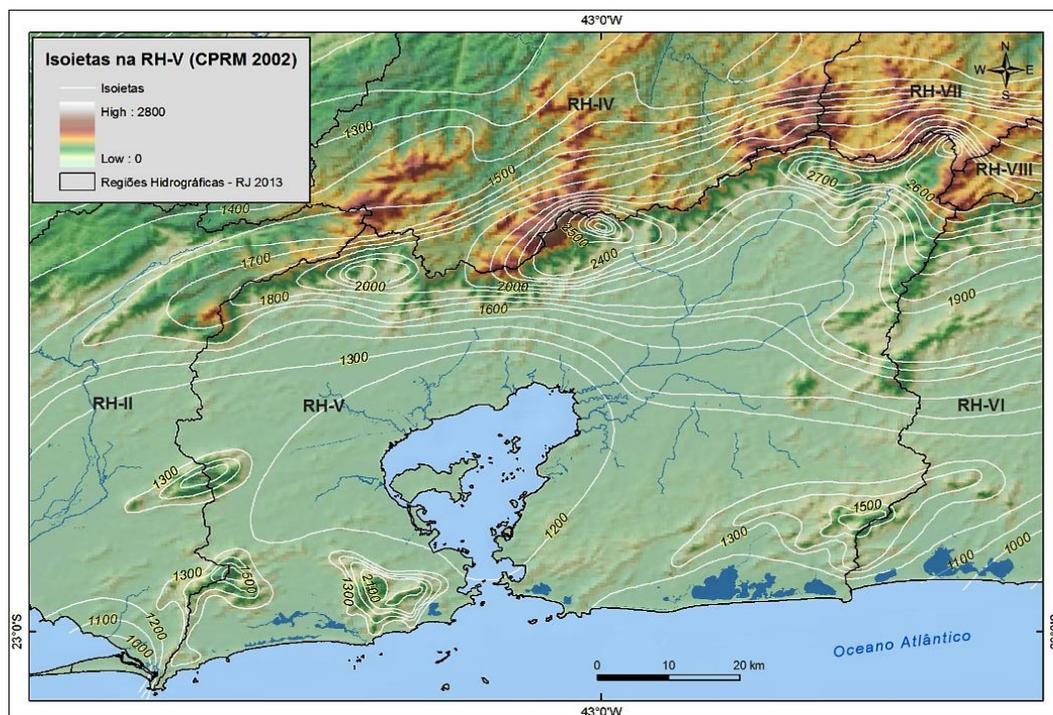


Figura 25. Chuvas médias anuais na Bacia da Baía de Guanabara e entorno.

Fonte: INEA, 2014

As concentrações de substâncias contidas nos lixiviados são modeladas em períodos de tempo individuais ao longo de 100 anos. Na Tabela 3 verificam-se as variações dos principais parâmetros físico-químicos dos lixiviados de aterros sanitário brasileiros e os dados específicos do lixiviado da CTR-NI analisados em 2011.

Tabela 3. Variação da composição típica do lixiviado para aterros brasileiros.

Parâmetros	Faixa Maxima Brasileira	Faixa Mais Provável	CTR de NI 2011
Alcalinidade (mg/L)	750 – 11.400	750 – 7.100	5085
Cádmio (mg/L)	0 – 0,26	0 – 0,065	0,016
Chumbo (mg/L)	0,01 – 2,8	0,01 – 0,5	0,09
Cloretos (mg/L)	500 – 5.200	500 – 3.000	4120
Cobre (mg/L)	0,005 – 0,6	0,05 – 0,15	0,017
pH	5,7 – 8,6	7,2 – 8,6	7,8
Cromo (mg/L)	0,003 – 0,8	0,003 – 0,5	0,108
DBO (mg/L)	< 20.000 – 30.000	< 20.000 – 8.600	714
DQO (mg/L)	190 – 80.000	190 – 22.300	-
Fósforo total (mg/L)	0,1 – 40	0,1 – 15	3,79
Manganês (mg/L)	0,04 – 2,6	0,04 – 2,0	0,310
Nitrogênio Orgânico (mg/L)	5 – 1.200	400 – 1.200	1241
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	0,4 – 3.000	0,4 – 1.800	1213
Nitrato (mg/L)	0 - 11	0 – 3,5	0,038
Nitrito (mg/L)	0 - 50	0 – 15	<0,005
Níquel (mg/L)	0,03 – 1,1	0,03 – 0,5	0,277

(-) Não foi analisado

Fonte: Adaptado de SOUZA, (2011) e NAKAMURA (2012)

Segundo Souza (2011), a base de fundo do aterro possui uma declividade de 2%, com cotas variando de 24 m e 34 m. O sistema de drenagem principal de fundo é composto por um dreno principal constituído por tubos de concreto do tipo CA-3, com diâmetro de 0,40 m, implantados em vala drenante constituída de rachão e brita e envolto por uma manta geotêxtil. Já o sistema de drenagem secundário possui a forma de espinha de peixe e seção retangular de 0,70m por 0,80m executados com brita 4, envoltos com manta de geotêxtil não tecidas do tipo BIDIM OP-60 a fim de evitar eventuais carreamentos do solo de fundação para o sistema de drenagem (Figura 26). De acordo com a CTR-NI a eficiência de coleta do percolado deste aterro é de aproximadamente 98%.

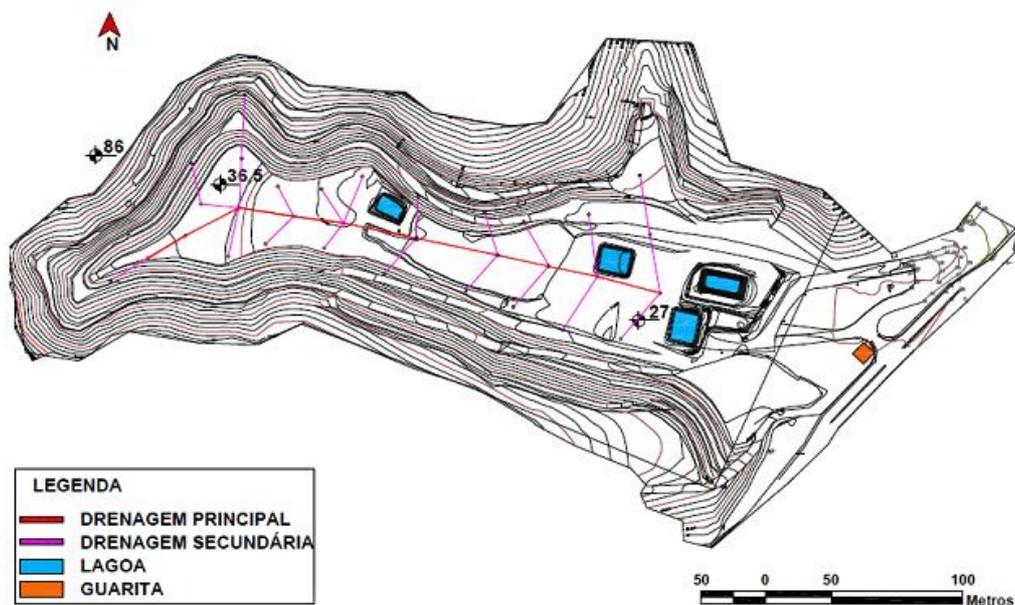


Figura 26. Planta esquemática da rede de drenagem de base do aterro.

Fonte: SOARES, 2011.

Construído em concreto estrutural, semienterrado o Tanque de Armazenamento de Lixiviado possui 24 m de comprimento por 12 m de largura, subdivididos em três células de 8 m com altura total de 2,7 m, dos quais 0,50 m representam a borda livre e encontra-se totalmente fechado, a fim de evitar qualquer acidente e a proliferação de odores indesejáveis. Possui capacidade para armazenar 633 m³ de percolados (SOUZA, 2011).

De acordo com Marques (2010), após ser encaminhado para o Tanque de Armazenamento, o percolado segue para a Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) da CTR Nova Iguaçu com uma capacidade nominal de tratamento para 600 m³ por dia de percolado. Este tratamento é constituído por uma caixa de recepção com grades, onde o lixiviado passa pelo peneiramento, tratamento químico preliminar (Processo Fenton). Na sequência o efluente passa por um reator anóxico e por um reator biológico seguindo para uma membrana de ultrafiltração. O último passo consiste na osmose reversa.

O lodo resultante do tratamento biológico é encaminhado para o aterro e o rejeito (não permeável) da osmose reversa segue para uma estação de tratamento de efluentes, fora das dependências da central (MARQUES, 2010). Segundo informação da CTR-NI a eficiência no tratamento de lixiviado é de 99% e o consumo de energia elétrica deste processo é de aproximadamente 951.627 kWh/ano.

6.3.4.2 A geração do biogás

O biogás é um dos subprodutos obtidos a partir da decomposição dos RSO que são descartados em um aterro sanitário. Para modelar a quantidade de biogás gerado no aterro, foi necessário especificar a taxa de geração do biogás (k) que representa decomposição biológica de primeira ordem após a disposição do resíduo. Esta constante é influenciada pelo teor de umidade, pela disponibilidade de nutrientes, pelo pH e pela temperatura (BRITO, 2005). Utilizaram-se os dados declarados para clima tropical de resíduo úmido do IPCC (2006) (Tabela 4).

Tabela 4. Taxas de degradação das diferentes frações de material.

Fração no EASETECH	k (1/ano)
RSO de Origem Vegetal	0,4
RSO de Origem Animal	0,4
Podas de Jardim	0,17
Madeiras	0,035

Fonte: IPCC, 2006

De acordo com Soares (2011) a eficiência da captação de gases gerados em aterros depende, entre outros fatores, da qualidade da cobertura do aterro, da parte do aterro afetada pelos poços de coleta de biogás, do projeto dos poços e da sucção aplicada aos poços. O sistema de drenagem vertical (Figura 27) permite o escoamento dos gases gerados na CTR-NI para a atmosfera. Entretanto, estes sistemas não são capazes de captar com muita eficiência nos primeiros anos de operação e parcelas significativas de metano são emitidas ao meio ambiente. O biogás pode escapar pela cobertura e pela base quando o aterro sanitário apresenta um sistema de captação de biogás.

Para Hupponen *et al.* (2015) a eficiência de coleta de gás de aterro varia geralmente de 50% a 95%, sendo 75%, o padrão de eficiência recomendado pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos. As maiores taxas de coletas de gases são conseguidas em aterros com sistema de extração de gases a vácuo. Portanto, o valor adotado para a eficiência de coleta e tratamento (queima) de gás na CTR-NI foi de 75%.

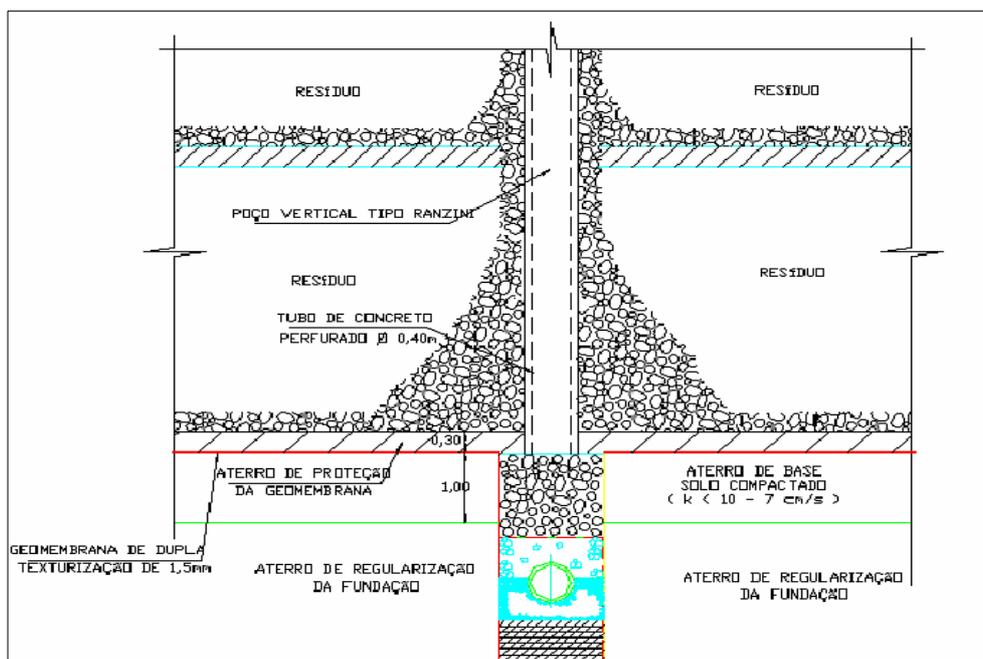


Figura 27. Sistemas de drenagens em camadas.
Fonte: SOARES, 2011.

De acordo com Maldaner (2011), a cobertura para oxidação biológica de metano (cobertura oxidativa ou biocobertura) é uma camada a ser colocada sobre a cobertura tradicional para interceptar as emissões fugitivas de aterros sanitários e oxidar o metano antes que ele entre em contato com a atmosfera, eliminando a emissão deste gás. A cobertura oxidativa pode, ainda, ser colocada diretamente sobre os resíduos, como cobertura única na recuperação de lixões, afim de mitigar o impacto causado ao meio ambiente por esta forma inadequada de disposição. Ela é uma ferramenta complementar no sentido de eliminar a emissão de metano, pois, mesmo num sistema eficiente de captação de biogás, há uma parcela do gás gerado que escapa da captação e, em função da pressão interna, percola através da cobertura.

O *EASETECH* inclui alguns módulos que consideram as taxas de oxidação do metano na CTR através do tipo de cobertura. Na Tabela 5 são apresentados os valores adotados neste estudo.

Tabela 5. Taxa de oxidação de gases da CTR-NI (PAIVA, 2016).

Período (anos)	0-5	5-15	15-55	55-100
Eficiência de coleta	30%	45%	55%	0%

6.3.5 Dados sobre o Processo de Compostagem

Os dados utilizados na modelagem do sistema de compostagem são baseados em informações fornecidas pela empresa operadora e através de referências bibliográficas (BOLDRIN *et al.* 2008).

O processo de compostagem utilizado pela empresa é o método de leiras revolvidas, também conhecido como sistema *windrow* (Figura 28), que consiste na disposição de resíduos misturados em leiras sobre o solo (compactado ou impermeabilizado), cujas vantagens e desvantagens foram apresentadas no item 4.2 desta dissertação. A aeração pode ser realizada através do revolvimento, manual ou mecânico e tem como objetivo aumentar a porosidade da pilha e melhorar a homogeneidade dos resíduos, evitando assim a formação de áreas sem oxigênio e as emissões de metano (KIEHL, 2005)



Figura 28. Modelo de leiras revolvidas (sistema *windrow*).
Fonte: Elaborado por PAIVA, 2016.

A empresa operadora informou que aproximadamente 550 t/mês de resíduos são coletados e a composição média dos materiais utilizados no processo é de 35 m³/dia de resíduos orgânicos e 90 m³/dia de resíduo de poda e aparas vegetais, cuja perda de massa total adotada é de aproximadamente 50%.

O pátio de compostagem da empresa possui aproximadamente uma área de 1200 m², o dimensionamento das pilhas neste caso é de 1,5 m de altura, 2,0 m de largura, com o comprimento variável. O revolvimento da pilha de compostagem ocorre duas vezes na semana totalizando aproximadamente 768 horas de revolvimento por

ano. O equipamento utilizado consiste em uma retroescavadeira cujo consumo de diesel é de 3,12 L/h, de forma que o consumo anual de diesel para o processo de revolvimento das pilhas é de 2396,16 L/ano. Levando em consideração toda a infraestrutura existente na empresa operadora, a média de consumo de energia é de 1654,3 kWh/mês.

Segundo Lima Junior (2015), embora predominantemente aeróbico, o processo de compostagem pode ser fonte de emissões de CH₄, gases tóxicos como NH₃, NO₂, SO₂, N₂O e compostos orgânicos voláteis (COV) de origem biogênica. Por outro lado, tais emissões podem ser minimizadas ou mesmo evitadas de acordo com o manejo aplicado ao processo, o que está principalmente relacionado ao ajuste granulométrico e a relação carbono nitrogênio (C/N), ao controle de umidade e de temperatura e a um correto dimensionamento, estratégia de aeração ou revolvimento.

Devido à dificuldade na obtenção dos dados de emissões atmosféricas durante o processo de compostagem e a limitação de trabalhos brasileiros específicos nesta área, optou-se pela utilização de dados do autor Boldrin *et al* (2008) apresentados na Tabela 6. Esta escolha levou em consideração a semelhança da técnica de compostagem analisada pelo autor (sistema *windrow*), a ausência de um biofiltro para o tratamento dos gases gerados no processo e também a composição dos resíduos utilizados, que consistiu em resíduos alimentares segregados na fonte provenientes de um mercado e resíduos de podas de jardim.

Tabela 6. Dados sobre emissões atmosféricas do processo de compostagem.

Gases	Emissão (%)
Nitrogênio (N ₂) ^a	96,2
Amônia (NH ₃) ^a	2,4
Óxido Nitroso (N ₂ O) ^a	1,4
Metano (CH ₄) ^b	2
Dióxido de Carbono (CO ₂)	98

^a Percentagem de perda total de N.

^b Percentagem de perda total de C.

Fonte: BOLDRIN *et al.* (2008)

6.3.6 Dados sobre a Digestão Anaeróbia

Segundo Pereira (2012), nos últimos anos a digestão anaeróbia por via seca tem sido responsável por aproximadamente 70% da capacidade instalada em plantas de biometanização, o que pode ser justificado em função desta tecnologia apresentar processos biológicos mais estáveis, menor consumo de energia, menor geração de efluente líquido, menor demanda de água e reatores menores quando comparada à via

úmida, pois esta tecnologia é mais cara e complexa, uma vez que necessita de adição de líquidos ao material a ser digerido para adequar os resíduos às condições operacionais requeridas no digestor, exigindo também reatores maiores.

Desta forma priorizou-se buscar referências em estudos relacionados às tecnologias via seca, que têm como principais tecnologias comercialmente disponíveis os processos: Dranco, Kompogás, Valorga, Laran (antigo Linde-BRV) todos com sistemas de alimentação fluxo contínuo; e o processo Bekon que possui sistema de alimentação de batelada. No entanto, os dados utilizados para a simulação no *software EASETECH* foram exclusivamente do processo Bekon, por ser tecnologicamente mais simples, robusta e barata, possuindo assim grande potencial de aplicabilidade nos países em desenvolvimento. Uma outra vantagem deste modelo de digestor consiste na eliminação dos principais problemas operacionais enfrentados em plantas de biometanização como o acúmulo de inertes no interior do digestor, em função de serem completamente esvaziados ao final de cada processo (GOMES, 2010).

Segundo Fruergaard (2011), baseados em condições dinamarquesas as perdas de metano podem variar entre 0% e 10% dependendo da localidade e da tecnologia. Portanto, levando em consideração a implantação da tecnologia Bekon, o valor estimado para a perda de metano foi de apenas 1% e o consumo de energia elétrica de 6,2 kWh/t. Vale ressaltar que estes valores são válidos para uma planta com capacidade de tratamento de 20.000 toneladas por ano.

Os dois produtos oriundos deste processo poderão ser utilizados nos próprios terminais: o biogás para a geração de energia, para o qual adotaram-se os dados da tecnologia *Natural Gas in Industry Burner (prod + comb), >100 kW, 1996*, obtidos através do banco de dados *Ecoinvent 3.01 (2013) e 3.1 (2014)*, cuja eficiência de conversão de biogás em energia elétrica é de 35% e o composto orgânico que gera o biofertilizante para adubação dos jardins existentes na empresa.

6.3.7 Compostos Orgânicos e Biofertilizantes

O composto gerado a partir da matéria-prima oriunda de RSU de acordo com a Instrução Normativa nº 25, de 23 de julho de 2009, do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) é enquadrado na classe C, sendo os valores padrões fixados para este composto apresentados na Tabela 7.

Tabela 7. Padrão de referência para fertilizantes orgânicos Classe C.

PARÂMETRO	MISTO/COMPOSTO
Umidade (Máxima)	50 %
N Total (Mínimo)	0,5
Carbono Orgânico Total (Mínimo)	15
pH (Mínimo)	6,5
Relação C:N (Máxima)	20

Fonte: Adaptado de BRASIL, 2009.

Em relação aos padrões fixados é importante salientar que a capacidade de troca catiônica (CTC) é responsável pela retenção de nutrientes, favorecendo a absorção destes pelas plantas. Um bom composto deverá apresentar CTC de 60 a 80 mmol/kg e, ainda, uma relação CTC/C acima de 1,7 já que esses valores indicam boas condições de maturação do composto (REIS, 2005).

Os valores estabelecidos para o composto visam a melhoria das características físicas e químicas, bem como dos processos biológicos do solo, aumentando assim a sua fertilidade. A composição química do resíduo orgânico e o teor de nutrientes dos compostos orgânicos podem ser observados na Tabela 8.

Tabela 8. Teor de nutrientes de compostos orgânicos.

Parâmetros em % de ST	Na	K	Mg	P	Nkt*
RSO fresco ^a	1,11	0,14	0,49	0,44	2,26
Composto	0,18-0,50 ^d	>0,5 ^b	0,33 ^e	0,46-0,56 ^d	>0,5 ^b >2 ^c

* nitrogênio kjeldahl total

Fontes: ^a LIMA JUNIOR (2015), ^b KIEHL (2004), ^c COLÓN (2010), ^d ANDERSEN *et al.* (2011), ^e TEIXEIRA *et al.* (2004).

Devido à ausência de dados sobre a geração de lixiviado durante o processo de compostagem, foi considerada apenas uma pequena quantidade de lixiviado resultante da umidificação necessária nas leiras, podendo este ser reutilizado, em novas leiras para acelerar a decomposição dos RO, de uma maneira ambientalmente correta para a economia de água utilizada no processo.

Para a digestão anaeróbia o efluente consiste também em um subproduto, ou seja, um biofertilizante que abrange o restante da biomassa após a fermentação. Ele apresenta teores de nitrogênio (N), entre 1,5 e 2,0%, de fósforo (P), entre 1,0 e 1,5%, de potássio (K), entre 0,5 e 1,0% e o pH pode variar de 7,0 a 8,0, podendo também ser inferior quando a fermentação for incompleta, e um teor reduzido de carbono devido à perda do mesmo na produção do CH₄ e CO₂. Portanto, seu grau de decomposição faz com que as plantas absorvam com maior facilidade os nutrientes (FERREIRA, 2016).

6.3.8 Matriz Energética Brasileira

As fontes de energia disponíveis em um país são consideradas extremamente importantes para seu desenvolvimento (EPE, 2014). Para esta pesquisa houve a necessidade do enquadramento da matriz energética existente no *software* usado para a realidade brasileira, onde os dados relativos a cada fonte de energia foram obtidos através do banco de dados *Ecoinvent 3.01 (2013) e 3.1 (2014)* e importados para o *EASETECH*.

No Brasil, segundo o Balanço Energético Nacional (BEN) publicado pela EPE no ano de 2014 e tendo como base os dados de 2013, as principais fontes de energia podem ser visualizadas na Tabela 9.

Tabela 9. Oferta brasileira de energia elétrica por fonte.

Matriz Energética	Porcentagem (%)
Hidroelétrica	70,6
Gás natural	11,3
Biomassa	7,6
Derivados de petróleo	4,4
Carvão e derivados	2,6
Energia Nuclear	2,4
Energia Eólica	1,1

Fonte: EPE, 2014.

Para o subsistema de energia elétrica, foram estimados o consumo aproximado de cada tecnologia, a partir dos dados das contas de luz do consumo mensal, fornecidas pelas empresas responsáveis pelo processo de compostagem e pelo CTR de Nova Iguaçu. Para o processo de digestão anaeróbia este dado foi obtido através de Bernstad, *et al.*(2011).

6.4 Simulação de cenários para a ACV

A simulação dos cenários requer o uso dos dados levantados no Inventário do Ciclo de Vida (ICV) do gerenciamento dos RSO. Esta etapa permite a compilação das informações e formulação de estratégias as quais visam comparar o atual cenário dos terminais 1 e 2 composto pelo processo de compostagem e pela destinação para a CTR-NI com outros sistemas de manejo para os RSO.

Neste estudo foram elaborados outros dois cenários, levando em consideração as seguintes destinações para os RSO:

- a) Central de tratamento de resíduos (CTR-NI) – por ser uma das tecnologias mais utilizadas no Brasil atualmente;
- b) Digestão anaeróbia – por ser uma tecnologia capaz de minimizar a emissão de gases que contribuem para o efeito estufa, além da geração de produtos valorizáveis como o biogás e o biofertilizante.

6.4.1 Cenário Atual

Na Figura 29 é apresentado o fluxograma simplificado do cenário atual de gerenciamento RSO nos terminais 1 e 2. O fluxograma detalhado elaborado no *software EASETECH* pode ser visualizado no Apêndice A. Os dados referentes a CTR de Nova Iguaçu e ao processo de compostagem utilizados nesta simulação foram apresentados nos itens 6.3.4 e 6.3.5 respectivamente e no Apêndice B.

Neste cenário somente os ROR são destinados a compostagem o que corresponde a 92,2% sendo a outra parcela composta apenas por RP (7,8%) encaminhada para a CTR de Nova Iguaçu.

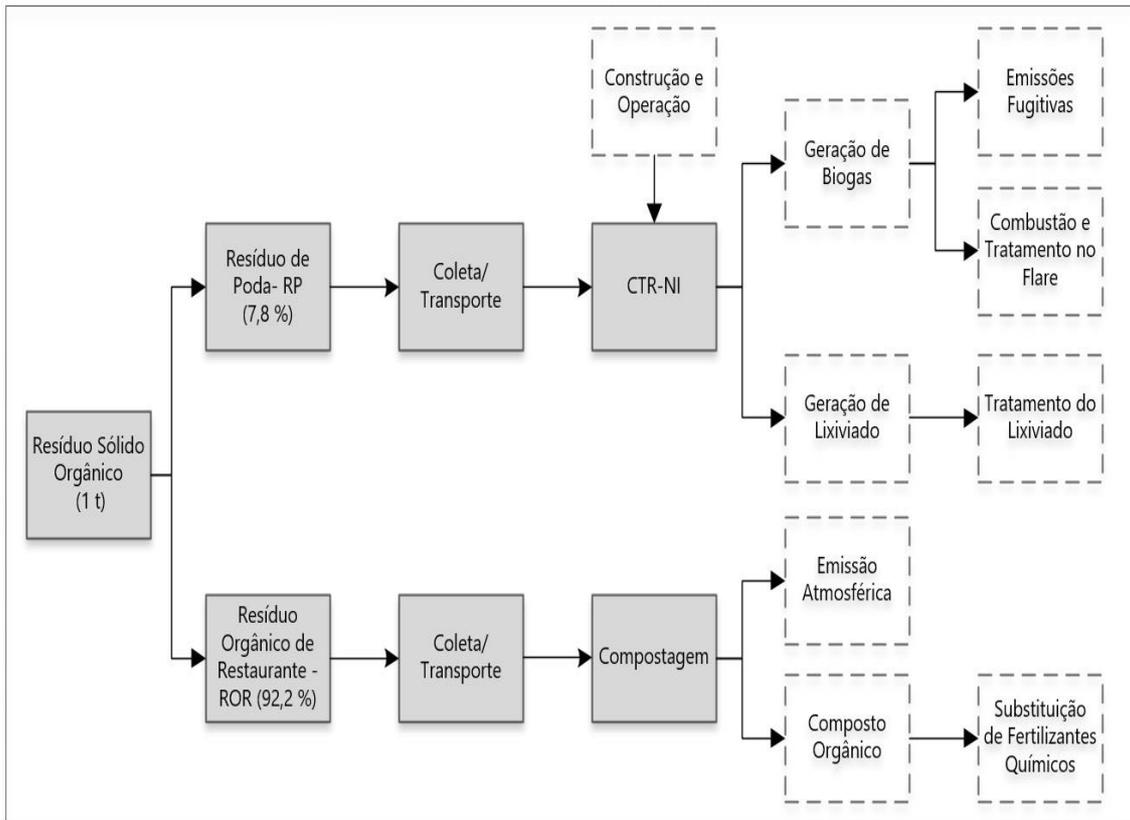


Figura 29. Fluxograma do cenário atual elaborado no *EASETECH*.

A empresa responsável pelo transporte destes resíduos realiza a condução do veículo primordialmente em perímetro urbano e os dados necessários para a simulação do transporte encontram-se na Tabela 10.

Tabela 10. Cenário atual dados do transporte dos Resíduos Sólidos Orgânicos.

Cenários	Compostagem	CTR de Nova Iguaçu
Distância (Km)	108.2	284.4
Km/L	5	
Litros de Diesel Consumidos	21.64	56.8
Periodicidade de Coleta Anual	48	7
Consumo L/Ano	1038.72	398.2
Consumo L/t	8.59	39.0
Consumo L/Kg	0.009	0.04

6.4.2 Cenário Alternativo 1

Na Figura 30 pode-se visualizar um fluxograma simplificado do cenário alternativo 1 sendo que o fluxograma detalhado elaborado no *software EASETECH* pode ser visualizado no Apêndice A. Esse cenário foi elaborado a partir do Cenário

Atual, onde todos os RSO gerados nos terminais (100%) são encaminhados somente para a CTR-NI, cujos dados foram apresentados no item 6.3.4 e no Apêndice B.

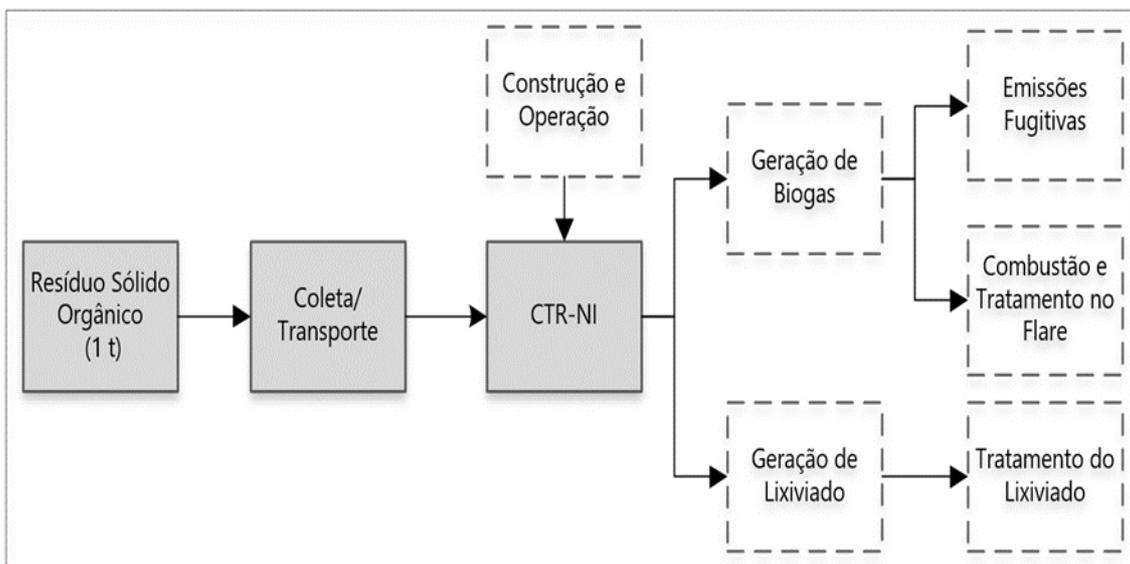


Figura 30. Fluxograma do cenário alternativo 1 elaborado no *EASETECH*.

Para determinar a periodicidade de coleta utilizada neste cenário levaram-se em consideração os dados referentes à coleta do Lixo Comum realizada nos terminais 1 e 2 durante o ano de 2013 (Tabela 11).

Tabela 11. Cenário alternativo 1 dados do transporte dos Resíduos Sólidos Orgânicos.

Cenários	CTR de Nova Iguaçu
Distância (Km)	284.4
Km/L	5
Litros de Diesel Consumidos	56.8
Periodicidade de Coleta Anual	156
Consumo L/Ano	8873.2
Consumo L/t	67.6
Consumo L/Kg	0.067

6.4.3 Cenário Alternativo 2

Na Figura 31 pode ser visualizado o fluxograma simplificado do cenário alternativo 2. No Apêndice A é apresentado o fluxograma detalhado elaborado através do *software EASETECH*. Nesse cenário os resíduos encaminhados para o processo de compostagem consistem apenas em 7,8% de ROP, enquanto que os 92,2% restantes são compostos pelos ROR e serão encaminhados para o processo de digestão

anaeróbia, que levou em consideração a implementação dentro dos terminais 1 e 2 o que justifica a ausência da etapa de transporte. Os dados referentes aos dois processos estão localizados nos itens 6.3.5 e 6.3.6 e no Apêndice B desta pesquisa.

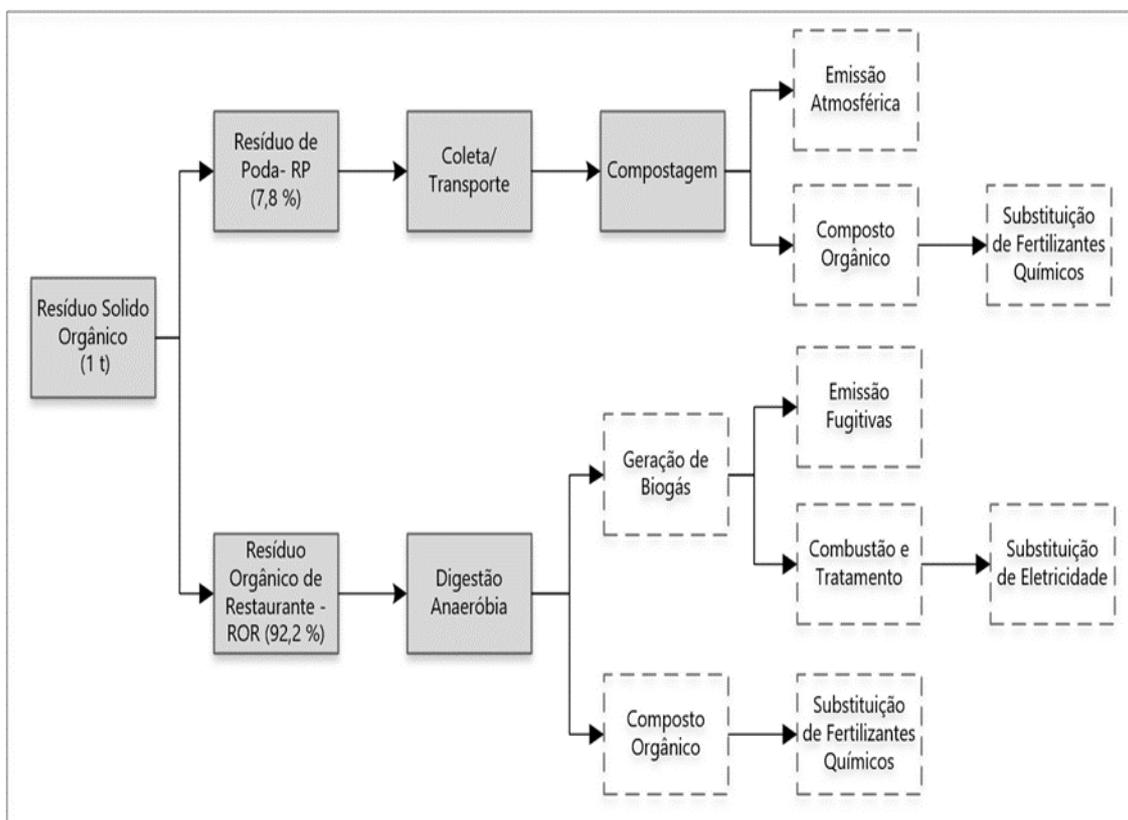


Figura 31. Fluxograma do cenário alternativo 2 elaborado no *EASETECH*.

Apenas no processo de compostagem houve a necessidade de realizar o transporte dos RSO (Tabela 12).

Tabela 12. Cenário alternativo 2 dados do transporte dos Resíduos Sólidos Orgânicos.

Cenários	Compostagem
Distância (Km)	108.2
Km/L	5
Litros de Diesel Consumidos	21.64
Periodicidade de Coleta Anual	48
Consumo L/Ano	1038.72
Consumo L/t	12,74
Consumo L/Kg	0.013

7 RESULTADOS E DISCUSSÕES

7.1 Avaliação dos Impactos do Ciclo de Vida (AICV)

A seguir, serão apresentados os resultados obtidos através da AICV e sua interpretação levando em consideração as categorias e as metodologias de avaliação de impactos apresentadas no item 6.2.3 deste trabalho. Os resultados com as listas referentes às emissões de cada processo encontram-se no Apêndice C.

7.1.1 Potencial de Aquecimento Global - PAG

Na Figura 32 é possível analisar as contribuições de cada etapa envolvida no gerenciamento dos RSO, nos três cenários analisados. Pode-se observar que houve uma significativa mudança da contribuição de cada um deles em relação ao PAG.

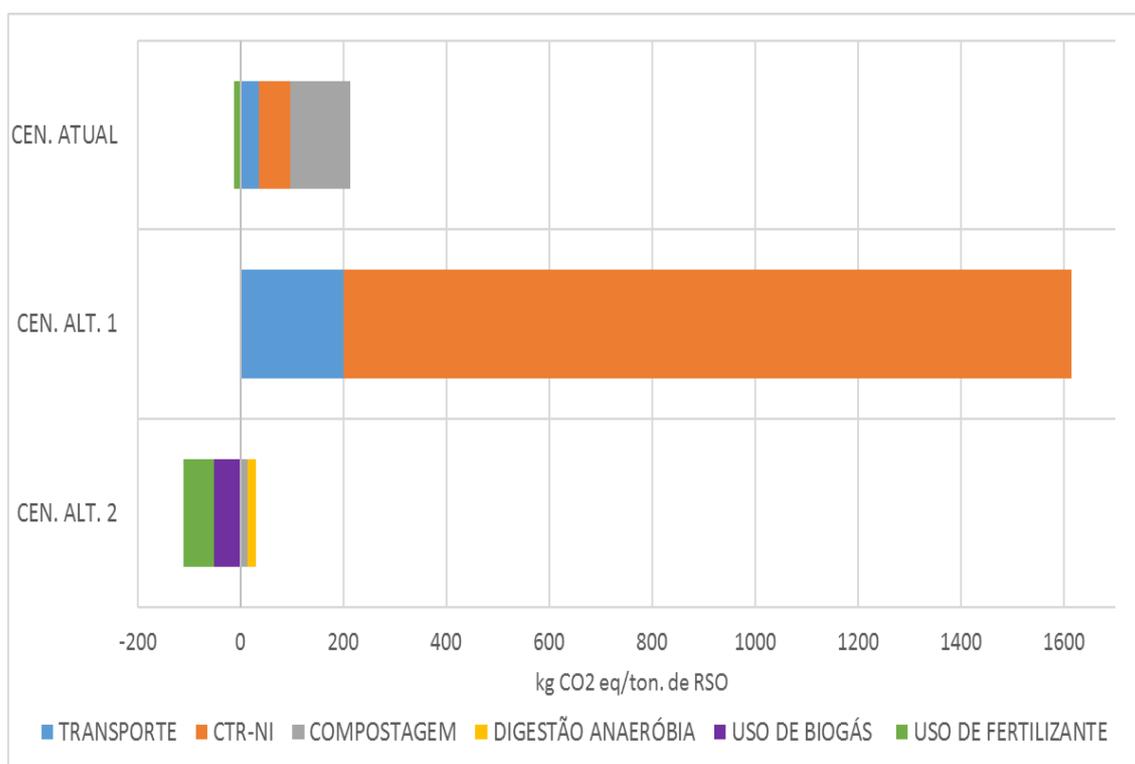


Figura 32. Contribuição dos cenários analisados para o potencial de aquecimento global.

No Cenário Atual o processo de compostagem é o responsável por gerar 116,5 kg CO₂ eq/t de RSO. Deste total, aproximadamente 98% corresponde às emissões de gases durante o processo que podem ser explicados pela dificuldade em se manter a homogeneidade de condições ambientais em toda a massa de resíduos, corroborando para a formação de sítios com menor oxigenação resultando na formação de gases, que acabam tendo sua liberação facilitada pelo revolvimento (LIMA JUNIOR, 2015).

Dentre os cenários propostos no item 6.4, a atividade mais impactante no cenário alternativo 1 consiste na fase de cobertura diária dos resíduos sólidos na CTR-NI, correspondendo a um total de 1081 kg CO₂ eq/t de RSO. Este fenômeno ocorre devido à ineficiência do sistema de drenagem de biogás, podendo gerar uma pressão positiva no interior do aterro e o procedente vazamento de biogás por processos de difusão e advecção pelo solo usado como camada de cobertura. A outra atividade que se destaca quando comparado ao Cenário Atual é o transporte dos RSO que apresentou um acréscimo de 164,28 kg CO₂ eq/t de RSO. Esse fato pode ser justificado em função do aumento significativo na periodicidade de coleta de 55 para 156 vezes ao ano, dado este estimado em função da periodicidade de coleta do resíduo sólido comum nos terminais.

O cenário alternativo 2 apresentou a menor contribuição para o PAG quando comparado aos outros cenários avaliados, sendo que 11,28 kg CO₂ eq/t de RSO correspondem ao processo de compostagem e 15,07 kg CO₂ eq/t de RSO ao processo de digestão anaeróbia. Embora ambos os processos apresentem valores aproximados, vale ressaltar que foi encaminhado para a digestão anaeróbia 92% dos RSO e que a sua elevada eficiência se deve ao fato do valor adotado para emissões fugitivas de metano ser de apenas 1%. Este cenário apresentou uma redução de 58,35 kg CO₂ eq/t de RSO em função da substituição do uso dos fertilizantes minerais por compostos orgânicos e de 51,51 kg CO₂ eq/t de RSO devido a produção do biogás para a conversão em energia elétrica com 35% de eficiência.

Segundo Bernstad, *et al.*, (2011), a principal contribuição para as emissões de metano nos aterros sanitários são os resíduos orgânicos facilmente biodegradáveis, responsáveis por aproximadamente 90% do PAG. Dentre os cenários analisados em um estudo realizado, na região da Umbria na Itália, por Buratti *et al.* (2015), a maior contribuição foi resultante da destinação dos RSO apenas para o aterro sanitário, apresentando um valor de 178,8 kg CO₂ eq/t. No entanto, para o cenário que considerou a introdução de outros tipos de tratamento, observou-se que 59% do impacto gerado foi decorrente do processo de compostagem, o que se deveu às emissões de CH₄, N₂O e CO₂ que ocorrem durante o processo de degradação aeróbica, enquanto apenas 21% corresponderam ao aterro sanitário.

Em estudo realizado na região de Asturias (Espanha) por Fernández-Nava *et al.* (2014) para um cenário onde se considera apenas coleta e envio dos resíduos para aterro sanitário foi determinado um valor de 4.634,9 kg de CO₂ eq/t de resíduo e para o cenário que considera coleta, separação dos recicláveis, digestão anaeróbia, planta de estabilização e aterro sanitário o valor obtido foi de 1.425,2 kg de CO₂ eq/t de resíduo.

Reduções semelhantes foram observadas no estudo realizado por Manfredi *et al.* (2009) onde foi comparado o desempenho ambiental de seis tecnologias de disposição em aterros sanitários e conclui-se que a utilização do gás gerado para a produção de energia contribui para a redução de diversos impactos analisados, dentre eles, o aquecimento global.

7.1.2 Potencial de Formação de Oxidantes Fotoquímicos - PFOF

Analisando os resultados da Figura 33, observa-se que no Cenário Atual são liberados 0,37 kg NMVOC eq/t de RSO (*non-methane volatile organic compounds*) enquanto que no cenário alternativo 1 e 2 são liberados respectivamente 2,48 kg NMVOC eq/t de RSO e 0,62 kg NMVOC eq/t de RSO. Na Figura 33 é possível observar as contribuições de cada etapa envolvidas para esta categoria.

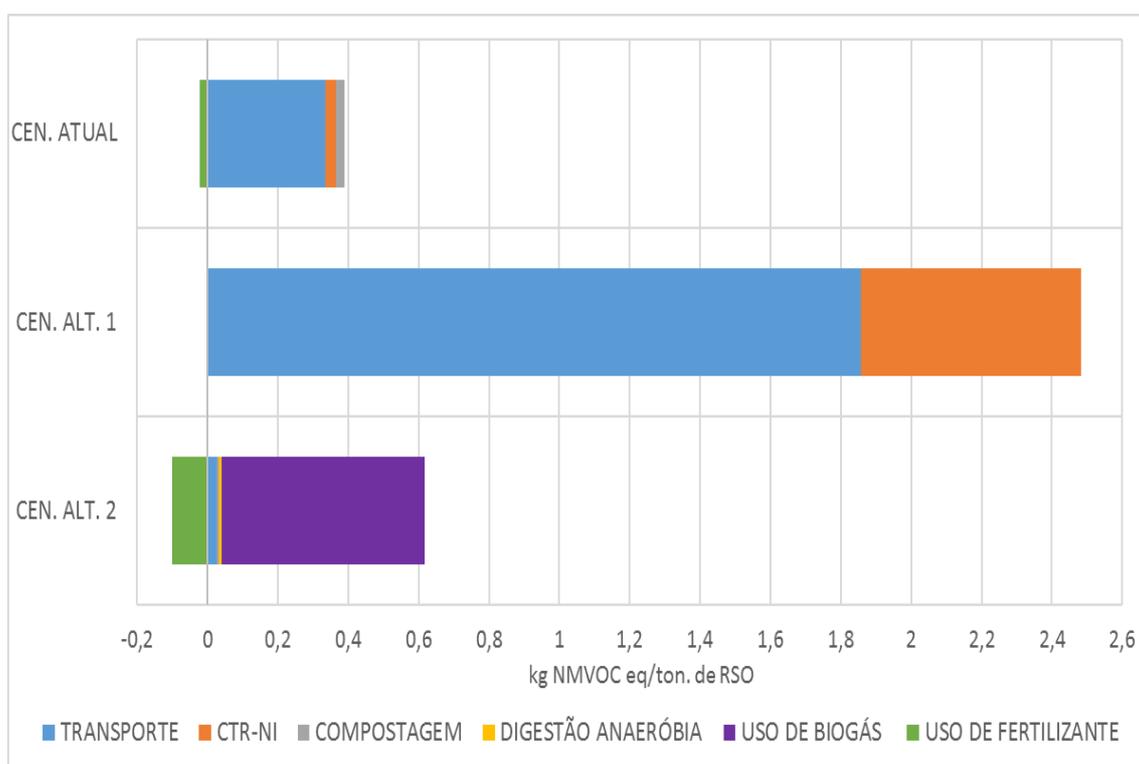


Figura 33. Contribuição dos cenários analisados para a formação de oxidantes fotoquímicos.

O maior contribuinte para esta categoria corresponde ao transporte dos RSO, que no Cenário Atual é de 0,33 kg NMVOC eq/t de RSO e no Alternativo 1 é de 1,85 kg NMVOC eq/t de RSO. Isto se deve ao fato deste impacto estar relacionado à emissão de monóxido de carbono e compostos orgânicos como o pentano, hexano, benzeno, tolueno, metano de origem fóssil e outros.

No cenário alternativo 1 a CTR-NI mostra ser um fator importante, uma vez que o mesmo é responsável por 0,63 kg NMVOC eq/t de RSO, ou seja, 25% do valor total desta categoria, o que está relacionado à emissão de metano gerado no processo de degradação anaeróbica dos RSU no CTR e colaborou para tornar este cenário o mais relevante dentre os outros analisados.

Apesar de uma eficiência de 35% da conversão de biogás em energia elétrica, o uso do biogás foi o principal responsável pelo cenário alternativo 2 contribuir 57% a mais que o Atual. No entanto, o mesmo apresentou a maior redução, através da substituição do uso dos fertilizantes minerais, dentre as alternativas propostas.

Hong, *et al.* (2010) demonstraram, através de estudo realizado na China, que a etapa de aterro sanitário era responsável por emitir -0,13 kg de NMVOC equiv./t de resíduo seco, em um cenário que incluía o envio dos resíduos diretamente para este local. No cenário que contemplava a compostagem e o aterro sanitário, verificou-se o valor de $-1,28 \times 10^{-2}$ kg de NMVOC equiv./t de resíduo seco.

7.1.3 Potencial de Acidificação Terrestre - PAT

Na Figura 34 é possível observar que os cenários atual, alternativo 1 e o alternativo 2 contribuem respectivamente com 0,70, 1,45 e 0,46 mol H⁺ eq/t de RSO para esta categoria de impacto.

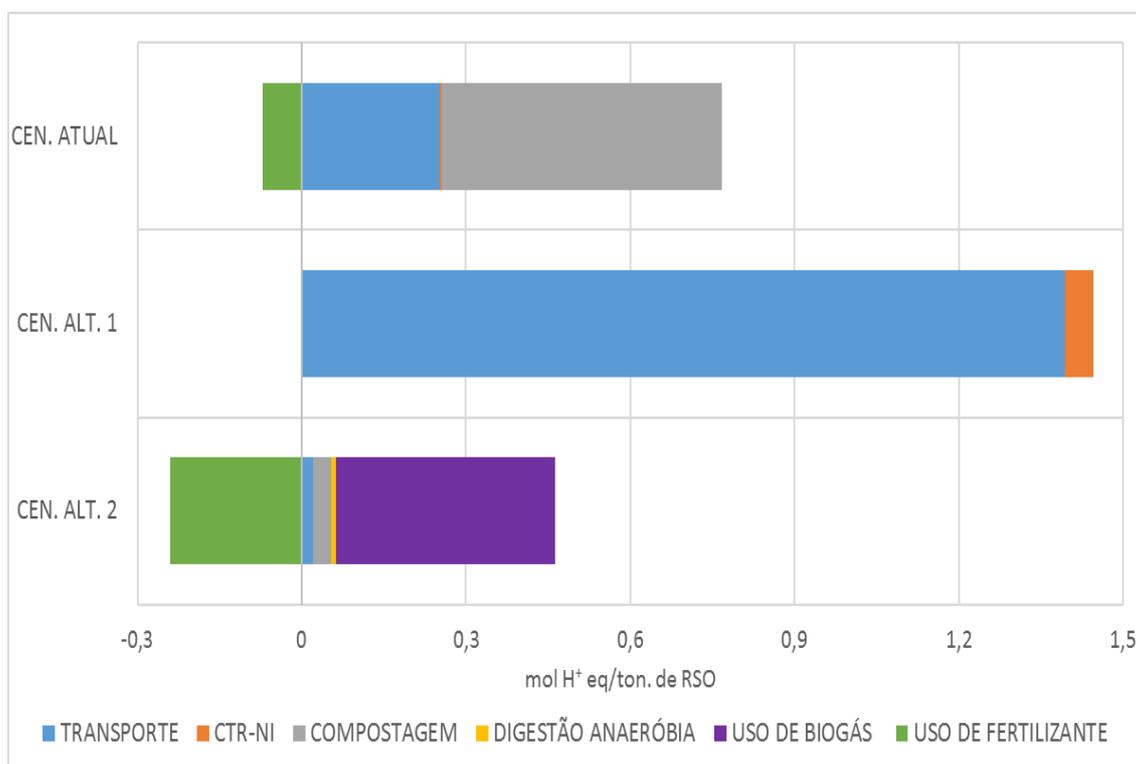


Figura 34. Contribuição dos cenários analisados para o potencial de acidificação terrestre.

A maior contribuição para o potencial de acidificação corresponde ao cenário alternativo 1, onde todos os resíduos são encaminhados para a CTR-NI, sendo que a atividade que o torna mais representativo é o transporte com aproximadamente 1,4 mol H⁺ eq/t de RSO, devido às emissões associadas à queima de combustíveis fósseis. Enquanto isso, a CTR-NI apresentou uma contribuição de apenas 0,05 mol H⁺ eq/t de RSO, que pode ser justificada em função da eficaz impermeabilização e da elevada eficiência do tratamento de lixiviados.

No Cenário Atual 66,7% da contribuição deve-se ao processo de compostagem, o que é consistente com a literatura (MASSUKADO, 2008) uma vez que a utilização de combustíveis fósseis nos maquinários utilizados para o revolvimento das leiras proporciona a liberação de NO_x e óxidos nitrosos (N₂O). Outro fator que pode contribuir para a eutrofização é a recirculação do “chorume” como alternativa tanto para economia de água como para acelerar a degradação dos RSO.

A queima do biogás no cenário alternativo 2 consiste na atividade mais impactante, o que pode ser justificado principalmente em função da queima do biogás, pois este gera um elevado percentual de emissão de NO_x. Destaque-se também que o Cenário atual e o Alternativo 2 apresentaram um ganho ambiental de 9,4% e 51,7% respectivamente, ou seja, substâncias nocivas não são lançadas no meio ambiente através da substituição do uso de fertilizante minerais.

Martinez-Blanco *et al.* (2010) analisaram diferentes sistemas de compostagem, sendo que os dados para estes processos foram obtidos a partir de um experimento realizado na Universidade Autônoma de Barcelona (Barcelona, Espanha). O maior valor obtido para esta categoria de impacto foi de aproximadamente 1,4 Kg SO₂ eq. Em estudo realizado por Bernstad, *et al.*, (2011) cinco cenários para a destinação de RSO foram analisados, dentre eles o que apresentou maior contribuição para este impacto, cerca de 804 Kg SO₂ eq, correspondeu ao processo de compostagem. Ambos os autores justificaram esta elevada contribuição em função das emissões de NH₃ e N₂O durante o processo, fato este que pode ser minimizado com a presença de biofiltros para a remoção biológica de poluentes.

Em pesquisa recente realizada por Buratti *et al.* (2015), um dos cenários analisados contemplava duas destinações distintas para os RSO, o aterro sanitário e o processo de compostagem. Os autores concluíram que a principal contribuição foi decorrente do processo de compostagem (1,05 kg SO₂ eq), seguida do uso de diesel no aterro sanitário (0,21 kg SO₂ eq), em função das emissões de NO_x e da queima do biogás (0,45 kg SO₂ eq). O outro cenário analisado, composto apenas pelo processo de

compostagem, apresentou uma contribuição de 3,14 kg SO₂ eq, sendo dentre os analisados o mais representativo.

7.1.4 Potencial de Eutrofização - PE

Avaliando os resultados da Figura 35 observa-se que o Cenário Atual é responsável por 3,6 mol N eq/t de RSO enquanto que os cenários Alternativos 1 e 2 contribuem respectivamente com 7,39 mol N eq/t de RSO e 2,63 mol N eq/t de RSO.

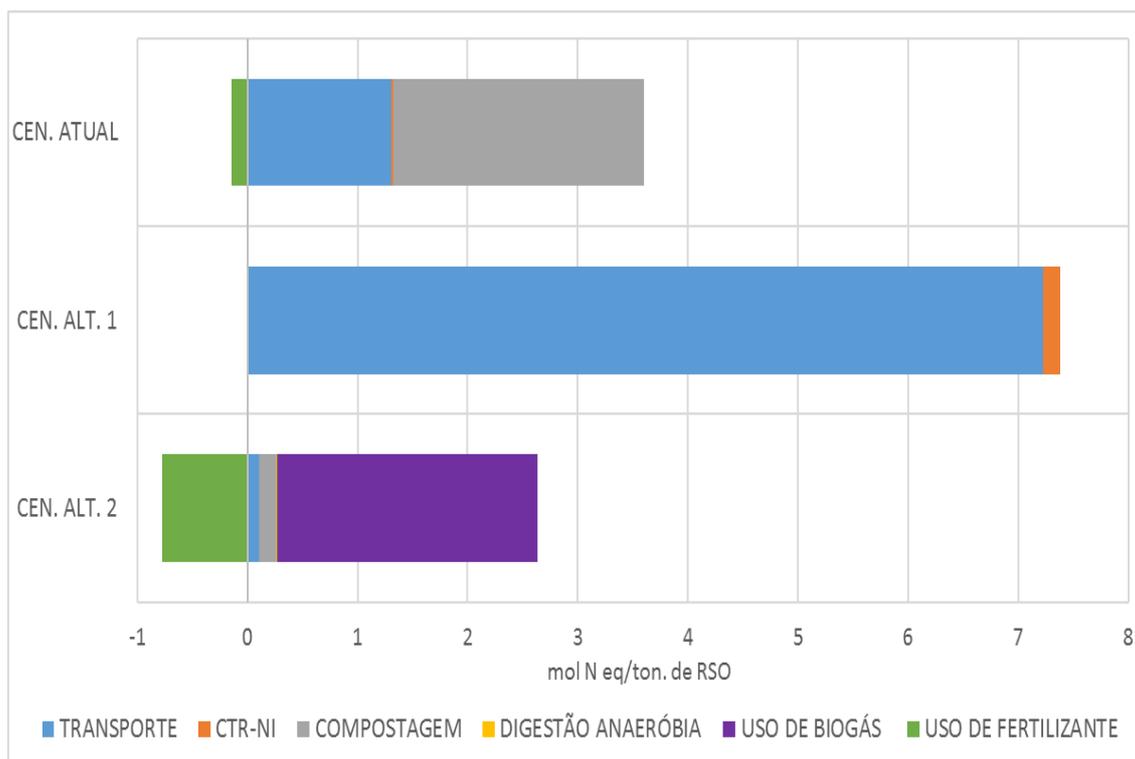


Figura 35. Contribuição dos cenários analisados para o potencial de eutrofização.

Como pode ser observado, o processo de compostagem é a atividade mais relevante do Cenário Atual, fato este que pode ser justificado devido à presença de alguns elementos que permanecem, em forma de minerais, causando a eutrofização, e conseqüentemente, a poluição do solo, do ar e das águas, como no caso de alguns metais e compostos não suscetíveis de biodegradação. Portanto, como no Cenário Atual a maior parte dos RSO gerados é encaminhada para este tratamento biológico, e sua contribuição foi de 2,28 mol N eq/t de RSO, o que representa 63,4% do total de impacto.

Em relação a esta categoria o cenário alternativo 1 foi o mais impactante devido a atividade de transporte ter contribuído com 7,22 mol N eq/t de RSO, enquanto que no Cenários Atual essa atividade contribuiu com apenas 1,31 mol N eq/t de RSO e no

Alternativo 2 pelo fato da implementação da DA ter sido proposta dentro dos terminais, o valor encontrado foi de apenas e 0,11 mol N eq/t de RSO.

A atividade de uso do biogás no Cenário Alternativo 2 apresentou a maior contribuição para esta categoria 90%, em função dos elevados índices de emissões de NO_x resultantes da queima do biogás. Este cenário também apresentou o maior ganho ambiental com 0,78 mol N eq/t de RSO em função da substituição dos fertilizantes minerais.

Nos cenários estudados por Bernstad, *et al.* (2011), a maior contribuição para esta categoria de impacto foi o processo de compostagem com 1561,5 kg NO_3 eq e dentre os processos de digestão anaeróbia analisados o cenário onde o biogás gerado é utilizado para a produção de eletricidade e energia térmica foi o mais representativo, produzindo 741,9 kg NO_3 eq.

Duas tecnologias diferentes de compostagem foram estudadas por Cadena *et al.* (2009), sendo que as emissões gasosas foram o principal contribuinte para o potencial de eutrofização. Os valores encontrados nesta pesquisa foram de 97% para a planta de compostagem em túnel (1,47 kg PO_4^{-3} eq) e 91% para a planta de leiras confinadas (0,70 kg PO_4^{-3} eq), enquanto que, a participação do consumo de energia para a esta categoria foi praticamente desprezível.

Esta categoria de impacto também foi analisada por Martinez-Blanco *et al.* (2010) para diferentes tecnologias de compostagem, sendo que a etapa de coleta dos RSO foi responsável por uma contribuição de 30,7% e o processo de compostagem realizado em casa (termo utilizado pelo autor – *home composting*) apresentou uma contribuição de 62,8% para um total de aproximadamente $3,2 \times 10^{-1}$ kg PO_4^{-3} eq, enquanto a outra tecnologia analisada, que consiste em uma compostagem industrial, apresentou um valor de $2,2 \times 10^{-1}$ kg PO_4^{-3} eq, valor esse justificado devido a maior emissão de NH_3 e N_2O na primeira tecnologia avaliada.

7.1.5 Potencial de Depleção da Camada de Ozônio - PDCO

A partir da Figura 36 é possível analisar as contribuições de cada etapa envolvida para esta categoria. Vale ressaltar que os valores encontrados, mesmo variando os cenários são muito modestos.

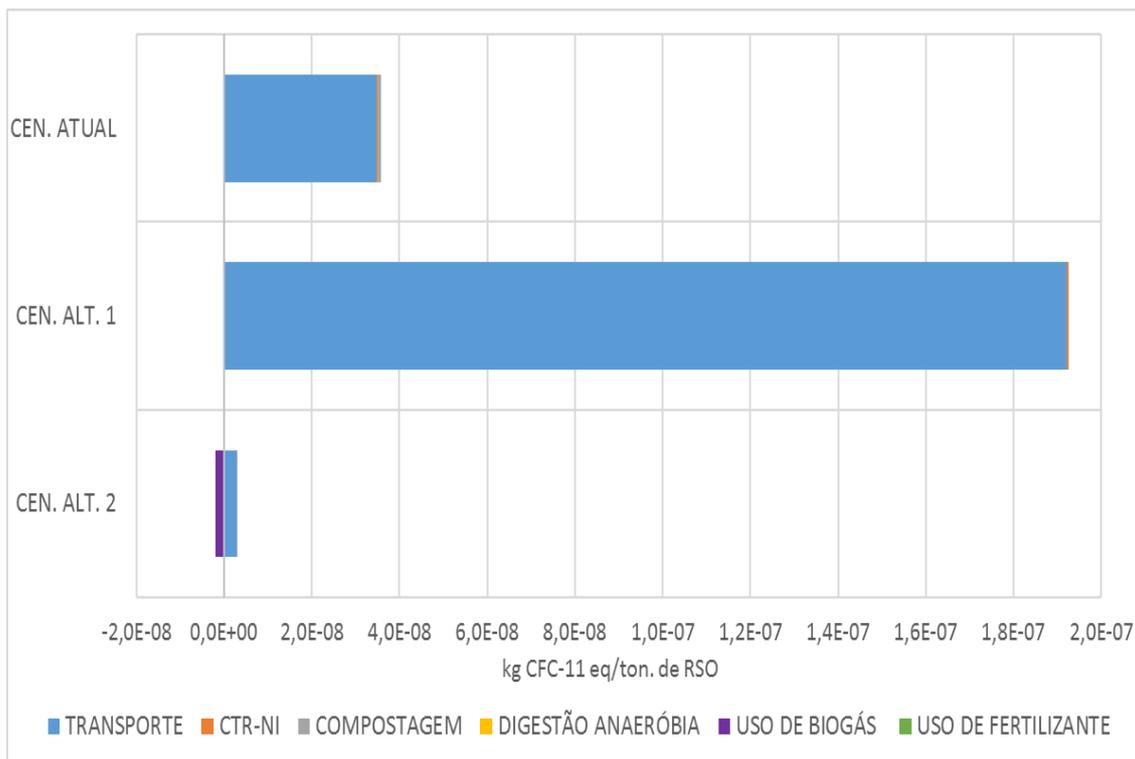


Figura 36. Contribuição dos cenários analisados para o potencial de depleção da camada de ozônio.

Ressalte-se que em todos os cenários analisados apenas a etapa de transporte possui uma contribuição significativa para esta categoria de impacto, sendo que a maior quantidade de emissões está associada ao cenário alternativo 1 com $1,92 \times 10^{-7}$ kg CFC-11 eq, enquanto que no Atual e Alternativos 2 os valores encontrados foram respectivamente de $3,48 \times 10^{-8}$ kg CFC-11 eq e $2,87 \times 10^{-9}$ kg CFC-11 eq.

De acordo com Martinez-Blanco *et al.* (2010) o processo de compostagem industrial apresentou uma maior contribuição ($1,33 \times 10^{-5}$ kg CFC-11 eq), onde se destacaram o consumo de energia do processo e a obtenção dos RSO. O outro processo avaliado, a compostagem caseira, apresentou uma contribuição de aproximadamente $3,89 \times 10^{-6}$ kg CFC-11 eq.

Mengue *et al.* (2015), determinaram em estudo que a introdução do aterro sanitário como destinação final dos resíduos representa uma redução de 63,8% no valor de emissão desse indicador em relação ao cenário atual ($1,28 \times 10^{-1}$ kg CFC-11 eq) do município de Terra de Areia – Rio Grande do Sul. Esse valor se deve, sobretudo, à captura e à queima de 90% dos gases gerados no aterro sanitário que não é realizado no cenário atual.

7.1.6 Potencial de Formação de Material Particulado - PFMP

Na Figura 37 são apresentados os valores de impacto obtidos para cada etapa, nos três cenários, para o indicador Potencial de Formação de Material Particulado.

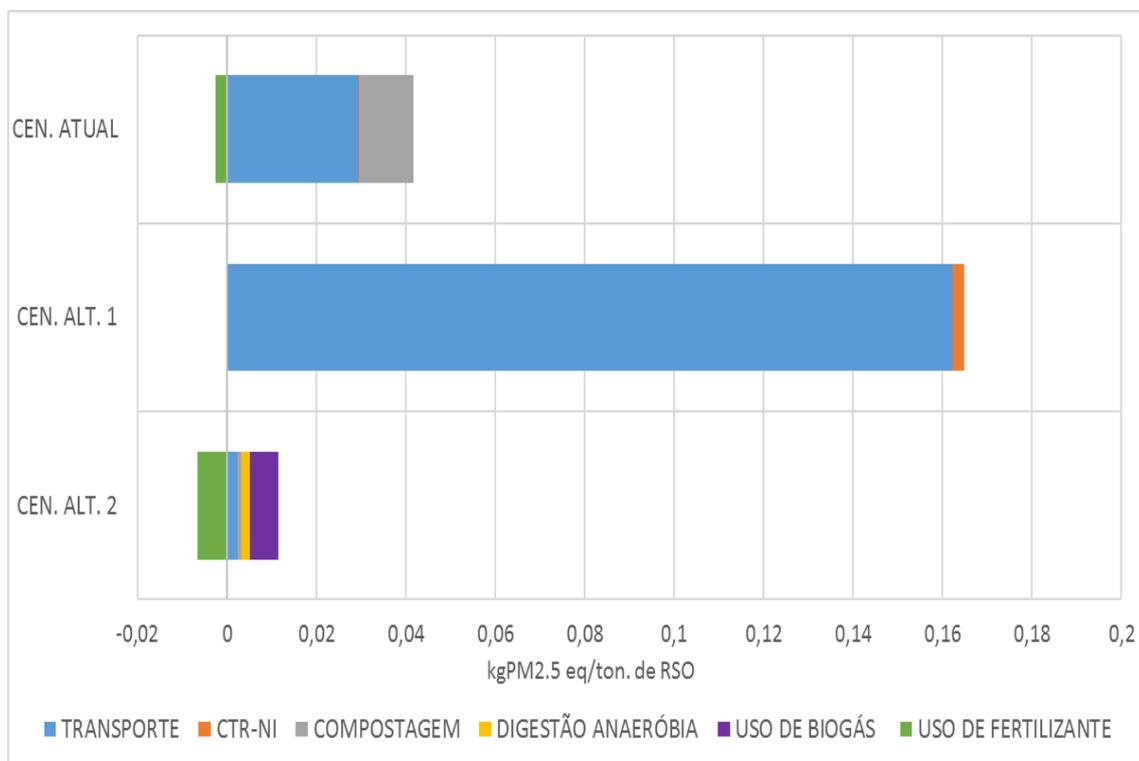


Figura 37. Contribuição dos cenários analisados para o potencial de formação de material particulado.

Dentre os cenários analisados o cenário alternativo 2 apresentou a menor contribuição para esta categoria de impacto, com apenas 0,01 kg PM_{2.5} eq/t de RSO, sendo que o uso do biogás representou 56%.

No Cenário Atual, onde os resíduos são encaminhados para a compostagem e para a CTR-NI, observa-se que este contribui com 0,04 kg PM_{2.5} eq/t de RSO sendo 70% referentes a atividade de transporte, enquanto que, o processo de compostagem contribuiu com 29%, provenientes do uso de eletricidade, da utilização de retroscavadeiras para o revolvimento das leiras e da da emissão de NH₃, enquanto que, a produção de composto gerado neste processo permitiu uma redução de apenas -0,002 kg PM_{2.5} eq/t de RSO. Já no cenário alternativo 1 a maior contribuição consiste na atividade de transporte dos RSO, representando 98% do total de aproximadamente 0,16 kg PM_{2.5} eq/t de RSO.

Buratti *et al.* (2015) relatam que a maior contribuição para este impacto, cerca de 70% do impacto total, foi verificada no cenário onde a destinação de resíduos

consistiu apenas no processo de compostagem. Este fato deveu-se principalmente às emissões de partículas e de NH₃, sendo que a produção de composto permitiu uma redução significativa de - 0,02 kg PM2.5 eq. No outro cenário que possuía duas formas de destinações, o aterro sanitário e o processo de compostagem, as maiores contribuições foram referentes ao transporte (0,01 kg PM2.5 eq) dos resíduos e ao processo de compostagem (0,08 kg PM2.5 eq) em função da emissão de NH₃.

7.2 Análise de Sensibilidade

De acordo com Gentil *et al.* (2010) e Bernstad (2014), os impactos ambientais referentes a diferentes tipos de tratamentos e gerenciamento de resíduos sólidos urbanos podem variar muito. Portanto, no presente item, uma análise de sensibilidade foi realizada para avaliar sua relevância em relação aos resultados obtidos neste trabalho. No entanto, para manter a clareza desta avaliação, foi decidido realizar a análise de sensibilidade para apenas algumas etapas da simulação.

Para o Cenário Atual e Alternativo 1 levando em consideração a obtenção de dados literários, as seguintes alterações foram realizadas:

- a) Eficiência do tratamento do biogás gerado através da queima em *flares*: a fim de retratar a realidade brasileira para o tratamento de resíduos sólidos em aterros, optou-se por realizar variações de -10% e -20% para a queima destes gases em “*flares*”;
- b) Eficiência do sistema de coleta de gás na CTR-NI no horizonte de tempo de 100 anos: foram submetidas variações de $\pm 10\%$ ao longo dos anos, a partir dos dados utilizados para a obtenção dos resultados encontrados no capítulo 7.1.

Para o cenário alternativo 2 especificamente para o processo de digestão anaeróbia, foram realizadas apenas as seguintes alterações:

- a) Na atividade de transporte/coleta dos RSO: foi levado em consideração a inviabilidade da instalação de uma planta de DA nas áreas dos terminais 1 e 2, e dessa forma, considerou-se a mesma distância utilizada para o processo de compostagem (108,2 km);
- b) No processo de emissão de metano produzido durante a DA: em função da obtenção destes dados através de fontes literárias optou-se por realizar a análise de sensibilidade para os valores de 0,5%, 3% e 5% na emissão, levando em consideração que um controle insuficiente deste gás pode resultar em níveis mais elevados de emissão;

- c) No consumo de energia utilizada durante a DA: foi levado em consideração um aumento de 50%, ou seja, 9,3 kwh/t de RSO, devido a falta de fonte de dados no Brasil e a diversidade de dados levantados.

Na Tabela 13, são apresentadas de forma sucinta as variações e as nomenclaturas utilizadas nos resultados da análise de sensibilidade dos cenários: Atual (A); Alternativo 1 (B); Alternativo 2 (C).

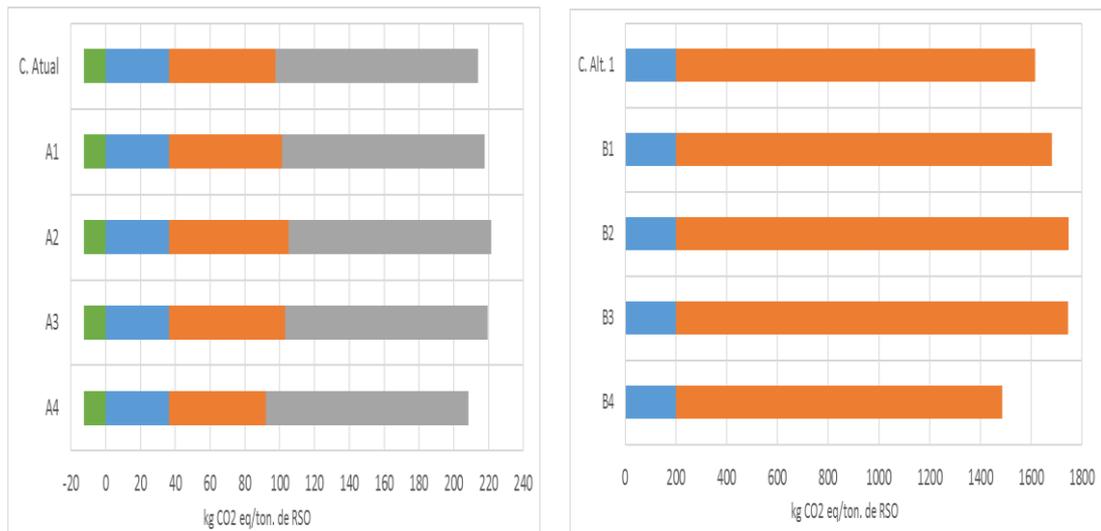
Tabela 13. Processos da análise de sensibilidade.

Processos		Alterações	Nomenclatura
CTR-NI	Tratamento/queima do biogás	-10%	A1, B1
	Tratamento/queima do biogás	-20%	A2, B2
	Eficiência de coleta do biogás	-10%	A3, B3
	Eficiência de coleta do biogás	+10%	A4, B4
DA	Transporte para DA	108,2 km	C1
	Emissões fugitivas do biogás	0,5%	C2
	Emissões fugitivas do biogás	3%	C3
	Emissões fugitivas do biogás	5%	C4
	Energia consumida na DA	+50%	C5

Os resultados referentes às emissões de cada processo para as diferentes categorias de impacto analisadas encontram-se registrados no Apêndice D.

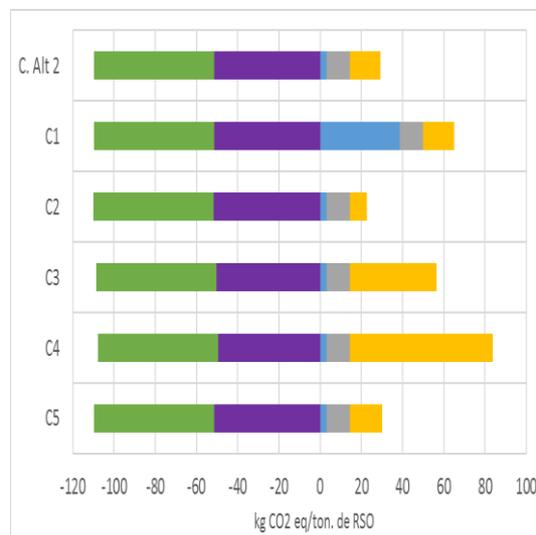
Na Figura 38 são apresentados os resultados obtidos através das alterações realizadas nos cenários propostos para o potencial de aquecimento global. Ao analisar a Figura 38 A e B, percebe-se que as alterações propostas para a CTR-NI não apresentaram uma significativa mudança, visto que, as maiores alterações encontradas foram nos cenários A4 e B4, onde ocorreu uma redução de apenas 9% para esta categoria de impacto, em virtude da melhora de 10% na eficiência de coleta do biogás gerado.

Através da Figura 38 C, observa-se que as maiores mudanças foram decorrentes das alterações realizadas na DA. No cenário C1 a inclusão da atividade de transporte apresentou um aumento de 120% de contribuição para o aquecimento global, enquanto que nos cenários C2, C3 e C4 as alterações na emissão do biogás resultaram respectivamente num decréscimo de 24% e em um aumento de 92% e 185%, quando comparado ao resultado do cenário alternativo 2.



A

B

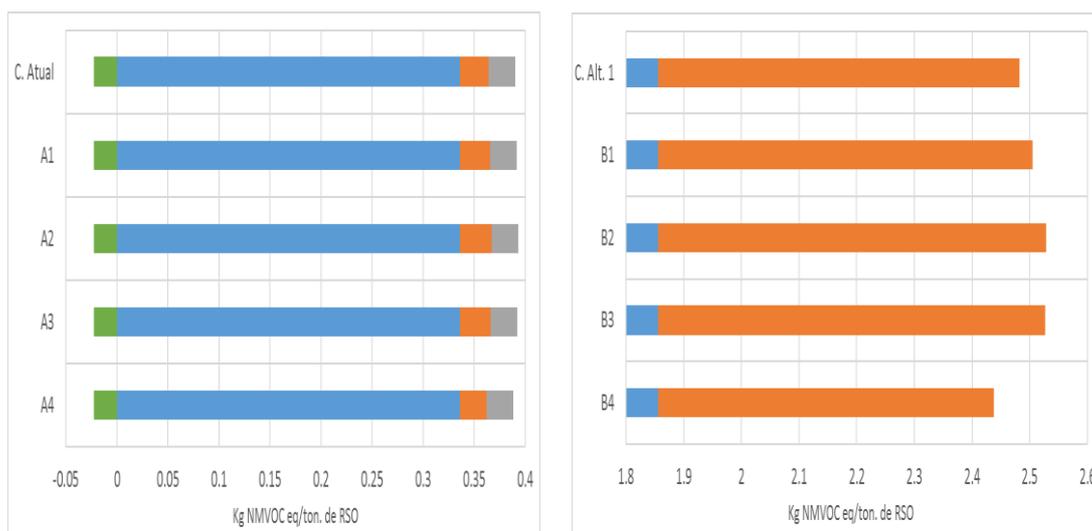


C

■ TRANSPORTE ■ CTR-NI ■ COMPOSTAGEM ■ DIGESTÃO ANAERÓBIA ■ USO DE BIOGÁS ■ USO DE FERTILIZANTE

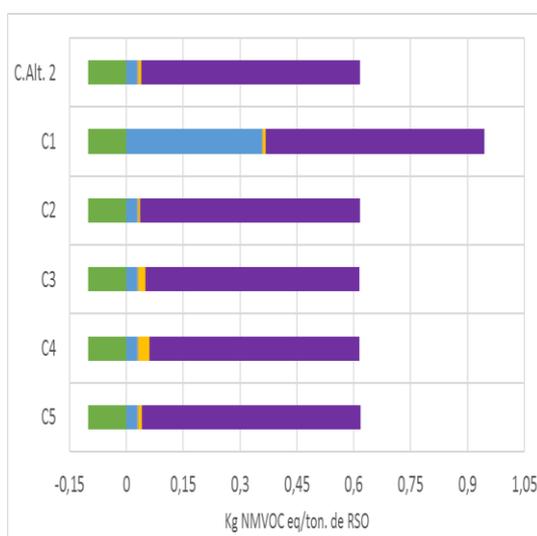
Figura 38. Análise de sensibilidade para o Potencial de Aquecimento Global: (A) Cenário Atual, (B) Cenário Alternativo 1, (C) Cenário Alternativo 2.

Analisando os resultados apresentados na Figura 39, as únicas alterações significativas para a categoria de formação de oxidantes fotoquímicos correspondem ao cenário C, sendo que, a inserção da atividade de transporte/coleta dos RSO para a DA apresentou um aumento de 53%. Comparando os cenários C2, C3 e C4 pode-se observar que embora tenham ocorrido alterações na digestão anaeróbia estes valores não apresentaram mudanças significativas, pois foram compensadas com a diminuição do impacto na queima do biogás



A

B

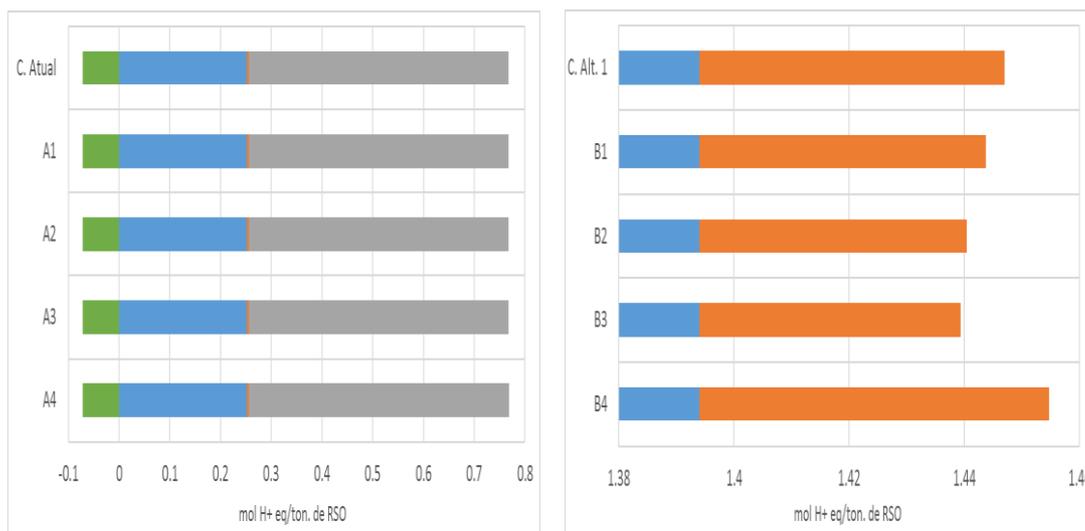


C

■ TRANSPORTE ■ CTR-NI ■ COMPOSTAGEM ■ DIGESTÃO ANAERÓBIA ■ USO DE BIOGÁS ■ USO DE FERTILIZANTE

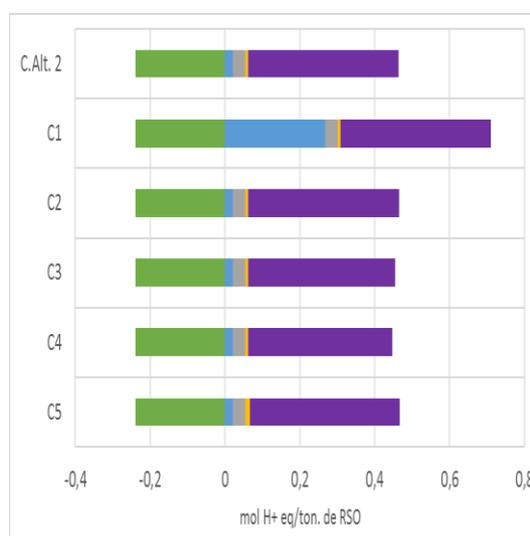
Figura 39. Análise de sensibilidade para a Formação de Oxidantes Fotoquímicos: (A) Cenário Atual, (B) Cenário Alternativo 1, (C) Cenário Alternativo 2.

Através da Figura 40 A e B pode-se observar que apesar dos indicativos de acidificação apresentarem alterações estas não foram relevantes quando comparadas ao cenário atual e ao cenário alternativo 1. Assim como, no impacto anterior apenas o C1 apresentou uma significativa alteração de 110% referente ao cenário alternativo 2.



A

B



C

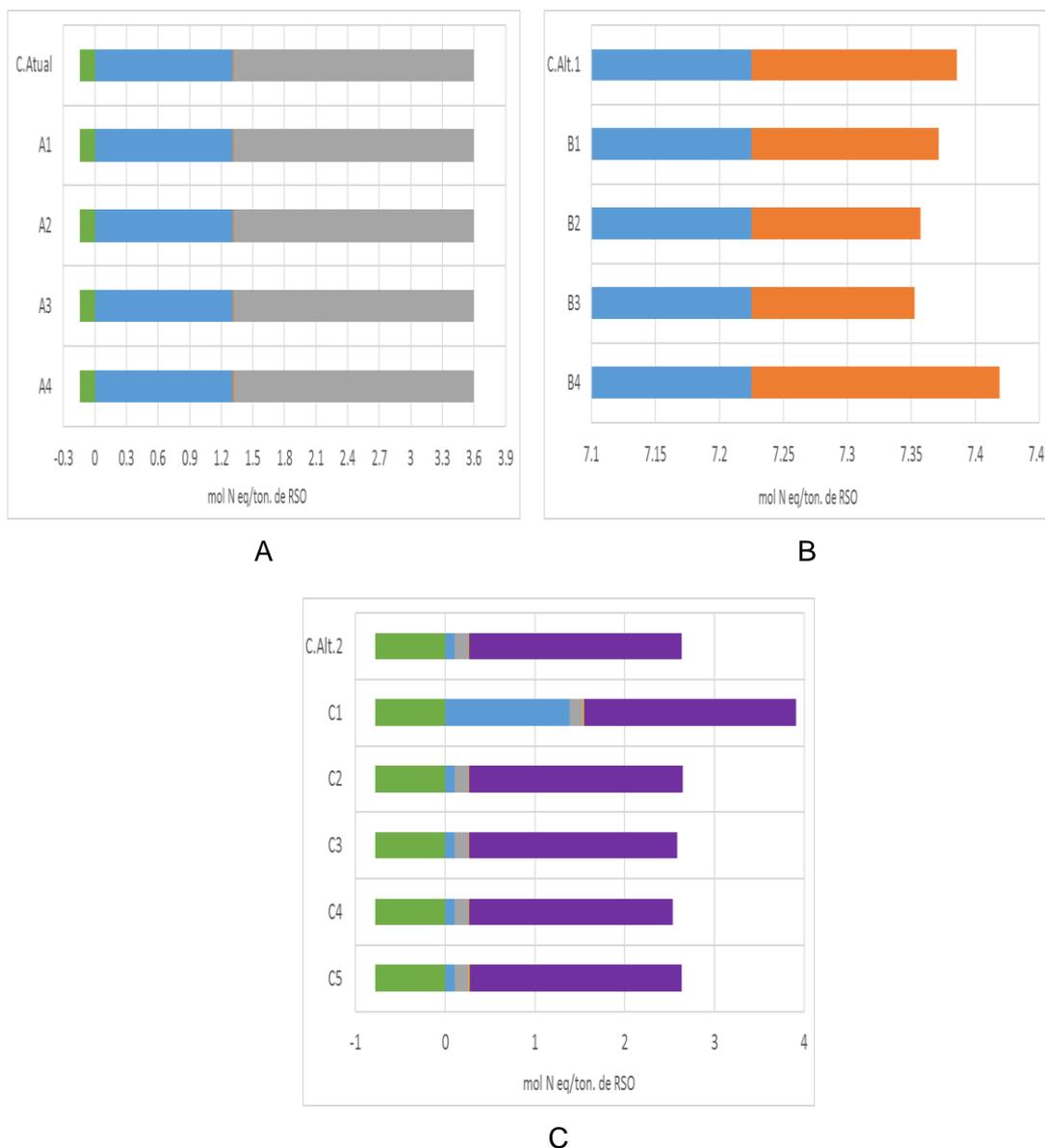
■ TRANSPORTE ■ CTR-NI ■ COMPOSTAGEM ■ DIGESTÃO ANAERÓBIA ■ USO DE BIOGÁS ■ USO DE FERTILIZANTE

Figura 40. Análise de sensibilidade para a Acidificação: (A) Cenário Atual, (B) Cenário Alternativo 1, (C) Cenário Alternativo 2.

Pode-se notar que os resultados encontrados na análise de sensibilidade para a categoria de eutrofização da Figura 41 A não exibiram mudanças significativas. Os cenários B1, B2 e B3 apresentaram uma pequena redução na contribuição deste impacto devido às alterações realizadas. Entretanto, estas reduções são novamente irrelevantes diante dos valores encontrados nos cenários Atual e Alternativo 1.

Ao comparar os resultados encontrados na Figura 41 C, apesar dos cenários C3 e C4 apresentarem reduções de apenas 3% e 5% respectivamente, a única alteração

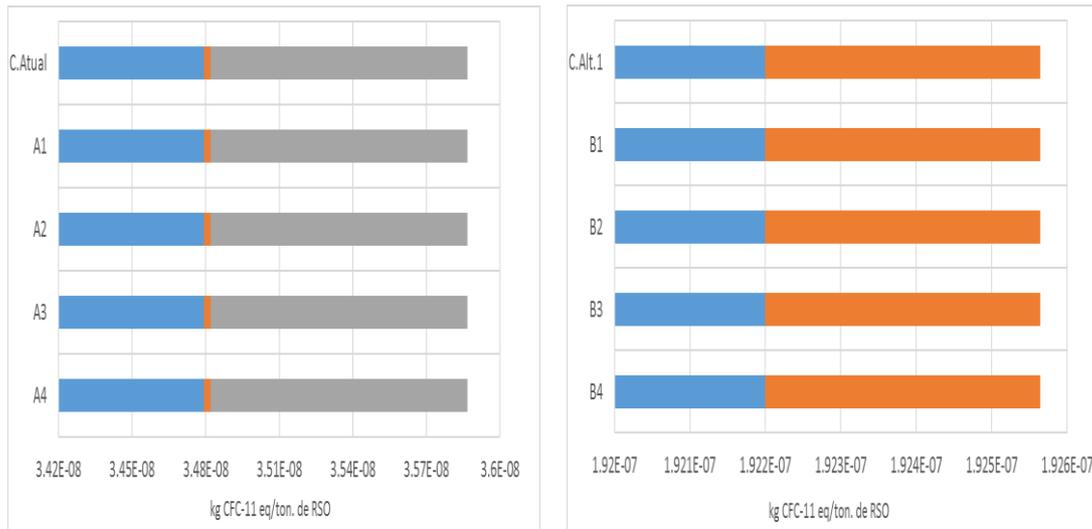
significativa corresponde a modificação proposta no cenário C1 que resultou em um aumento de 68%, fato este atribuído à inserção do transporte na planta de DA.



■ TRANSPORTE ■ CTR-NI ■ COMPOSTAGEM ■ DIGESTÃO ANAERÓBIA ■ USO DE BIOGÁS ■ USO DE FERTILIZANTE

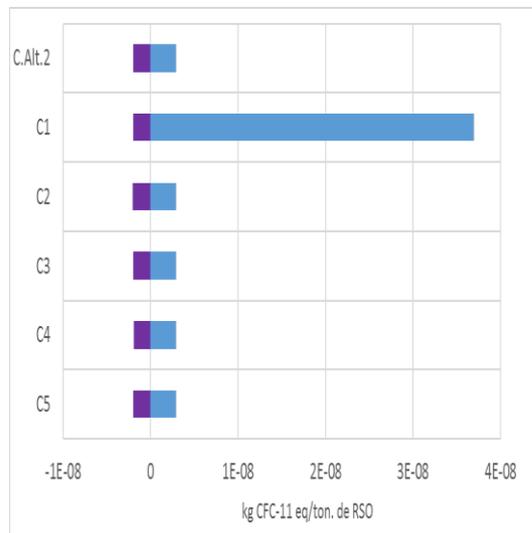
Figura 41. Análise de sensibilidade para a Eutrofização: (A) Cenário Atual, (B) Cenário Alternativo 1, (C) Cenário Alternativo 2.

Devido as contribuições para a depleção da camada de ozônio serem majoritariamente atribuídas ao transporte, portanto, apenas o resultado da análise de sensibilidade da Figura 42 C referente ao cenário C1 apresentou uma contribuição 36 vezes maior em relação ao cenário alternativo 2.



A

B

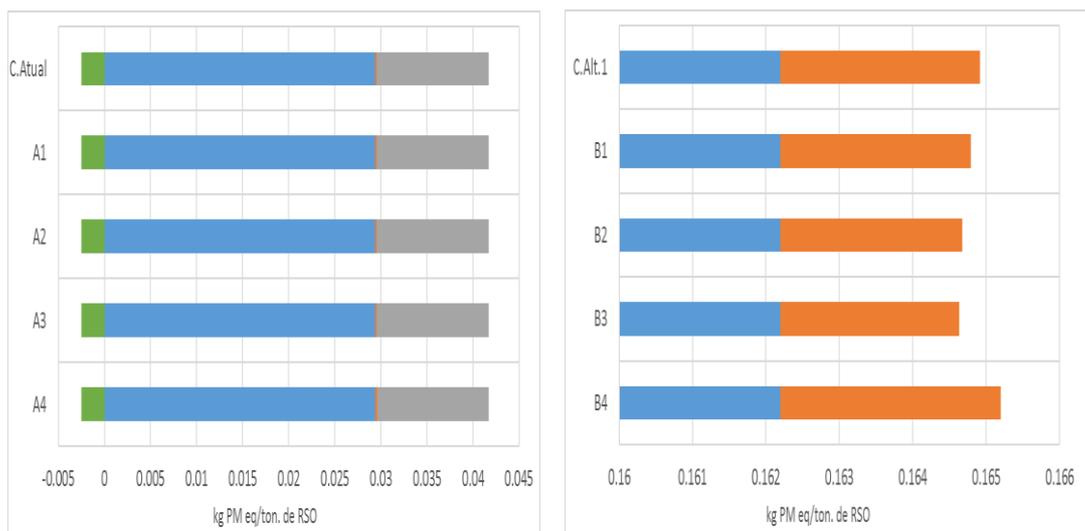


C

■ TRANSPORTE ■ CTR-NI ■ COMPOSTAGEM ■ DIGESTÃO ANAERÓBIA ■ USO DE BIOGÁS ■ USO DE FERTILIZANTE

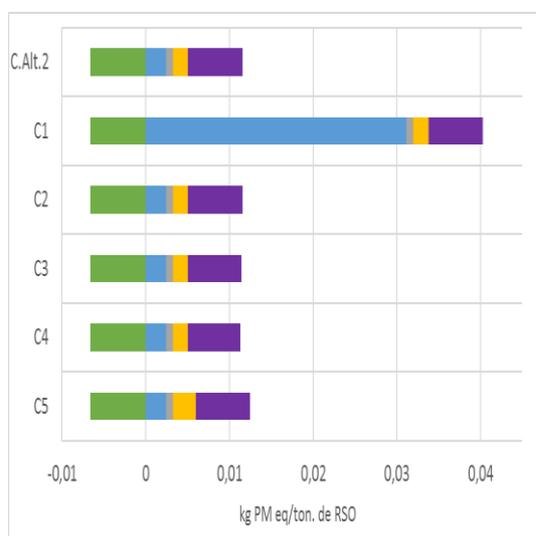
Figura 42. Análise de sensibilidade para a Depleção da Camada de Ozônio: (A) Cenário Atual, (B) Cenário Alternativo 1, (C) Cenário Alternativo 2.

Para a categoria de impacto relacionado à formação de material particulado Figura 43, novamente a maior alteração foi devido a inclusão da atividade de transporte no C1, representando um aumento de aproximadamente 250% quando comparado ao resultado obtido no cenário alternativo 2.



A

B



C

■ TRANSPORTE ■ CTR-NI ■ COMPOSTAGEM ■ DIGESTÃO ANAERÓBIA ■ USO DE BIOGÁS ■ USO DE FERTILIZANTE

Figura 43. Análise de sensibilidade para Formação de Material Particulado: (A) Cenário Atual, (B) Cenário Alternativo 1, (C) Cenário Alternativo 2.

8 CONCLUSÕES

Este estudo foi desenvolvido com o objetivo de avaliar no plano ambiental o modelo de gestão dos Resíduos Sólidos Orgânicos (RSO) facilmente biodegradáveis gerados nos terminais 1 e 2 do Porto do Rio de Janeiro durante o ano de 2013. Para este fim a metodologia de ACV apresentada mostrou-se adequada ao comparar o desempenho do Cenário Atual com os dois cenários alternativos propostos contribuindo no possível uso de novos sistemas reduzindo os impactos ambientais.

Comparado com estudos de outros autores como Bernstad, *et al.*, (2011), Buratti *et al.* (2015), Fernández-Nava *et al.* (2014), Manfredi *et al.* (2009), Hong, *et al.* (2010), Mengue *et al.* (2015) os resultados obtidos nesta pesquisa também mostraram uma boa similaridade, o que permite concluir a correlação e adequação dos estudos aqui realizados.

A utilização do *software EASETECH* para a aplicação da ACV, apesar da necessidade de um grande número de dados e de informações para sua alimentação, se mostrou vantajosa no apoio à definição de sistemas de gerenciamento de resíduos.

O cenário atual dos terminais 1 e 2 possui um eficiente sistema integrado de gerenciamento de RSO, resultando em etapas bem estruturadas, facilitando assim, o levantamento de dados necessários para a elaboração do ICV e a identificação da contribuição de cada uma dessas etapas nas categorias de impacto estudadas. Devido a este fato, pode-se concluir que o foco necessário para aperfeiçoar o atual modelo de gestão, não deve ser direcionado apenas para o sistema de coleta e tratamento de resíduos, mas principalmente à minimização dos RSO gerados atualmente nos terminais.

Em relação aos impactos ambientais analisados nos Cenários Alternativos 1 e 2, este estudo pode se concluir que quando comparados ao cenário Atual:

- a) Cenário alternativo 1 - todos os RSO gerados são encaminhados apenas para a CTR-NI, o que não levou a nenhuma contribuição que possa ser implementada no atual sistema de gerenciamento, em função dos impactos ambientais obtidos neste cenário serem de 2 a 7 vezes maiores quando comparados com o cenário atual, apesar da elevada eficiência no sistema de coleta e tratamento dos lixiviados e gases gerados na CTR-NI.
- b) Cenário alternativo 2 - apesar de apresentar 68% a mais de contribuição para a categoria de formação de oxidantes fotoquímicos (POF), proporcionou uma redução em todos os outros potenciais. Estas melhorias

podem ser justificadas em função da implementação nos terminais da tecnologia de DA com uma elevada eficiência, evitando desta forma as emissões de gases com o transporte dos RSO, além da redução do impacto através da substituição do uso dos fertilizantes minerais e da produção do biogás para conversão em energia elétrica.

Com base nos resultados obtidos, pode-se concluir que para o cenário atual a etapa de coleta/transporte demonstrou ser a maior contribuição para três categorias distintas (PFOF, PDCO e o PFMP). No cenário alternativo 1 esta etapa se destacou para cinco categorias avaliadas (PFOF, PAT, PE, PDCO e PFMP) e no cenário alternativo 2 esta etapa destacou-se apenas para o PDCO. Este fato pode ser justificado em função da periodicidade de coleta, da quantidade (tonelada) de resíduos transportados e da distância a ser percorrida pelo caminhão, resultando na elevação do consumo de diesel e conseqüentemente na emissão de uma elevada quantidade de gases. Portanto, uma manutenção adequada e o melhor dimensionamento do percurso destes resíduos podem proporcionar uma considerável redução na contribuição desta atividade em cada categoria de impacto avaliada.

Em relação a análise de sensibilidade realizada no Capítulo 7, a inserção da atividade de transporte no processo de DA (cenário C1), resultou em alterações significativas em suas contribuições para todas as categorias de impactos analisados. No entanto, este cenário quando comparado ao cenário Atual prevalece como a melhor opção apenas para as categorias de impacto do potencial de aquecimento global (PAG) e potencial de formação de material particulado (PFMP). Entretanto destaque-se também que as alterações referentes às emissões fugitivas do processo de DA apresentaram alterações significativas apenas para o PAG quando comparadas ao cenário Alternativo 2.

Portanto, através dos resultados obtidos neste estudo pôde-se caracterizar todas as etapas do atual cenário de gerenciamento dos terminais 1 e 2 do porto do Rio de Janeiro, quanto aos impactos ambientais analisados, identificando assim os principais problemas associados a destinação dos RSO, permitindo dessa forma a busca de alternativas para o aperfeiçoamento do atual plano de gerenciamento utilizado ou sua substituição por um mais eficiente.

9 RECOMENDAÇÕES

Como recomendações e sugestões de trabalhos futuros que poderiam ser conduzidos para complementar ou mesmo para reforçar os resultados alcançados neste estudo, sugere-se:

- a) Utilização de diferentes *softwares* ou metodologias para a avaliação e validação dos resultados obtidos em cada categoria de impacto analisada;
- b) Expansão da fronteira do sistema utilizada nesta pesquisa, abordando todos os tipos de resíduos sólidos gerados nos terminais;
- c) Avaliação de outras tecnologias disponíveis para o gerenciamento dos resíduos sólidos;
- d) Implementação de um projeto dentro dos terminais 1 e 2 do porto do Rio de Janeiro com o objetivo de minimizar a geração de RSO dos restaurantes da empresa;
- e) Análise socioeconômica para a implantação da tecnologia de digestão anaeróbia dentro dos terminais 1 e 2 do porto.

10 REFERÊNCIAS

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 13.591: Compostagem**. Rio de Janeiro, 1996.

_____, Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR ISO 14.001:2004: Sistema de Gestão Ambiental**. Disponível em: <<http://www.abnt.org.br/>> Acesso em: setembro/2015.

_____, Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR ISO 14.040: Gestão Ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Princípios e estrutura**. Rio de Janeiro, 2009.

_____, Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR ISO 14.044: Gestão Ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Requisitos e orientações**. Rio de Janeiro, 2009.

ABRELPE - Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama de Resíduos Sólidos no Brasil, 2014**. Disponível em: <http://www.abrelpe.org.br/panorama_edicoes.cfm> Acesso em: outubro/2015.

ALBERTONI, T. A. **Caracterização física dos resíduos sólidos gerados em restaurante universitário**. 2013. 77 f. Trabalho de conclusão de curso de graduação apresentado à disciplina Trabalho de Conclusão de Curso 2. – Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Londrina. Londrina, 2013.

ALMEIDA, F. M. **Fluxo de Emissões em Atividades do Poder Executivo Federal: o Caso do Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior**. Dissertação (Mestrado), Departamento de Engenharia Mecânica, Universidade de Brasília, Brasília, DF, Publicação ENM.DM-175A/2012, 121p., 2012

ALMEIDA, B. Z. S. **Principais Características e Problemas dos Portos do Brasil**. Monografia (Graduação em Tecnologia de Construção Naval), Centro Universitário Estadual da Zona Oeste - UEZO, 2011.

ANDRADE, E. A. T. **Avaliação do ciclo de vida na gestão de resíduos sólidos: Um estudo de caso da coleta seletiva do Centro de Tecnologia da Universidade Federal do Rio de Janeiro**. Dissertação (mestrado), COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Programa de Engenharia de Produção, 2014.

ANDERSEN, J.K., BOLDRIN, A., CHRISTENSEN, T.H., SCHEUTZ, C., 2011, **“Mass balance and life cycle inventory of home composting of organic waste”**. Waste Management. v. 31, pp. 1934 - 1943.

ANDERSEN, J.K., BOLDRIN, A., CHRISTENSEN, T.H., SCHEUTZ, C., 2012, **Home composting as an alternative treatment option for organic household waste in Denmark: An environmental assessment using life cycle assessment-modelling** Publicado por Elsevier Ltd.Doi: 10.1016 / j.wasman.2011.09.014

ANTAQ, Agência Nacional de Transportes Aquaviários. **Superintendência de Portos**, 2011. Disponível em: <http://www.antaq.gov.br/portal/Portos_PrincipaisPortos.asp>. Acesso em: agosto/2015.

_____, Agência Nacional de Transportes Aquaviários. **Anuário Estatístico Aquaviário 2012**, Brasília, 2013. Disponível em: <<http://www.antaq.gov.br/Portal/Anuarios/Anuario2012/21.htm>>. Acesso em: agosto/2015.

_____, Agência Nacional de Transportes Aquaviários. **Porto do Rio de Janeiro**, Brasília, 2012. Disponível em: <<http://www.antaq.gov.br/portal/pdf/Portos/2012/RioJaneiro.pdf>>. Acesso em: setembro/2015.

_____, Agência Nacional de Transportes Aquaviários. **Anuário Estatístico Aquaviário 2014**. Brasília, 2015. Disponível em: <<http://www.antaq.gov.br/anuario/>>. Acessado em: agosto/2015.

_____, Agência Nacional de Transportes Aquaviários. Disponível em: <<http://www.antaq.gov.br/sistemas/sig/InformacaoResultadoAvancado.asp>>. Acesso em: maio/2015.

ARAÚJO, A. F. **A Aplicação da Metodologia de Produção mais Limpa: Estudo em uma Empresa do Setor de Construção Civil**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2002.

ARAÚJO, M. G. **Modelo de Avaliação do Ciclo de Vida para a Gestão de Resíduos de Equipamentos Eletroeletrônicos no Brasil**. Tese (Doutorado), COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2013.

ARDUIN, R. H. **Avaliação do ciclo de vida de produtos têxteis: implicações da alocação**. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental e Área de Concentração em Ciências da Engenharia Ambiental - Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2013.

AZEVEDO, C. V. J. C. **Regulação e Gestão de Resíduos Sólidos em Portos Marítimos: Análise e Proposições para o Brasil.** Tese (Doutorado) - UFRJ/ COPPE/ Programa de Planejamento Energético, 2015.

BARBOZA, M. A. M. **A Ineficiência da Infraestruturura Logistica do Brasil.** 2014 Revista Portuária Economia e Negócios. Disponível em: <<http://www.revistaportuaria.com.br/noticia/16141>> Acesso em: fevereiro/2016.

BARBOSA, P. P.; SILVA, T. L.; GALASSI, C.; LUZ, S.; NETO, G. de A. **Análise dos impactos ambientais da produção de blocos cerâmicos.** IN: Anais de evento. III Simpósio de Pós Graduação em Engenharia Urbana. 7 e 8 de novembro de 2012. Maringá.

BARREIRA, L.P. **Avaliação das usinas de compostagem do estado de São Paulo em função da qualidade dos compostos e processos de produção.** Tese. (Doutorado). Programa de Pós-Graduação em Saúde Pública, Universidade de São Paulo. São Paulo, 2005.

BAUMANN, H., TILLMAN, A. M. **The Hitch Hiker's Guide to LCA.** Sweden. Lund: Studentlitteratur AB, 2004.

BERNSTAD S. S., A., LA COUR JANSEN, J., 2011. **A life cycle approach to the management of household food waste e a Swedish full-scale case study.** Waste Manag. 31, 1879 e 1896.

BERNSTAD S. S., A., LA COUR JANSEN, J., 2012. **Review of comparative LCAs of food waste management systems – Current status and potential improvements.** Water and Environmental Engineering at the Department of Chemical Engineering, Lund University, Chemical Centre, 221 00 Lund, Sweden

BERNSTAD S. S., A., ANDERSSON, T., **Food waste minimization from a life-cycle perspective,** Journal of Environmental Management (2014), <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.07.048>

BOLDRIN, A., Hartling, K.R., Smidt, M.M., Christensen, T.H., 2008. **Use of compost and peat in growth media preparation: an environmental comparison using LCA-modelling (EASEAWSTE).** Submitted to Resource, Conservation and Recycling.

BONTON, A. BOUCHARD, C., BARBEAU, B., & JEDRZEJAK, S. **Comparative life cycle assessment of water treatment plants.** Desalination, London, v. 284, p.42-54, 2012.

Bonton, A., (2012). Comparative life cycle assessment of water treatment plants. *Desalination*, 284, 42-54.

BONTOUX, L. ***The Incineration of Waste in Europe: Issues and Perspectives***, European Commission Joint Research Centre, 1999.

BORBA, S. M. P. **Análise de Modelos de Geração de Gases em Aterros Sanitários: Estudo de Caso**. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, Rio de Janeiro, 2006.

BORGES, A. C. **“Influência da estratégia de alimentação no desempenho do reator anaeróbio em batelada sequencial contendo biomassa imobilizada”**. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos, 170 p., 2003.

BORGES, P. S. **Índices e modelos biogeoquímicos para definição do estado trófico, suscetibilidade à eutrofização e metabolismo do estuário do rio Paraíba do Sul**, Dissertação de Mestrado em Geociências – Geoquímica Ambiental, Universidade Federal Fluminense, 2014.

BORTOLAZZO, W.M., 2011. **Estimativa da Produção de Percolados no Aterro Sanitário de Nova Iguaçu com a Aplicação de Modelos Computacionais**. Dissertação de Mestrado. COPPE/UFRJ, 189p.

BOUALLAGUI, H.CHEIKH, R. B.; MAROUANI, L.; HAMDY, M.; **Mesophilic biogas production from fruit and vegetable waste in tubular digester**. In: *Bioresour. Technol.* 86, 2003. p. 85-89.

BOVEA, M. D.; IBÁÑEZ-FORÉS, V.; GALLARDO, A. COLOMER-MENDOZA, F. J. **Environmental assessment of alternative municipal solid waste management strategies. A Spanish case study**. *Waste Management*, 30, 2383–2395, 2010.

BNDES, Banco Nacional do Desenvolvimento Econômico e Social. **Análise das Diversas tecnologias de Tratamento e Disposição Final de resíduos Sólidos no Brasil, Europa, Estados Unidos e Japão**. Pesquisa Científica BNDES FEP Nº 02/2010, 2014. Disponível em: <<http://www.tecnologiasresiduos.com.br/secao/publicacao/>>. Acessado em: 03 de agosto de 2015.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Defesa Agropecuária. Instrução normativa nº 23, de agosto de 2005. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Poder Judiciário, Brasília, DF, 08 set. 2005.

_____, 2009. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Defesa Agropecuária. Instrução normativa n° 25, de julho de 2009. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Poder Judiciário, Brasília, DF, 23 jul. 2009.

_____, 2010. Lei nº 12.305 de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei 9.605 de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Brasília, DF. 2010.

_____, 2013. Lei nº 12.815, de 5 de junho de 2013. Dispõe sobre a exploração direta e indireta pela União de portos e instalações portuárias e sobre as atividades desempenhadas pelos operadores portuários. Disponível em: <www4.planalto.gov.br> Acesso em: setembro/2015.

_____, 2014. Porto Sem Papel. Glossário Portuário. Disponível em: <http://www.portosempapel.gov.br/glossario?pathbar=glossario_portuario>. Brasília, Brasil, 2014. Acesso em: setembro/2015.

BRITO, L, **Estudo de Gases em Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos, Rio de Janeiro**, Dissertação de Mestrado, Engenharia Civil, COPPE/UFRJ, 2005)

BRUNNER, P.H., RECHBERGER, H., **Practical Handbook of Material Flow Analysis**. Lewis Publishers, Boca Raton, 2004.

BUENO, C. **Avaliação de Ciclo de Vida na Construção Civil: Análise de Sensibilidade** Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Arquitetura e Urbanismo do Instituto de Arquitetura e Urbanismo da Universidade de São Paulo, 2014

BURATTI, C., BARBANERA, M., TESTARMATA, F., FANTOZZI, F. **Life Cycle Assessment of organic waste management strategies: an Italian case study**. Journal of Cleaner Production, v. 89, p. 125-136, 2/15/ 2015.

BUTCHER, J. (Coord.). **Vínculos de Negócios Sustentáveis em Resíduos Sólidos**. 2007. 30p. Disponível em <http://www3.ethos.org.br/cedoc/vinculos-de-negocios-sustentaveis-em-residuos-solidos-dezembro-2007/#.VIZf4L_y13Y>. Acesso em setembro/2015.

CADENA, E, COLÓN, J, ARTOLA, A., SÁNCHEZ, A., FONT X. **Environmental impact of two aerobic composting technologies using life cycle assessment**. Int J Life Cycle Assess (2009) 14:401 – 410, DOI 10.1007/s11367-009-0107-3

CALDEIRA-PIRES, A., FERREIRA, S. R. L., LAMB, C. M. R., 2007, “**Trajectoria do projeto: Inventário do ciclo de vida para competitividade ambiental da indústria**

brasileira – ICV". In: *Conferência Internacional de Avaliação do Ciclo de Vida – CILCA* 2007, São Paulo, Anais da Conferência Internacional de Avaliação do Ciclo de Vida.

CAMPOS, F. H. A. **Análise do Ciclo de Vida na construção civil: um estudo comparativo entre vedações estruturais em painéis pré-moldados e alvenaria em blocos de concreto**. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Construção Civil, Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais UFMG, Belo Horizonte, MG, 2011.

CANCHUMANI, G. A. L. - **Óleos Lubrificantes Usados: um Estudo de Caso de Avaliação de Ciclo de Vida do Sistema de Rerrefino no Brasil** - Tese (doutorado) – UFRJ/ COPPE/ Programa de Planejamento Energético, 2013.

CARVALHO, M. B. M. de. Entrevista: Armando Caldeira-Pires. Revista Sustentabilidade em Debate, vol. 1, n. 1, pp. 127-129, Brasília, abril de 2010.

CARDOSO, P.F., **Sistema de certificação ambiental de edições habitacionais e possibilidades de aplicação do ciclo de vida**. Dissertação de mestrado, Programa de Pós-Graduação em Arquitetura e Urbanismo, Instituto de Arquitetura e Urbanismo da Universidade de São Paulo, 2015.

CASTILLO, E. F. M.; CRISTANCHO, D. E.; ARELLANO, V. A. **Study of the operational conditions for anaerobic digestion of urban solid wastes**. In: *Waste Manage*, 46. 2006. p. 546-556.

CASSINI, S. T.; VAZOLLER, R. F.; PINTO, M. T. Introdução. In: CASSINI, S. T. (coord.). **Digestão de Resíduos Sólidos Orgânicos e Aproveitamento do Biogás**. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003. Capítulo 1, p. 1 – 9.

CHEHEBE, J. R. **Análise de ciclo de vida de produtos - ferramenta gerencial da ISO 14000**, 1ed., Rio de Janeiro, Qualitymark, 1997.

CHEHEBE, J. R. B. **Análise do Ciclo de Vida de Produtos: Ferramenta Gerencial da ISSO 14000**. Rio de Janeiro: Qualitymark Ed., CNI, 2002.

CHENG, H.; HU, Y. **Curbing dioxin emissions from municipal solid waste incineration in China: Re-thinking about management policies and practices**. *Environmental Pollution*, v. 158, n. 9, p. 2809-2814, 9// 2010. ISSN 0269-7491.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores Anaeróbios**. Belo Horizonte: UFMG/DESA, 1997.

CIGAGNA, C. **Estudo da eutrofização do reservatório da floresta estadual “Edmundo Navarro de Andrade” (FEENA) Rio Claro (SP)**. Dissertação de Mestrado

apresentada ao Instituto de Geociências e Ciências Exatas do Campus de Rio Claro, da Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, 2013

CLAVREUL, J., BAUMEISTER, H., CHRISTENSEN, T.H., DAMGAARD, A., An environmental assessment system for environmental technologies. *Environ. Model. Softw.* v.60, p. 18–30, 2014.

COLÓN, J., MARTÍNEZ-BLANCO, J., GABARRELLA, X., 2010, **Environmental assessment of home composting**. *Resources, Conservation and recycling*, v. 54, pp. 893–904.

CONAMA, 2005, RESOLUÇÃO CONAMA N° 357. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: março/2016.

CORRÊA, T. **Estudo da Tratabilidade Anaeróbia de Lixiviados de Aterros Sanitários Utilizando Filtros Biológicos Operados em Batelada Sequencial**. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos, SP, 2012.

CURRAN, M., A. **Life Cycle Assessment: Principles and Practice**. National Research Management Laboratory, Ohio, United States Environmental Protection Agency, 2006.

Dallarosa J.B., **Estudo da formação e dispersão de ozônio troposférico em áreas de atividade de processamento de carvão aplicando modelos numéricos**, Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul - Programa de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto. 2005

da SILVA, G. **Notas do curso Avaliação de Ciclo de Vida - metodologias e aplicação**. Associação Brasileira de Ciclo de Vida - ABCV, São Paulo, 2011.

da Silva, I. B, Silva, T.L 1, Rocha, C.A, Cavalcante, R.M e da Silva, V.C, **Uso da geoestatística na avaliação da distribuição de material particulado respirável na cidade de Fortaleza, Ceará**. Graduação em Ciências Ambientais, Universidade Federal do Ceará-UFC, Fortaleza-CE - *Revista Brasileira de Geografia Física* V. 09 N. 02 (2016) 334-344.

de Araújo, F. **O Efeitos da radiação UVB no crescimento, conteúdo pigmentar e fotossíntese de Gracilaria caudata (Gracilariales, Rhodophyta)**. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. Departamento de Botânica. 2011

de Oliveira, L. V.; Ricúpero, R. **A abertura dos portos**. São Paulo: Editora Senac, 2007.

ECOINVENT. **About us**. Disponível em: <<http://www.ecoinvent.org>>. Acesso em: setembro/2015.

EEA. **Life Cycle Assessment - a guide to approaches, experiences and information sources**. 1997. Disponível em <<http://www.eea.europa.eu/publications/GH-07-97-595-EN-C>>. Acesso em: outubro/2015.

ELCOCK, D., **Life Cycle Thinking for the Oil and Gas Exploration and Production Industry**. In: Report ANL/EVS/R-07/5, U.S. Department of Energy, Chicago, USA, 2006.

EPA. **Software and Databases**. Disponível em: <http://www.epa.gov/nrmrl/std/lca/pdfs/appendices_lca101.pdf>. Acesso em: setembro/2015.

EPE, Empresa de Pesquisa Energética. **Inventário Energético dos Resíduos Sólidos Rurais**, Nota Técnica DAE 18/14. Rio de Janeiro, 2014.

FAVA, J.; DENISON, R.; JONES, B.; CURRAN, M.; VIGON, B.; SELKE, S. e BAMUM, J.A **Technical Framework for Life-Cycle Assessment**. SETAC - Society of Environmental Toxicology and Chemistry, 1991.

FEAM, Fundação Estadual do Meio Ambiente. **Relatório 1: Estado da arte do tratamento térmico de resíduos sólidos urbanos com geração de energia elétrica**. Engebio, Belo Horizonte, 2010.

FEAM, Fundação Estadual do Meio Ambiente. **Aproveitamento energético de resíduos sólidos urbanos: guia de orientações para governos municipais de Minas Gerais**. Belo Horizonte, 2012.

Ferreira, F.A. **Estudo das normas recomendadas (NBR) e regulamentadoras (NR) para uso térmico do biogás**. Trabalho (Conclusão de Curso) –Departamento de Engenharia Agrícola e do Meio Ambiente, Universidade Federal Fluminense, 2016.

FERNANDES, F. (coordenador), 1999. **Manual prático para a compostagem de biossólidos**. Projeto PROSAB, Rio de Janeiro: ABES; 1999.

FERNANDEZ, J.; PEREZ, M.; ROMERO, L. I.; **Kinetics of mesophilic anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: influence of initial total solid concentration.** In: *Bioresour. Technol.* 101. 2010. p. 6322-6328.

FINK, P. **The Roots of LCA in Switzerland: Continuous Learning by Doing.** *Int. J. LCA* v. 2, 1997

FLORO NETO, J. B. **O papel da autoridade portuária na gestão dos resíduos sólidos no porto organizado de Suape.** Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco, CFCH. Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, 2012.

FRITSCH, P. R. C. **A temperatura como parâmetro acessível e possível de ser utilizado no controle do processo de compostagem em municípios de pequeno e médio porte.** Dissertação de Mestrado apresentada à Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca. Rio de Janeiro: s.n., 2006.

FRICKE, K.; SANTEN, H.; WALLMANN, R.; HUTTNER, A.; DICHTL, N.; **Operating problems in anaerobic digestion plants resulting from nitrogen in MSW.** In: *Waste Manage* 27. 2007.

FRUERGAARD, T.; ASTRUP, T. **Optimal utilization of waste-to-energy in an LCA perspective.** Department of Environmental Engineering, Technical University of Denmark, Denmark, *Waste Management*. 31, 572 -582, 2011.

GENTIL, E., DAMGAARD, A., HAUSCHILD, M., FINNVEDEN, G., BARLAZ, M., THORNELOE, S., KAPLAN, P.O., ERIKSSON, O., MATSUI, Y., II, R., THOMAS, B., JONES, R., CHRISTENSEN, T.H.. **Models for waste life cycle assessment: review of technical assumptions.** *Waste Management* 30, 2636 e 2648, 2010.

GOBBI, C. N. **Avaliação do Desempenho da Gestão de Resíduos Plásticos em Portos Brasileiros, segundo a Política Nacional de Resíduos Sólidos.** Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Escola de Química, Programa de Pós-Graduação em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos, 2015.

GOEDKOOP, M., HEIJUNGS, R., DE SCHRYVER, A., STRUIJS, J., VAN ZELM, R., **ReCiPe 2008 - A life cycle impact assessment method which comprises harmonized category indicators at the midpoint and the endpoint level.** In: Report I: Characterisation, Ministerie Van V.R.O.M., Den Haag (Netherlands), January, 2009.

GOLDBERG, D. J. K. **Regulação do setor portuário no Brasil**. Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia Naval e Oceânica, 2009.

GOMES, F. C. de S. P. **BIOMETANIZAÇÃO SECA DE RSU – Estado da Arte e Análise Crítica das Principais Tecnologias**. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Ouro Preto. Núcleo de Pesquisas em Recursos Hídricos – Pró-Água. Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade Socioeconômica e Ambiental, 2010.

GOMES, L. P., CASTILHOS JR, A. D., FERNANDES, F., FERREIRA, J., JUCÁ, J., LANGE, L. C., **Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários**. Capítulo 3, p. 65 – 108, Rio de Janeiro: ABES, 2006.

GONIN, M. C. **Abordagem de Ciclo de Vida na Avaliação de Impactos Ambientais no Processamento Primário Offshore**. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental), Escola Politécnica, UFRJ, 2012.

GOULART, G. P. P. **Diagnóstico dos Resíduos do Porto do Rio de Janeiro**. Dissertação (mestrado) – UFRJ/ COPPE/ Programa de Engenharia Civil, 2012.

GRALTEC <<http://graltec.com/blog/como-funciona-um-aterro-sanitario-e-a-que-tipo-de-residuos-se-direciona/>>. Acesso em: outubro/ 2015

GUINÉE, J. B. **Life cycle assessment: An operational guide to the ISO standards**. Centre of Environmental Science – Leiden University (CML), 2001.

GUINÉE, J.B.; GORRÉE, M.; HEIJUNGS, R.; HUPPES, G.; KLEIJN, R.; KONING, A. DE; OERS, L. VAN; WEGENER SLEESWIJK, A.; SUH, S.; UDO DE HAES, H.A.; BRUIJN, H. DE; DUIN, R. VAN; HUIJBREGTS, M.A.J. **Handbook on life cycle assessment. Operational guide to the ISO standards. I: LCA in perspective. Ila: Guide. Iib: Operational annex. III: Scientific background**. Kluwer Academic Publishers, ISBN 1-4020-0228-9, Dordrecht, 2002.

GUINÉE, J. B. **Handbook on Life Cycle Assessment - Operational guide to ISO standards**. Kluwer Academic Publishers, 2004.

GUINÉE, J.B.; HEIJUNGS, H.; HUPPES, G.; ZAMAGNI A.; MASONI, P; BUONAMICI, R. **Life Cycle Assessment: Past, Present, and Future**. Environmental Science and Technology v. 45, n. 1, pp. 90-96, 2011.

GUNAMANTHA, M.; SARTO. **Life cycle assessment of municipal solid waste treatment to energy options: Case study of KARTAMANTUL region**, Yogyakarta. *Renewable Energy*, 41,277-284, 2012.

HAUSCHILD M.Z, GOEDKOOP M, GUINEE J, HEIJUNGS R, HUIJBREGTS M, JOLLIET O, MARGNI M, SCHRYVER A, HUMBERT S, LAURENT A, SALA S, PANT R. **Identifying best existing practice for characterization modeling in life cycle impact assessment**. *Int. J. Life Cycle Assess.* Vol. 18, páginas: 683-697, 2012.

HENRIQUES, R. M. **Aproveitamento Energético dos Resíduos Sólidos Urbanos: uma Abordagem Tecnológica**. Dissertação (Mestrado) – UFRJ/COPPE/Programa de Planejamento Energético, 2004.

HONG, J.; Li, X.; ZHAOJIE, C. **Life Cycle Assessment of four municipal solid waste management scenarios in China**. *Waste management (New York, N.Y.)*, 30, 2362-2369. Elsevier, 2010.

HUNT, R. G., WILLIAM E. F., **LCA – How it came about: Personal reflections on the origin and the development of LCA in the USA**. *International Journal of LCA*. Vol 1, nº 3, páginas 147-150, 1996.

HUPPONEN, M.; GRÖNMAN, K.; HORTTANAINEN, M. **How should greenhouse gas emissions be taken into account in the decision making of municipal solid waste management procurements: A case study of the South Karelia region, Finland**. *Waste Management*, v. 42, p. 196-207, 8// 2015. ISSN 0956-053X.

IBAM – INSTITUTO BRASILEIRO DE ADMINISTRAÇÃO PÚBLICA, **Manual de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos**, Rio de Janeiro, RJ, 2001.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/>> Acesso em: setembro/2015

ILCD. **ILCD Handbook: Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context - based on existing environmental impact assessment models and factors**. 1 ed. Luxemburg, European Union, 2011

INEA, Instituto Estadual do Ambiente, Rio de Janeiro. 2004. **DZ-1310.R-7 - SISTEMA DE MANIFESTO DE RESÍDUOS**. Disponível em: <http://www.inea.rj.gov.br/cs/groups/public/@inter_pres_aspres/documents/document/zwff/mda3/~edisp/inea_007131.pdf> Acesso em: setembro/2015.

IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change. **Guia para inventários nacionais de gases de efeito estufa**. Módulo 6: Lixo. Volume 2: Livro de trabalho, 1996. Disponível em: <<http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/invs6.html>>. Acesso em: abril/ 2016.

KHALID, A.; ARSHAD, M.; ANJUM, M.; MAHMOOD, T.; DAWSON, L. **The Anaerobic Digestion of Solid Organic Waste**. In Waste Management, 31. 2011.

KIEHL, E.J. **Manual de Compostagem: Maturação e Qualidade do Composto**. 4ª ed. Piracicaba, SP. 173 p., 2004.

KIEHL EJ, 2005. **Adubação Orgânica – 500 perguntas e respostas**, Piracicaba, SP. 2005.

KIRKEBY, J. T., HANSEN, T.L., BIRGISDÓTTIR, H., BHANDER, G.S., HAUSCHILD, M.Z. & CHRISTENSEN, T. H.: **Environmental assessment of solid waste systems and technologies: EASEWASTE**. Waste Management and Research, v. 24, p. 3–15, 2006.

KOORNNEEF, J. **Development of fluidized bed combustion - An overview of trends, performance and cost**, Progress in Energy and Combustion Science 33, p. 19–55, 2007.

LANDGRAF, M. D; MESSIAS, R. A.; REZENDE, M. O. O. **A Importância Ambiental da Vermicompostagem: Vantagens e Aplicações**. 1. ed. São Carlos: Rima Editora, 2005.

LATASA <<http://www.latasa.ind.br/pt/noticias/brasil-e-campeao-mundial-na-reciclagem-de-latas-de-aluminio>>. Acesso em: setembro/2016

LEE, D. H.; BEHERA, S. K.; KIM, J.; PARK, H. S.; **Methane production potential of leachate generated from Korean food waste recycling facilities: a lab scale study**. In: Waste Manage, 29. 2009.

LEITE, L. E. H. B. C.; MAHLER, C. F.; BRITTO FILHO, L. F. **Avaliação do potencial de receitas derivadas do biogás de aterro**. In: XXIII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005, Campo Grande/MT. Campo Grande: ABES, 2005.

LEUSTER, M.; BELLON-MAUREL, V.; GONZALEZ, C.; LATRILLE, E.; ROGER, J. M.; JUNQUA, G.; STEYER, J. P.; **Alternative methods for determining anaerobic biodegradability: a review**. In: Process Biochem, 45. 2010.

LIMA JUNIOR, R. G. S. - **Estratégias de compostagem como pré-tratamento de resíduos sólidos orgânicos**. Tese (doutorado) – UFRJ/ COPPE/ Programa de Engenharia Civil, 2015.

LIMA, F. D. M. **Quantificação e caracterização físico-química do material particulado fino (MP2,5): queima de biomassa em fornos de pizzaria na cidade de São Paulo** Dissertação apresentada à Escola de Artes Ciências e Humanidades da Universidade de São Paulo, Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade, 2015.

LIMA, H. Q. **Avaliação dos modelos Hashimoto e AMS-III.D para produção de metano com dejetos de suínos**. 148 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia de Alimentos) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2011.

LOPES, A. O. F. - **Geração de Energia Elétrica a partir dos Resíduos Sólidos Orgânicos Portuários**. Dissertação (mestrado) – UFRJ/ COPPE/ Programa de Planejamento Energético, 2015.

MAGRINI, A; VEIGA, L.B.E; JACCOUD, C. KURTZ C.; OBRACZKA, M. **Nota Técnica sobre melhores práticas e legislação ambiental - Programa de Conformidade do Gerenciamento de Resíduos Sólidos e Efluentes nos Portos Marítimos Brasileiros**. Rio de Janeiro: UFRJ, 2012.

MALDANER, L.S. **Cobertura para oxidação biológica do metano em aterros de resíduos sólidos urbanos**. Dissertação (Mestrado) – escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia de Estruturas e Goetécnica, São Paulo, 2011.

MARQUES, F. B. R. **Avaliação dos Procedimentos de Operação em Aterros Sanitários no Estado do Rio de Janeiro**. Dissertação (Mestrado) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Faculdade de Engenharia, 2010.

MARTÍNEZ-BLANCO, J., COLON, J., GABARRELL, X., FONT, X., SÁNCHEZ, A., ARTOLA, A. AND RIERADEVALL, J. (2010). **The use of life cycle assessment for the comparison of biowaste composting at home and full scale**. Waste Management, 30, 983-994.

MASSUKADO, L. M. **Desenvolvimento do processo de compostagem em unidade descentralizada e proposta de software livre para o gerenciamento municipal dos resíduos sólidos domiciliares**. Universidade de São Paulo - São Carlos. 2008.

MCDUGALL, F.R.; WHITE, P.R.; FRANKE, M. AND HINDLE, P. **Integrated Solid Waste Management: A Life Cycle Inventory**. 2nd Edition. Pub. Blacwell Science Ltd., Osney Mead, Oxford, England, OX2 0EL, 2001.

MDIC - MINISTÉRIO DO DESENVOLVIMENTO, INDÚSTRIA E COMÉRCIO EXTERIOR. **Balança Comercial Brasileira – Dados Consolidados. 2015**. Disponível em: <http://www.mdic.gov.br/arquivos/dwnl_1438636065.pdf>. Acesso em setembro/2015.

MOTTER, O. F., KIEHL, E. J., & KAWAI, H. **Utilização de minhocas na produção de composto orgânico**. São Paulo. CETESB, 1987.

MOURARD, A. L.; GARCIA, E. E. C.; VILHENA, A. **Avaliação do Ciclo de Vida: princípios e aplicações**. Campinas: CTEA, CEMPRE, 2002.

NETO, H. C. A., MARQUES, C.C.M., ARAÚJO, P. G. C, GONÇALVES, W.P., MAIA, R., BARBOSA, E. A. **Caracterização de resíduos sólidos orgânicos produzidos no restaurante universitário de uma instituição pública**. XXVII Encontro nacional de Engenharia de Produção. Foz do Iguaçu, PR, Brasil, 2007.

OFEFP-Office Fédéral de L'environnement, des Forêts et du Paysage. Bilan Écologique des Matériaux D'emballage. Cahiers de l'environnement, 24. Berne, 1984.

OLIVEIRA, A. S. **Análise ambiental da viabilidade de seleção de produtos da construção civil através da ACV e do software BEES 3.0**. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, 2007.

OLIVEIRA, A. S., REIS, M. M., de ARAÚJO, M. S. M., ROSA, L. P. **Geração de energia elétrica com biogás e o MDL**. In: FERRER, J. T. V. (org.). *Biogás: projetos e pesquisas no Brasil*. Capítulo 2, p. 63 – 86. São Paulo: SMA, 2006.

PAES, M. X. **Inventário do ciclo de vida do sistema de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos e projeção de cenários para avaliação de impactos ambientais** Dissertação (Mestrado)– Universidade Estadual Paulista. Campus Experimental de Sorocaba, Sorocaba, 2013

PEREIRA NETO JT, 1989. **Conceitos Modernos de Compostagem**. Revista Engenharia Sanitária, vol. 28(2), p. 104 – 109. Rio de Janeiro; 1989.

PEREIRA NETO JT, 1990. **A importância da Temperatura nos Sistemas de Compostagem**. IV Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Belo Horizonte, 1990.

PEREIRA, M. **Análise do potencial para recuperação energética dos resíduos orgânicos do município de São Bernardo do Campo utilizando tecnologias de biodigestão anaeróbia.** Monografia (Especialização em Gestão Ambiental e Negócios Energéticos) –Instituto de Energia e Ambiente, São Paulo, 2012

PEROVANO, D. G. **Manual de Metodologia Científica - para a segurança Pública e Defesa Social.** Editora: Juruá, 1º Edição, 2014

PESSIN, N.; FERNANDES, F.; PANAROTTO, C.T.; FINOTTI, A.R.; SCHNEIDER, V.E.; SILVA, S.M.C.P.; HOSSAKA, A.L.; TELH, M. Métodos de transformação e aproveitamento da fração orgânica: minimização da quantidade de resíduos dispostos em aterro. In: ASTILHOS JR, A.B. **Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na proteção dos corpos d'água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários.** Rio de Janeiro, ABES, PROSAB. 2006.

PIEKARSKI, C. M. - **Proposta de melhoria do desempenho ambiental associado ao ciclo de vida da produção do painel de madeira MDF.** Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Ponta Grossa, 2013.

PIRES, A. C.; PAULA, M. C. S.; VILLAS BOAS, R. C. (Org.) **Avaliação do ciclo de vida: a ISO 14040 na América Latina.** Brasília: Abipti, 2005.

Pires, C. S. **O tratamento dos resíduos orgânicos como cumprimento da Política Nacional de Resíduos Sólidos: Análise dos planos municipais da bacia do Alto Tietê.** Dissertação (mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2013.

QUIUMENTO, F. **Análise do ciclo de vida: questões ambientais.** Disponível em: <<https://sites.google.com/site/medioquestoesambientais/analise-do-ciclo-de-vida#TOC-An-lise-dos-dados>>. Acesso em: outubro/2015.

REICHERT, G. A. **Aplicação da digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos: uma revisão.** In: XXIII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Campo Grande/MT. Anais. Campo Grande: ABES, 2005.

REIS RNN, 1996. **“Compostagem” Tratamento dos Resíduos Sólidos Domésticos.** Reunião técnica da Fundação Nacional de Saúde – FNS. João Pessoa; 1996.

REIS, M.F.P. **Avaliação do processo de compostagem de resíduos sólidos urbanos**. Tese (Doutorado). Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, RS, 2005.

RIBEIRO, P. H. **Contribuição ao banco de dados brasileiro para apoio a avaliação do ciclo de vida: fertilizantes nitrogenados**. Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2009.

RODRIGUES, C. R. B.; ZOLDAN, M. A.; LEITE, M. L. G.; OLIVEIRA, I. L. **Sistemas computacionais de apoio à ferramenta Análise do Ciclo de Vida do Produto (ACV)**. Enegep, 2008.

ROSSI, E. **Avaliação do ciclo de vida da brita para a construção civil: estudo de caso**. Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal de São Carlos, UFSCar, 2013.

SANTOS, F. A. P. **Reciclagem de escórias de incineração de RSU através da incorporação em argamassas de construção. Dissertação (Mestrado); Engenharia Metalúrgica e de Materiais, Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, 2010.**

SANTOS, G. G. D. **Análise e Perspectivas de Alternativas de Destinação dos Resíduos Sólidos Urbanos: o Caso da Incineração e da Disposição em Aterro**. Dissertação (mestrado) – UFRJ/ COPPE/ Programa de Planejamento Energético, 2011.

SANTOS, L. J. C. **Avaliação do ciclo de vida e custeio do ciclo de vida de evaporadores para usinas de açúcar**; Tese (Doutorado); São Paulo: Escola Politécnica de São Paulo, 2007.

SAWAYANA, S.; TADA, C.; TSUKAHARA, K. YAGISHITA, T.; **Effect of ammonium addition on methanogenic community in a fluidized bed anaerobic digestion**. In: J. Biosci. Bioen. 97. 2004. p. 65-70.

SEP/PR - Secretaria de Portos da Presidência da República. 2012. Disponível em: <[http:// www.portosdobrasil.gov.br](http://www.portosdobrasil.gov.br)> Acesso em setembro/2015.

SEP/PR e UFRJ. **Guia de Boas Práticas Portuárias - Programa de Conformidade do Gerenciamento de Resíduos Sólidos e Efluentes Líquidos nos Portos Marítimos Brasileiros**. Instituto Virtual Internacional de Mudanças Globais - IVIG. — 1. Ed. – Rio de Janeiro: COPPE - UFRJ, 2014.

SILVA, A. J. P. **Aplicação de partículas longas e orientadas de bagaço de cana-de-açúcar na produção de painel particulado similar ao OSB.** Tese (Doutorado em Ciência e Engenharia de Materiais) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

SILVA FILHO, V.F. **Avaliação dos gases formados no processo de pirólise e pós-combustão de resíduo sólido urbano e cavaco de madeira** Dissertação (Mestrado) - Centro tecnológico. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Universidade Federal de Santa Catarina, 2014.

SILVA, D. A. L. **Avaliação do ciclo de vida da produção do painel de madeira MDF no Brasil.** Dissertação de Mestrado no programa de Pós-Graduação Interunidades em Ciências e Engenharia de Materiais e Área de concentração em Desenvolvimento Caracterização e Aplicação de Materiais - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2012.

SILVA, G. A.; KULAY, L. A. Avaliação do ciclo de vida. In: JÚNIOR, A. V.; DEMAJOROVIC, J. (Org.) Modelos e ferramentas de gestão ambiental: desafios e perspectivas para as organizações. São Paulo: Editora Senac, 2006. p. 313 – 336.

SILVA, L. C. - **Avaliação de ciclo de vida de concretos com substituição parcial de cimento por cinzas do bagaço de cana-de-açúcar e da casca de arroz.** Dissertação (mestrado) – UFRJ/COPPE/Programa de Engenharia Civil, 2015.

SOARES, E.L.S.F. **Estudo da Caracterização Gravimétrica e Poder Calorífico dos Resíduos Sólidos Urbanos.** Dissertação (mestrado) – UFRJ/ COPPE/ Programa de Engenharia Civil, 2011.

SOUZA, V. O. A. **Simulação do Fluxo Vertical em Aterro de Resíduos Sólidos Urbanos.** Dissertação (mestrado) – UFRJ/ COPPE/ Programa de Engenharia Civil, 2011.

SOUZA, G. C. **Pegada de carbono de sacolas plásticas para o Brasil.** Dissertação (Mestrado em Ciências, em Ciências e Tecnologia de Polímeros) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Macromoléculas Professora Eloisa Mano, 2013.

TEIXEIRA, L. B., GERMANO, V. L. C., OLIVEIRA, R., **Processo de compostagem a partir de lixo orgânico urbano em leira estática com ventilação natural.** Circular Técnica, 33. Embrapa Amazônia Oriental, 2004.

THOMASSEN, M.A, DALGAARD, R., HEIJUNGS, R & BOER, I. **Attributional and consequential LCA of milk production**. International Journal of Life Cycle Assessment. v.13, p.339-349, 2008.

THRANE, M.; SCHMIDT, J. Life cycle assessment. In: **Tools for sustainable development**. Aalborg: Department of Development and Planning, Aalborg University, Cap. 12, 2006.

TOVAR, A. C. E FERREIRA, G. C. **A Infraestrutura Portuária Brasileira: O Modelo Atual e Perspectivas para seu Desenvolvimento Sustentado**. Revista do BNDES, vol.13, n.25, p.209-230, Rio de Janeiro, 2006.

VAN LIER, J.B. **Limitations of thermophilic anaerobic wastewater treatment and the consequences for process design**. Antonie van Leeuwenhoek. V. 69, n. 1, p. 1-14. 1996.

WEINBERG, F. Syngas formation in methane flames and carbon monoxide release during quenching. Combustion and Flame, v.158, n. 2, p. 273-280, 2// 2011. ISSN 0010-2180. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0010218010002427>>.

WELZ, T.; HISCHIER R.; HILTY, L. M. **Environmental impacts of lighting technologies** – Life cycle assessment and sensitivity analysis. Revista Elsevier, Environmental Impact Assessment Review, v. 31, 34–343, 2011.

YIN C., LASSE A. R. E SOREN K. K. **Grate-firing of biomass for heat and power production**. Progress in Energy and Combustion Science 34 (2008) 725–754

YOSHIDA, H., CLAVREUL, J., SCHEUTZ, C., CHRISTENSEN, T.H., **Influence of data collection schemes on the Life Cycle Assessment of a municipal wastewater treatment plant**. Water Res. 56, 292 e 303, 2014.

ZHAO, Y., LU, W.J., DAMGAARD, A., ZHANG, Y., WANG, H.– **Assessment of co-composting of sludge and woodchips in the perspective of environmental impacts (EASETECH)** Revista Elsevier, 2015

ZHU, B.; GIKAS, P.; ZHANG, R.; LORD, J.; JENKINS, B.; LI, X.; **Characteristics and biogas production potential of municipal solid wastes pretreated with a rotary drum reactor**. In: Bioresour. Technol. 100. 2009. p. 1122-1129.

APÊNDICE A – FLUXOGRAMAS DOS CENÁRIOS ANALISADOS ELABORADOS NO SOFTWARE EASETECH

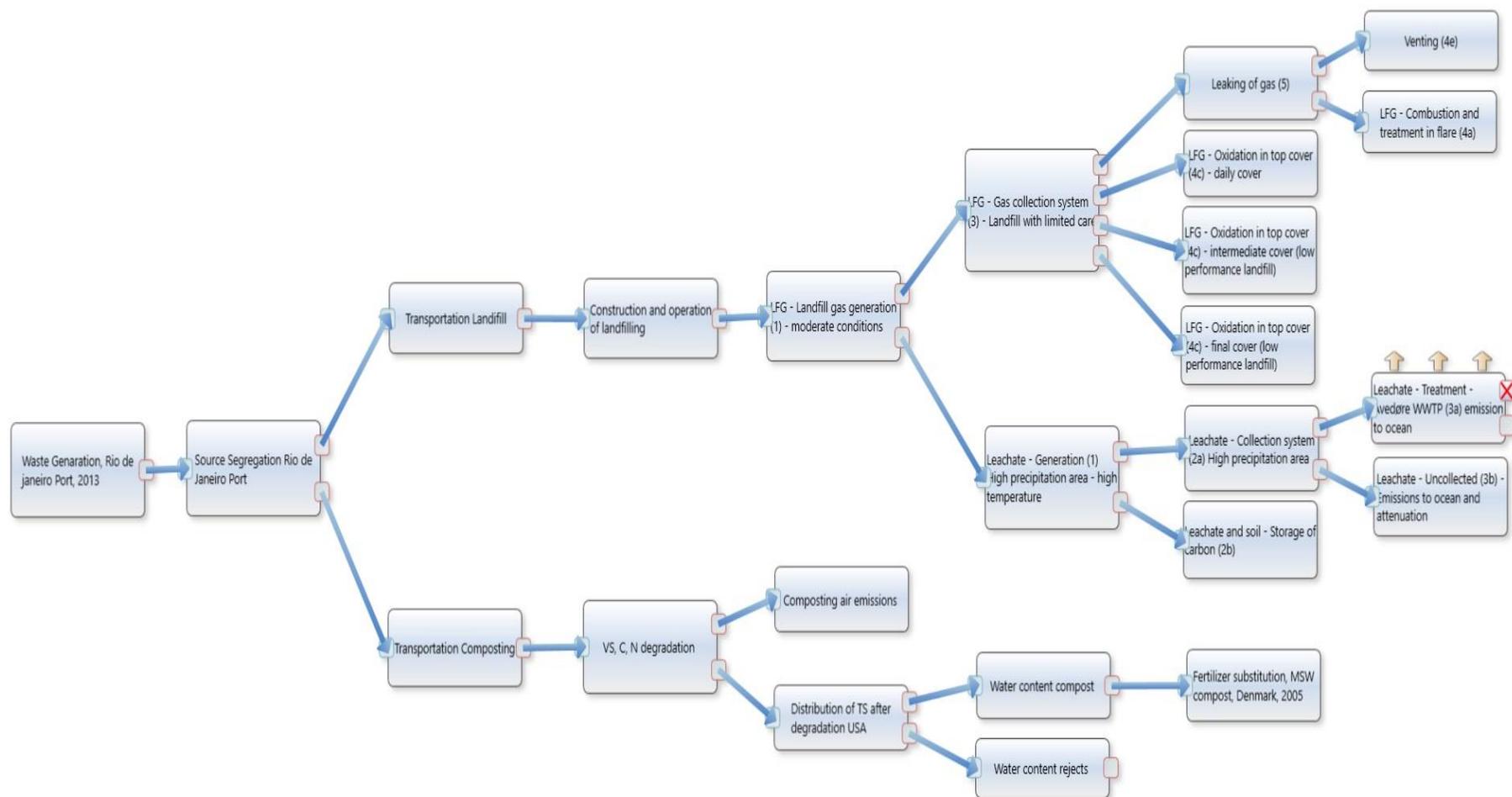


Figura 44. Fluxograma do cenário atual elaborado no EASETECH.

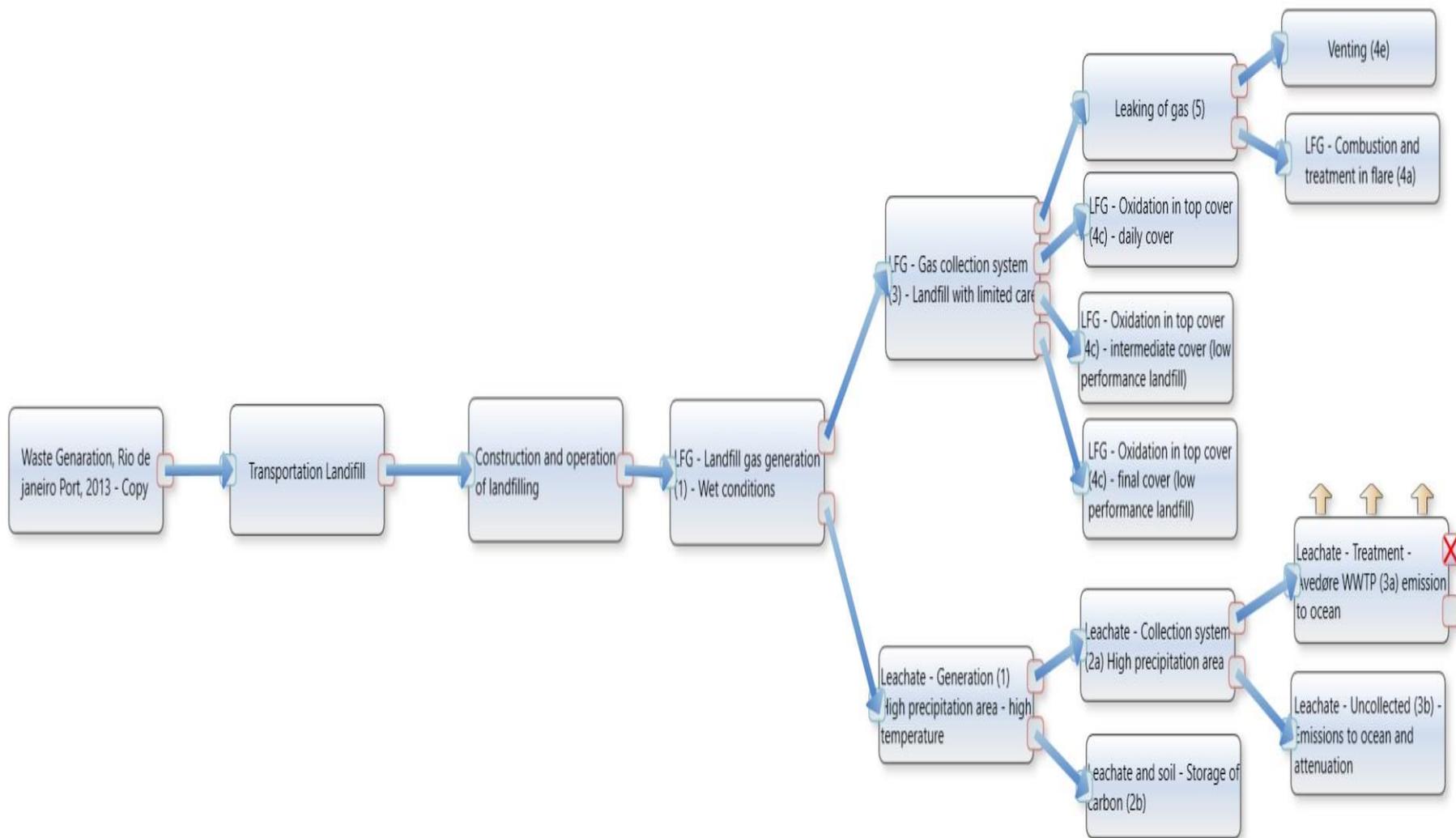


Figura 45. Fluxograma do cenário alternativo 1 elaborado no *EASETECH*.

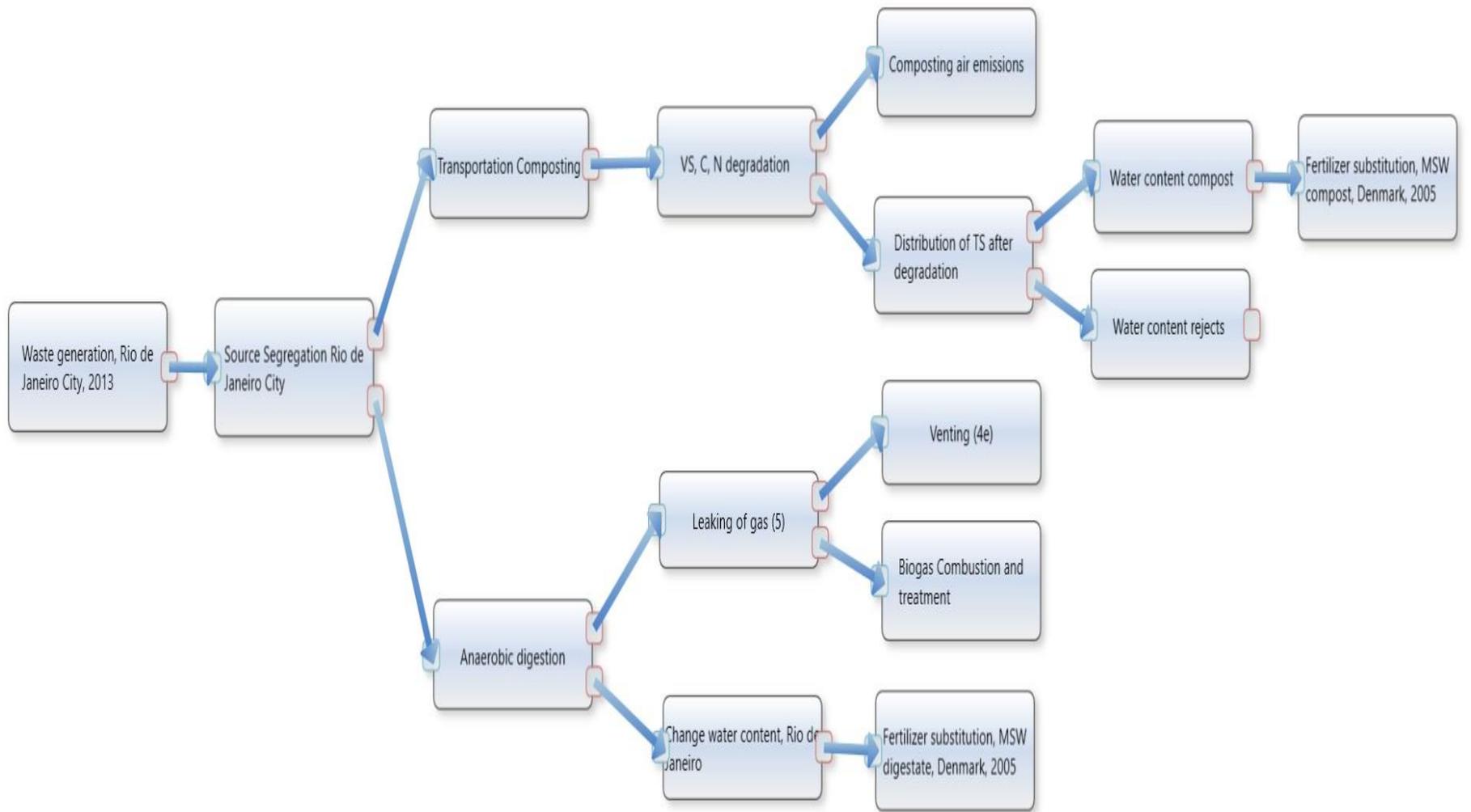


Figura 46. Fluxograma do cenário alternativo 2 elaborado no *EASETECH*.

APÊNDICE B – RESUMO DO INVENTÁRIO DE CICLO DE VIDA (ICV)

Tabela 14. Dados de entrada no software *EASETECH* para a tecnologia da CTR-NI

Construção e operação da CTR				
Nomenclatura	Valores		Unidade	
Consumo de diesel (máquinas operacionais)	3,58E-05		l/kg de RSO	
Geomembrana de Polietileno de Alta Densidade – PEAD	0,00296		kg/kg de RSO	
Cascalho	0,00008			
Argila	8,2E-05			
Cobre, 0,99% em sulfeto, Cu 0,36% e Mo 8,2 E-3% em minério bruto, em solo	9,87E-09			
Consumo de Eletricidade	0,000134		kwh/kg de RSO	
Geração do biogás na CTR				
Horizonte de tempo	100		anos	
Perda de SV relacionada à perda de Cbio	1,89		%	
RSO -Podas de Jardim	0,17		k (1/ano)	
RSO - Madeiras	0,035			
RSO - Origem Vegetal	0,4			
RSO - Origem Animal	0,4			
Taxa de oxidação do biogás				
Período (anos)	0-5	5-15	15 - 55	55 - 100
Coletado (%)	30	45	55	0
Tratamento do biogás				
Emissões fugitivas	25		%	
Eficiência de coleta do biogás (flares)	75			
Geração do Lixiviado				
Duração do período	100		anos	
Rede de Infiltração	1200		mm/ano	

Concentração do Lixiviado			
Alcalinidade	5085		mg/L
Cádmio	0,016		
Chumbo	0,09		
Cloretos	4120		
Cobre	0,017		
pH	7,8		
Cromo	0,108		
DBO	714		
DQO	-		
Fósforo total	3,79		
Manganês	0,31		
Nitrogênio Orgânico	1241		
Nitrogênio Amoniacal	1213		
Nitrato	0,038		
Nitrito	<0,005		
Níquel	0,277		
Eficiência de Coleta do Lixiviado			
Duração do período	30	70	anos
Coletado	98	2	%
Não coletado	50	50	
Eficiência no Tratamento do Lixiviado	99		
Consumo de Eletricidade	0,000889		kwh/kg de RSO
Consumo de Água	3,19E-08		kg/kg de RSO

Tabela 15. Dados de entrada no software *EASETECH* para a tecnologia de Compostagem

Compostagem - sistema Windrow			
Nomenclatura	Valores		Unidade
Fração dos RSO	Degradado	Não degradado	
RSO -Podas de Jardim	75	25	%
RSO - Madeiras	12	88	
RSO - Origem Vegetal	80	20	
RSO - Origem Animal	80	20	
Consumo de diesel (máquinas operacionais)	0.0004		l/kg de RSO
Consumo de Eletricidade	0.00301		kwh/kg de RSO
Emissão atmosférica durante o processo de Compostagem			
Nitrogênio (N ₂) a	96,2		%
Amônia (NH ₃) a	2,4		
Óxido Nitroso (N ₂ O) a	1,4		
Metano (CH ₄) b	2		
Dióxido de Carbono (CO ₂)	98		
Composto orgânico			
Teor de Água no Composto	40		%
Teor de água no rejeito	10		
Umidade (Máxima)	50		
N Total (Mínimo)	0,5		
Carbono Orgânico Total (Mínimo)	15		
pH (Mínimo)	6,5		
Relação C/N (Máxima)	20		
Teor de nutrientes do composto orgânico			
Na	0,18-0,50		
K	>0,5		
Mg	0,33		

P	0,46 - 0,56	
Nkt	>2	
Substituição do Fertilizante Mineral		
Taxa de substituição de adubos N	-0,2	kg/kg N
Taxa de substituição de adubos K	-1	kg/kg k
Taxa de substituição de adubos P	-1	kg/kg P

Tabela 16. Dados de entrada no software *EASETECH* para a tecnologia de DA

Digestão Anaeróbica		
Nomenclatura	Valores	Unidade
RSO - Origem Vegetal	70	(% C bio)
RSO - Origem Animal	70	
Parâmetros relacionados a geração do biogás		
CH4 presente no biogás	63	%
Parâmetro relacionado ao balanço de massa		
Perda de SV relacionada à perda de carbono biogênico	1,89	
Consumo de Eletricidade	0.0062	Kwh/kg de RSO
Geração de biogás		
Emissões fugitivas	1	%
Utilização do biogás	99	
Combustão e tratamento do Biogás		
Natural Gas in Industry Burner (prod + comb), >100 kW, 1996		
Eficiência de conversão de biogás em energia elétrica	35	%
Composto orgânico		
Umidade (Máxima)	50	%
N Total (Mínimo)	0,5	
Carbono Orgânico Total (Mínimo)	15	

pH (Mínimo)	6,5	
Relação C:N (Máxima)	20	
Teor de nutrientes do composto orgânico		
Na	0,18-0,50	
K	>0,5	
Mg	0,33	
P	0,46 - 0,56	
Nkt	>2	
Biofertilizante		
Teor de N	1,5 - 2,0	%
teor de P	1,0 - 1,5	
Teor de K	0,5 - 1,0	
pH	7,0 - 8,0	
Substituição do Fertilizante Mineral		
Taxa de substituição de adubos N	-0,4	kg/kg N
Taxa de substituição de adubos K	-1	kg/kg k
Taxa de substituição de adubos P	-1	kg/kg P

APÊNDICE C – RESULTADOS DA AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS DO CICLO DE VIDA (AICV)

Tabela 17. Impactos potenciais por processos do Cenário Atual

Processos no EASETECH	PAG (CO ₂)	PFOF (NMVOC)	PAT (mol H ⁺)	PE (mol N)	PDCO (CFC-11)	PFMP (PM2.5)
	kg XX equivalentes/t de RSO					
<i>Transportation Composting</i>	27,33	0,2528	0,1899	0,9841	2,62E-08	0,0221
<i>Transportation Landfill</i>	8,99	0,08316	0,06248	0,3238	8,612E-09	0,007271
TRANSPORTE	36,32	0,336	0,252	1,307	3,479E-08	0,029
<i>Composting air emissions</i>	114,7	0,01624	0,5012	2,241	0	0,01106
<i>VS, C, N degradation</i>	1,803	0,009857	0,01069	0,03958	1,05E-09	0,001073
COMPOSTAGEM	116,50	0,0261	0,51189	2,2806	1,047E-09	0,012133
<i>Fertilizer substitution, MSW compost, Denmark, 2005</i>	-12,43	-0,0228	-0,07209	-0,1449	0	-0,00253
USO DE FERTILIZANTE	-12,43	-0,0228	-0,07209	-0,1449	0	-0,00253
<i>Construction and operation of landfilling</i>	0,5593	0,002212	0,00207	0,003989	2,84E-11	0,000112
<i>Leachate - Treatment - Avedøre WWTP (3a)</i>	0,02508	4,40E-05	0,000136	0,000152	1,12E-15	3,12E-05
<i>LFG - Combustion and treatment in flare (4a)</i>	0,2842	0,001636	0,001423	0,006155	0	5,27E-05
<i>LFG - Oxidation in top cover (4c) - daily cover</i>	23,45	0,009506	0	0	0	0
<i>LFG - Oxidation in top cover (4c) - final cover</i>	12,75	0,00517	0	0	0	0
<i>LFG - Oxidation in top cover (4c) - intermediate cover (low performance landfill)</i>	14,79	0,005995	0	0	0	0
<i>Venting (4e)</i>	9,475	0,003841	0	0	0	0
CTR-NI	61,33	0,0284	0,00363	0,01029	2,837E-11	0,000196
TOTAL	201,73	0,37	0,70	3,45	3,59E-08	0,04

Tabela 18. Impactos potenciais por processos do Cenário Alternativo 1

Processos no EASETECH	PAG (CO ₂)	PFOF (NMVOC)	PAT (mol H ⁺)	PE (mol N)	PDCO (CFC-11)	PFMP (PM2,5)
	kg XX equivalentes/t de RSO					
<i>Transportation Landfill</i>	200,6	1,856	1,394	7,225	1,92E-07	0,1622
TRANSPORTE	200,6	1,856	1,394	7,225	1,92E-07	0,1622
<i>Construction and operation of landfilling</i>	7,189	0,02844	0,0266	0,05128	3,65E-10	0,001445
<i>Leachate - Treatment - Avedøre WWTP (3a) emission to ocean</i>	0,2815	0,000494	0,001529	0,001714	1,26E-14	0,00035
<i>LFG - Combustion and treatment in flare (4a)</i>	4,961	0,02855	0,02484	0,1074	0	0,000919
<i>LFG - Oxidation in top cover (4c) - daily cover</i>	1081	0,4381	0	0	0	0
<i>LFG - Oxidation in top cover (4c) - final cover (low performance landfill)</i>	14,32	0,005803	0	0	0	0
<i>LFG - Oxidation in top cover (4c) - intermediate cover (low performance landfill)</i>	142,4	0,05773	0	0	0	0
<i>Venting (4e)</i>	165,4	0,06705	0	0	0	0
CTR-NI	1415,55	0,626167	0,052969	0,160394	3,647E-10	0,002714
TOTAL	1616,15	2,482	1,447	7,385	1,93E-07	0,165

Tabela 19. Impactos potenciais por processos do Cenário Alternativo 2.

Processos no <i>EASETECH</i>	PAG (CO ₂)	PFOF (NMVOC)	PAT (mol H ⁺)	PE (mol N)	PDCO (CFC-11)	PFMP (PM _{2,5})
	kg XX equivalentes/t de RSO					
<i>Transportation Composting</i>	2,997	0,02772	0,02083	0,1079	2,87E-09	0,002424
TRANSPORTE	2,997	0,02772	0,02083	0,1079	2,87E-09	0,002424
<i>Composting air emissions</i>	11,13	0,0025	0,0329	0,1469	0,0000	0,0007
<i>VS, C, N degradation</i>	0,1521	0,0008	0,0009	0,0033	8,83E-11	9,05E-05
COMPOSTAGEM	11,2821	0,0034	0,0338	0,1502	8,83E-11	0,0008
<i>Fertilizer substitution, MSW compost, Denmark, 2005</i>	-0,9165	-0,0016	-0,0042	-0,0099	0	-0,0001
<i>Fertilizer substitution, MSW digestate, Denmark, 2005</i>	-57,43	-0,09869	-0,2354	-0,7673	0	-0,00645
USO DE FERTILIZANTE	-58,35	-0,1003	-0,240	-0,777	0	-0,007
<i>Anaerobic digestion</i>	1,456	0,0026	0,008	0,009	0	0,0018
<i>Venting (4e)</i>	13,62	0,0055	0	0	0	0
DIGESTÃO ANAERÓBIA	15,076	0,0081	0,0079	0,0089	0	0,0018
<i>Biogas Combustion and treatment</i>	-51,41	0,577	0,401	2,366	-2E-09	0,0065
TOTAL	29,36	0,039	0,063	0,267	2,959E-09	0,0051

APÊNDICE D – RESULTADOS DA ANÁLISE DE SENSIBILIDADE

Tabela 20. Análise de sensibilidade por processos do Cenário Atual (A1).

Processos no EASETECH	PAG (CO ₂)	PFOF (NMVOC)	PAT (mol H ⁺)	PE (mol N)	PDCO (CFC-11)	PFMP (PM _{2,5})
	kg XX equivalentes/t de RSO					
<i>Transportation Composting</i>	27,33	0,2528	0,1899	0,9841	2,62E-08	0,0221
<i>Transportation Landfill</i>	8,99	0,08316	0,06248	0,3238	8,612E-09	0,007271
TRANSPORTE	36,32	0,336	0,252	1,307	3,479E-08	0,029
<i>Composting air emissions</i>	114,7	0,01624	0,5012	2,241	0	0,01106
<i>VS, C, N degradation</i>	1,803	0,009857	0,01069	0,03958	1,05E-09	0,001073
COMPOSTAGEM	116,50	0,0261	0,51189	2,2806	1,047E-09	0,012133
<i>Fertilizer substitution, MSW compost, Denmark, 2005</i>	-12,43	-0,0228	-0,07209	-0,1449	0	-0,00253
USO DE FERTILIZANTE	-12,43	-0,0228	-0,07209	-0,1449	0	-0,00253
<i>Construction and operation of landfilling</i>	0,5593	0,002212	0,00207	0,003989	2,84E-11	0,000112
<i>Leachate - Treatment - Avedøre WWTP (3a)</i>	0,02508	4,40E-05	0,000136	0,000152	1,12E-15	3,12E-05
<i>LFG - Combustion and treatment in flare (4a)</i>	0,2463	0,001418	0,001233	0,005334	0	4,56E-05
<i>LFG - Oxidation in top cover (4c) - daily cover</i>	23,45	0,009506	0	0	0	0
<i>LFG - Oxidation in top cover (4c) - final cover</i>	12,75	0,00517	0	0	0	0
<i>LFG - Oxidation in top cover (4c) - intermediate cover (low performance landfill)</i>	14,79	0,005995	0	0	0	0
<i>Venting (4e)</i>	13,26	0,005377	0	0	0	0
CTR-NI	61,33	0,0284	0,00363	0,01029	2,837E-11	0,000196
TOTAL	201,73	0,37	0,70	3,45	3,59E-08	0,04

Tabela 21. Análise de sensibilidade por processos do Cenário Alternativo 1 (B1)

Processos no EASETECH	PAG (CO ₂)	PFOF (NMVOC)	PAT (mol H ⁺)	PE (mol N)	PDCO (CFC-11)	PFMP (PM _{2,5})
	kg XX equivalentes/t de RSO					
<i>Transportation Landfill</i>	200,6	1,856	1,394	7,225	1,92E-07	0,1622
TRANSPORTE	200,6	1,856	1,394	7,225	1,92E-07	0,1622
<i>Construction and operation of landfilling</i>	7,189	0,02844	0,0266	0,05128	3,65E-10	0,001445
<i>Leachate - Treatment - Avedøre WWTP (3a) emission to ocean</i>	0,2815	0,000494	0,001529	0,001714	1,26E-14	0,00035
<i>LFG - Combustion and treatment in flare (4a)</i>	4,31	0,0248	0,02158	0,09334	0	0,000798
<i>LFG - Oxidation in top cover (4c) - daily cover</i>	1081	0,4381	0	0	0	0
<i>LFG - Oxidation in top cover (4c) - final cover (low performance landfill)</i>	8,814	0,003573	0	0	0	0
<i>LFG - Oxidation in top cover (4c) - intermediate cover (low performance landfill)</i>	147,9	0,05994	0	0	0	0
<i>Venting (4e)</i>	165,4	0,06705	0	0	0	0
CTR-NI	1481,59	0,649	0,0497	0,1463	3,65E-10	0,0026
TOTAL	1682,19	2,505	1,444	7,371	0,000	0,165

Tabela 22. Análise de sensibilidade por processos do Cenário Atual (A2)

Processos no EASETECH	PAG (CO ₂)	PFOF (NMVOC)	PAT (mol H ⁺)	PE (mol N)	PDCO (CFC-11)	PFMP (PM _{2,5})
	kg XX equivalentes/t de RSO					
<i>Transportation Composting</i>	27,33	0,253	0,190	0,984	2,62E-08	0,022
<i>Transportation Landfill</i>	8,99	0,08316	0,0625	0,3238	8,612E-09	0,007271
TRANSPORTE	36,32	0,336	0,252	1,307	3,479E-08	0,029
<i>Composting air emissions</i>	114,7	0,01624	0,5012	2,241	0	0,01106
<i>VS, C, N degradation</i>	1,803	0,009857	0,01069	0,03958	1,05E-09	0,001073
COMPOSTAGEM	116,50	0,0261	0,51189	2,2806	1,047E-09	0,012133
<i>Fertilizer substitution, MSW compost, Denmark, 2005</i>	-12,43	-0,0228	-0,07209	-0,1449	0	-0,00253
USO DE FERTILIZANTE	-12,43	-0,0228	-0,07209	-0,1449	0	-0,002528
<i>Construction and operation of landfilling</i>	0,5593	0,0022	0,0021	0,0040	2,84E-11	0,00011
<i>Leachate - Treatment - Avedøre WWTP (3a)</i>	0,02508	4,40E-05	0,000136	0,000152	1,12E-15	3,12E-05
<i>LFG - Combustion and treatment in flare (4a)</i>	0,2084	0,001199	0,001043	0,004514	0	3,86E-05
<i>LFG - Oxidation in top cover (4c) - daily cover</i>	23,45	0,009506	0	0	0	0
<i>LFG - Oxidation in top cover (4c) - final cover</i>	12,75	0,00517	0	0	0	0
<i>LFG - Oxidation in top cover (4c) - intermediate cover (low performance landfill)</i>	14,79	0,005995	0	0	0	0
<i>Venting (4e)</i>	17,05	0,006914	0	0	0	0
CTR-NI	68,833	0,031	0,003	0,009	2,84E-11	0,00018
TOTAL	209,226	0,370	0,695	3,452	3,587E-08	0,0392

Tabela 23. Análise de sensibilidade por processos do Cenário Alternativo 1 (B2)

Processos no EASETECH	PAG (CO ₂)	PFOF (NMVOC)	PAT (mol H ⁺)	PE (mol N)	PDCO (CFC-11)	PFMP (PM2,5)
	kg XX equivalentes/t de RSO					
<i>Transportation Landfill</i>	200,6	1,856	1,394	7,225	1,92E-07	0,1622
TRANSPORTE	200,6	1,856	1,394	7,225	1,92E-07	0,1622
<i>Construction and operation of landfilling</i>	7,189	0,02844	0,0266	0,05128	3,65E-10	0,001445
<i>Leachate - Treatment - Avedøre WWTP (3a) emission to ocean</i>	0,2815	0,000494	0,001529	0,001714	1,26E-14	0,00035
<i>LFG - Combustion and treatment in flare (4a)</i>	3,647	0,0210	0,0183	0,0790	0	0,000676
<i>LFG - Oxidation in top cover (4c) - daily cover</i>	1081	0,4381	0	0	0	0
<i>LFG - Oxidation in top cover (4c) - final cover (low performance landfill)</i>	8,814	0,003573	0	0	0	0
<i>LFG - Oxidation in top cover (4c) - intermediate cover (low performance landfill)</i>	147,9	0,05994	0	0	0	0
<i>Venting (4e)</i>	298,4	0,121	0	0	0	0
CTR-NI	1547,232	0,672537	0,046389	0,131974	3,65E-10	0,002471
TOTAL	1747,832	2,528537	1,440389	7,356974	1,93E-07	0,164671

Tabela 24. Análise de sensibilidade por processos do Cenário Atual (A3)

Processos no EASETECH	PAG (CO ₂)	PFOF (NMVOC)	PAT (mol H ⁺)	PE (mol N)	PDCO (CFC-11)	PFMP (PM2,5)
	kg XX equivalentes/t de RSO					
<i>Transportation Composting</i>	27,33	0,2528	0,1899	0,9841	2,62E-08	0,0221
<i>Transportation Landfill</i>	8,99	0,08316	0,06248	0,3238	8,612E-09	0,007271
TRANSPORTE	36,32	0,336	0,252	1,307	3,479E-08	0,029
<i>Composting air emissions</i>	114,7	0,01624	0,5012	2,241	0	0,01106
<i>VS, C, N degradation</i>	1,803	0,009857	0,01069	0,03958	1,05E-09	0,001073
COMPOSTAGEM	116,50	0,0261	0,51189	2,2806	1,047E-09	0,012133
<i>Fertilizer substitution, MSW compost, Denmark, 2005</i>	-12,43	-0,0228	-0,07209	-0,1449	0	-0,00253
USO DE FERTILIZANTE	-12,43	-0,0228	-0,07209	-0,1449	0	-0,00253
<i>Construction and operation of landfilling</i>	0,5593	0,002212	0,00207	0,003989	2,84E-11	0,000112
<i>Leachate - Treatment - Avedøre WWTP (3a)</i>	0,02508	4,40E-05	0,000136	0,000152	1,12E-15	3,12E-05
<i>LFG - Combustion and treatment in flare (4a)</i>	0,2158	0,001242	0,00108	0,004672	0	4,00E-05
<i>LFG - Oxidation in top cover (4c) - daily cover</i>	26,8	0,01086	0	0	0	0
<i>LFG - Oxidation in top cover (4c) - final cover</i>	14,48	0,005872	0	0	0	0
<i>LFG - Oxidation in top cover (4c) - intermediate cover (low performance landfill)</i>	17,48	0,007085	0	0	0	0
<i>Venting (4e)</i>	7,192	0,002916	0	0	0	0
CTR-NI	66,75	2,84E-11	0,0302	0,0033	0,0088	0,00018
TOTAL	207,15	3,59E-08	0,369	0,695	3,452	0,0392

Tabela 25. Análise de sensibilidade por processos do Cenário Alternativo 1 (B3)

Processos no <i>EASETECH</i>	PAG (CO ₂)	PFOF (NMVOC)	PAT (mol H ⁺)	PE (mol N)	PDCO (CFC-11)	PFMP (PM _{2,5})
	kg XX equivalentes/t de RSO					
<i>Transportation Landfill</i>	200,6	1,856	1,394	7,225	1,92E-07	0,1622
TRANSPORTE	200,6	1,856	1,394	7,225	1,92E-07	0,1622
<i>Construction and operation of landfilling</i>	7,189	0,02844	0,0266	0,05128	3,65E-10	0,00145
<i>Leachate - Treatment - Avedøre WWTP (3a) emission to ocean</i>	0,2815	0,000494	0,001529	0,001714	1,26E-14	0,00035
<i>LFG - Combustion and treatment in flare (4a)</i>	3,442	0,01981	0,01723	0,07454	0	0,000638
<i>LFG - Oxidation in top cover (4c) - daily cover</i>	1235	0,5007	0	0	0	0
<i>LFG - Oxidation in top cover (4c) - final cover (low performance landfill)</i>	10,45	0,004236	0	0	0	0
<i>LFG - Oxidation in top cover (4c) - intermediate cover (low performance landfill)</i>	174,7	0,07084	0	0	0	0
<i>Venting (4e)</i>	114,7	0,04651	0	0	0	0
CTR-NI	1545,763	0,671	0,045	0,128	3,647E-10	0,00243
TOTAL	1746,36	2,527	1,439	7,353	1,93E-07	0,165

Tabela 26. Análise de sensibilidade por processos do Cenário Atual (A4)

Processos no EASETECH	PAG (CO ₂)	PFOF (NMVOC)	PAT (mol H ⁺)	PE (mol N)	PDCO (CFC-11)	PFMP (PM _{2,5})
	kg XX equivalentes/t de RSO					
<i>Transportation Composting</i>	27,33	0,2528	0,1899	0,9841	2,62E-08	0,0221
<i>Transportation Landfill</i>	8,99	0,08316	0,06248	0,3238	8,612E-09	0,007271
TRANSPORTE	36,32	0,336	0,252	1,307	3,479E-08	0,029
<i>Composting air emissions</i>	114,7	0,01624	0,5012	2,241	0	0,01106
<i>VS, C, N degradation</i>	1,803	0,009857	0,01069	0,03958	1,05E-09	0,001073
COMPOSTAGEM	116,50	0,0261	0,51189	2,2806	1,047E-09	0,012133
<i>Fertilizer substitution, MSW compost, Denmark, 2005</i>	-12,43	-0,0228	-0,07209	-0,1449	0	-0,00253
USO DE FERTILIZANTE	-12,43	-0,0228	-0,07209	-0,1449	0	-0,00253
<i>Construction and operation of landfilling</i>	0,5593	0,002212	0,00207	0,003989	2,84E-11	0,000112
<i>Leachate - Treatment - Avedøre WWTP (3a) emission to ocean</i>	0,02508	4,40E-05	0,000136	0,000152	1,12E-15	3,12E-05
<i>LFG - Combustion and treatment in flare (4a)</i>	0,358	0,0021	0,0018	0,0078	0	6,63E-05
<i>LFG - Oxidation in top cover (4c) - daily cover</i>	20,1	0,0081	0	0	0	0
<i>LFG - Oxidation in top cover (4c) - final cover</i>	10,53	0,0043	0	0	0	0
<i>LFG - Oxidation in top cover (4c) - intermediate cover (low performance landfill)</i>	12,1	0,0049	0	0	0	0
<i>Venting (4e)</i>	11,93	0,0048	0	0	0	0
CTR-NI	55,602	0,026	0,004	0,012	2,84E-11	0,00021
TOTAL	196,00	0,3657	0,696	3,455	3,59E-08	0,039

Tabela 27. Análise de sensibilidade por processos do Cenário Alternativo 1 (B4)

Processos no EASETECH	PAG (CO ₂)	PFOF (NMVOC)	PAT (mol H ⁺)	PE (mol N)	PDCO (CFC-11)	PFMP (PM _{2,5})
	kg XX equivalentes/t de RSO					
<i>Transportation Landfill</i>	200,6	1,856	1,394	7,225	1,92E-07	0,1622
TRANSPORTE	200,6	1,856	1,394	7,225	1,92E-07	0,1622
<i>Construction and operation of landfilling</i>	7,189	0,02844	0,0266	0,05128	3,65E-10	0,001445
<i>Leachate - Treatment - Avedøre WWTP (3a) emission to ocean</i>	0,2815	0,000494	0,001529	0,001714	1,26E-14	0,00035
<i>LFG - Combustion and treatment in flare (4a)</i>	6,506	0,037	0,033	0,141	0	0,00121
<i>LFG - Oxidation in top cover (4c) - daily cover</i>	926,2	0,376	0	0	0	0
<i>LFG - Oxidation in top cover (4c) - final cover (low performance landfill)</i>	7,033	0,00285	0	0	0	0
<i>LFG - Oxidation in top cover (4c) - intermediate cover (low performance landfill)</i>	121	0,0490	0	0	0	0
<i>Venting (4e)</i>	216,9	0,088	0	0	0	0
CTR-NI	1285,11	3,65E-10	0,5817	0,0607	0,1939	0,003
TOTAL	1485,71	1,93E-07	2,438	1,455	7,419	0,1652

Tabela 28. Análise de sensibilidade por processos do Cenário Alternativo 2 (C1)

Processos no EASETECH	PAG (CO ₂)	PFOF (NMVOC)	PAT (mol H ⁺)	PE (mol N)	PDCO (CFC-11)	PFMP (PM _{2,5})
	kg XX equivalentes/t de RSO					
<i>Transportation Composting</i>	2,997	0,02772	0,02083	0,1079	2,87E-09	0,002424
<i>Transportation Anaerobic digestion</i>	35,53	0,3286	0,2469	1,279	3,40E-08	0,02873
TRANSPORTE	38,527	0,268	1,387	3,69E-08	0,356	0,031
<i>Composting air emissions</i>	11,13	0,0025	0,0329	0,1469	0	0,0007
<i>VS, C, N degradation</i>	0,1521	0,0008	0,0009	0,0033	8,83E-11	9,05E-05
COMPOSTAGEM	11,2821	0,0034	0,0338	0,1502	8,83E-11	0,0008
<i>Fertilizer substitution, MSW compost, Denmark, 2005</i>	-0,9165	-0,0016	-0,0042	-0,0099	0	-0,0001
<i>Fertilizer substitution, MSW digestate, Denmark, 2005</i>	-57,43	-0,09869	-0,2354	-0,7673	0	-0,00645
USO DE FERTILIZANTE	-58,3465	-0,1003	-0,2396	-0,7772	0,0000	-0,0066
<i>Anaerobic digestion</i>	1,456	0,0026	0,008	0,009	0	0,0018
<i>Venting (4e)</i>	13,62	0,005521	0	0	0	0
DIGESTÃO ANAERÓBIA	15,076	0,0081	0,008	0,009	0	0,0018
<i>Biogas Combustion and treatment</i>	-51,41	0,577	0,401	2,366	-2,00E-09	0,0065
TOTAL	64,89	0,368	0,31	1,55	3,70E-08	0,034

Tabela 29. Análise de sensibilidade por processos do Cenário Alternativo 2 (C2)

Processos no <i>EASETECH</i>	PAG (CO ₂)	PFOF (NMVOC)	PAT (mol H ⁺)	PE (mol N)	PDCO (CFC-11)	PFMP (PM2,5)
	kg XX equivalentes/t de RSO					
<i>Transportation Composting</i>	2,997	0,02772	0,02083	0,1079	2,87E-09	0,002424
TRANSPORTE	2,997	0,02772	0,02083	0,1079	2,87E-09	0,002424
<i>Composting air emissions</i>	11,13	0,0025	0,0329	0,1469	0	0,0007
<i>VS, C, N degradation</i>	0,1521	0,0008	0,0009	0,0033	8,83E-11	9,05E-05
COMPOSTAGEM	11,2821	0,0034	0,0338	0,1502	8,83E-11	0,0008
<i>Fertilizer substitution, MSW compost, Denmark, 2005</i>	-0,9165	-0,0016	-0,0042	-0,0099	0	-0,0001
<i>Fertilizer substitution, MSW digestate, Denmark, 2005</i>	-57,43	-0,09869	-0,2354	-0,7673	0	-0,00645
USO DE FERTILIZANTE	-58,3465	-0,1003	-0,2396	-0,7772	0,0000	-0,0066
<i>Anaerobic digestion</i>	1,456	0,0026	0,008	0,009	0	0,0018
<i>Venting (4e)</i>	6,809	0,00276	0	0	0	0
DIGESTÃO ANAERÓBIA	8,27	0,0053	0,0079	0,0089	0	0,00181
<i>Biogas Combustion and treatment</i>	-51,41	0,577	0,401	2,366	-2,00E-09	0,0065
TOTAL	22,54	0,0364	0,0625	0,2670	2,96E-09	0,0051

Tabela 30. Análise de sensibilidade por processos do Cenário Alternativo 2 (C3)

Processos no EASETECH	PAG (CO ₂)	PFOF (NMVOC)	PAT (mol H ⁺)	PE (mol N)	PDCO (CFC-11)	PFMP (PM _{2,5})
	kg XX equivalentes/t de RSO					
<i>Transportation Composting</i>	2,997	0,02772	0,02083	0,1079	2,87E-09	0,002424
TRANSPORTE	2,997	0,02772	0,02083	0,1079	2,87E-09	0,002424
<i>Composting air emissions</i>	11,13	0,0025	0,0329	0,1469	0	0,0007
<i>VS, C, N degradation</i>	0,1521	0,0008	0,0009	0,0033	8,83E-11	9,05E-05
COMPOSTAGEM	11,2821	0,0034	0,0338	0,1502	8,83E-11	0,0008
<i>Fertilizer substitution, MSW compost, Denmark, 2005</i>	-0,9165	-0,0016	-0,0042	-0,0099	0	-0,0001
<i>Fertilizer substitution, MSW digestate, Denmark, 2005</i>	-57,43	-0,09869	-0,2354	-0,7673	0	-0,00645
USO DE FERTILIZANTE	-58,346	-0,1003	-0,2396	-0,7772	0,0000	-0,0066
<i>Anaerobic digestion</i>	1,456	0,0026	0,008	0,009	0	0,0018
<i>Venting (4e)</i>	40,86	0,0166	0	0	0	0
DIGESTÃO ANAERÓBIA	42,32	0,0191	0,0079	0,0089	0	0,0018
<i>Biogas Combustion and treatment</i>	-50,37	0,5653	0,3926	2,318	-1,96E-09	0,006361
TOTAL	56,595	0,050	0,063	0,267	2,96E-09	0,005

Tabela 31. Análise de sensibilidade por processos do Cenário Alternativo 2 (C4)

Processos no EASETECH	PAG (CO ₂)	PFOF (NMVOC)	PAT (mol H ⁺)	PE (mol N)	PDCO (CFC-11)	PFMP (PM2,5)
	kg XX equivalentes/t de RSO					
<i>Transportation Composting</i>	2,997	0,02772	0,02083	0,1079	2,87E-09	0,002424
TRANSPORTE	2,997	0,02772	0,02083	0,1079	2,87E-09	0,002424
<i>Composting air emissions</i>	11,13	0,0025	0,0329	0,1469	0	0,0007
<i>VS, C, N degradation</i>	0,1521	0,0008	0,0009	0,0033	8,83E-11	9,05E-05
COMPOSTAGEM	11,2821	0,0034	0,0338	0,1502	8,83E-11	0,0008
<i>Fertilizer substitution, MSW compost, Denmark, 2005</i>	-0,9165	-0,0016	-0,0042	-0,0099	0	-0,0001
<i>Fertilizer substitution, MSW digestate, Denmark, 2005</i>	-57,43	-0,09869	-0,2354	-0,7673	0	-0,00645
USO DE FERTILIZANTE	-58,3465	-0,1003	-0,2396	-0,7772	0,0000	-0,0066
<i>Anaerobic digestion</i>	1,456	0,0026	0,008	0,009	0	0,0018
<i>Venting (4e)</i>	68,09	0,0276	0	0	0	0
DIGESTÃO ANAERÓBIA	69,55	0,0302	0,0079	0,009	0	0,0018
<i>Biogas Combustion and treatment</i>	-49,33	0,5536	0,3845	2,27	-1,92E-09	0,00623
TOTAL	83,83	0,061	0,063	0,267	2,96E-09	0,0051

Tabela 32. Análise de sensibilidade por processos do Cenário Alternativo 2 (C5)

Processos no EASETECH	PAG (CO ₂)	PFOF (NMVOC)	PAT (mol H ⁺)	PE (mol N)	PDCO (CFC-11)	PFMP (PM _{2,5})
	kg XX equivalentes/t de RSO					
<i>Transportation Composting</i>	2,997	0,02772	0,02083	0,1079	2,87E-09	0,002424
TRANSPORTE	2,997	0,02772	0,02083	0,1079	2,87E-09	0,002424
<i>Composting air emissions</i>	11,13	0,0025	0,0329	0,1469	0	0,0007
<i>VS, C, N degradation</i>	0,1521	0,0008	0,0009	0,0033	8,83E-11	9,05E-05
COMPOSTAGEM	11,2821	0,0034	0,0338	0,1502	8,83E-11	0,0008
<i>Fertilizer substitution, MSW compost, Denmark, 2005</i>	-0,9165	-0,0016	-0,0042	-0,0099	0	-0,0001
<i>Fertilizer substitution, MSW digestate, Denmark, 2005</i>	-57,43	-0,09869	-0,2354	-0,7673	0	-0,00645
USO DE FERTILIZANTE	-58,3465	-0,1003	-0,2396	-0,7772	0,0000	-0,0066
<i>Anaerobic digestion</i>	2,184	0,0038	0,012	0,013	0	0,0027
<i>Venting (4e)</i>	13,62	0,0055	0	0	0	0
DIGESTÃO ANAERÓBIA	15,80	0,0094	0,012	0,013	0	0,0027
<i>Biogas Combustion and treatment</i>	-51,41	0,577	0,401	2,366	-2,00E-09	0,0065
TOTAL	30,083	0,617	0,066	0,271	2,96E-09	0,0124