

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL

INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS

**APOIO À TOMADA DE DECISÃO POR MEIO DA
AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA EM SISTEMAS DE
GERENCIAMENTO INTEGRADO DE RESÍDUOS
SÓLIDOS URBANOS: O CASO DE PORTO ALEGRE**

GERALDO ANTÔNIO REICHERT

Porto Alegre

2013

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL

INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS

**APOIO À TOMADA DE DECISÃO POR MEIO DA
AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA EM SISTEMAS DE
GERENCIAMENTO INTEGRADO DE RESÍDUOS
SÓLIDOS URBANOS: O CASO DE PORTO ALEGRE**

GERALDO ANTÔNIO REICHERT

Tese submetida ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.

Área de concentração: Saneamento Ambiental

Orientador: Prof. Dr. Carlos André Bulhões Mendes

Banca examinadora:

Prof. Dr. Dieter Wartchow

IPH / UFRGS

Profa. Dra. Cláudia Echevengúá Teixeira

Uninove e IPT-SP

Prof. Dr. José Fernando Thomé Jucá

GRS / UFPE

Porto Alegre, RS – Agosto de 2013

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL

Instituto de Pesquisas Hidráulicas

Av. Bento Gonçalves, 9500 – CEP 91501-970

Caixa Postal 15029 – Porto Alegre, RS – Brasil

www.ufrgs.br/iph

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação - CIP

Reichert, Geraldo Antônio

Apoio à tomada de decisão por meio da avaliação do ciclo de vida em sistemas de gerenciamento integrado de resíduos sólidos urbanos: o caso de Porto Alegre / Geraldo Antônio Reichert. – 2013.

xxv, 276 f.

Orientador: Carlos André Bulhões Mendes.

Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Porto Alegre, BR-RS, 2013.

1. sustentabilidade. 2. indicadores e índices. 3. atores sociais. 4. ACV.
5. IWM-2. I. Mendes, Carlos André Bulhões, orient. II. Título.

Elaborada pelo Sistema de Geração Automática de Ficha Catalográfica da UFRGS com os dados fornecidos pelo autor.

www.ufrgs.br

2013

iii

APRESENTAÇÃO E AGRADECIMENTOS

Este trabalho foi desenvolvido no Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental do Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, sob a orientação do Prof. Dr. Carlos André Bulhões Mendes.

Agradeço à instituição pública DMLU, o Departamento Municipal de Limpeza Pública de Porto Alegre, o acesso e a disponibilização dos dados e informações utilizados no estudo de caso, sem os quais não teria sido possível a realização desta pesquisa. E como uma instituição não existe sem pessoas, um agradecimento muito especial às pessoas com quem trabalho e trabalhei nesses 23 anos como engenheiro do DMLU, entre gestores, técnicos e trabalhadores operacionais da limpeza urbana e tratamento de resíduos. Muito obrigado pela convivência, amizade, aprendizado e crescimento profissional e pessoal oportunizados.

Ao IPH – Instituto de Pesquisas Hidráulicas da UFRGS –, sou grato pela oportunidade de realização deste trabalho; estendendo o agradecimento e o recolhimento a todas as instituições brasileiras públicas de ensino, que permitiram e estearam toda minha vida escolar e acadêmica, e a todos os mestres e professores pela oportunidade de aprender e de me espelhar em seus exemplos.

Foram 44 técnicos e gestores que participaram respondendo aos questionários das quatro etapas de participação dos “atores sociais e técnicos especialistas”. Todos vocês, incognitadamente, fazem parte deste trabalho. Muito obrigado pela dedicação de seu tempo. Um agradecimento mais que especial aos amigos e colegas da Divisão de Destino Final (DDF) do DMLU, que, especialmente nesse último ano, suportaram os meus constantes afastamentos.

Ao Dr. Forbes McDougall, agradeço pela cedência da versão atualizada do programa IMW-2 e pela ajuda dispensada cada vez que o consultei.

Ao professor Carlos André, meu muito obrigado por ter aceitado o desafio da orientação quando, como dizia um amigo meu, “esta Tese estava virando uma lenda”. Graças a sua orientação e confiança, tornou-se uma realidade.

Da minha família de origem tenho a lembrança da infância feliz em Cafundó (Montenegro, RS) e trago comigo o exemplo de trabalho, honradez e respeito ao próximo e à natureza que recebi dos meus pais; e os muitos aprendizados da convivência com meus irmãos e minhas irmãs. Com minha família constituída (queridos e amados esposa e filhos), aprendo que o ser humano está em constante evolução, e que quando deseja verdadeiramente pode ser senhor de seu destino. À Andreana, sou grato pela compreensão, paciência, incentivo e companheirismo.

Por fim, quero expressar minha mais profunda gratidão à Leda de Ávila, por ter me ajudado a tornar-me quem eu sou!

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho à minha família.

"Eu entendo que a Terra pertence a uma vasta família da qual muitos membros estão mortos, alguns estão vivos, e um número infinito ainda não nasceu."

Autor desconhecido

"Mesmo quando tudo parece desabar, cabe a mim decidir entre rir ou chorar, ir ou ficar, desistir ou lutar; porque descobri, no caminho incerto da vida, que o mais importante é o decidir."

Cora Coralina

contista, escritora e poetisa goiana

"Quando uma criatura humana desperta para um grande sonho e sobre ele lança toda a força de sua alma, todo o universo conspira a seu favor!"

Johann Wolfgang von Goethe

escritor, artista e político alemão

"Quando eu me despojo do que sou, eu me torno o que poderia ser."

Lao Tse

filósofo da China antiga

RESUMO

REICHERT, Geraldo Antônio. **Apoio à tomada de decisão por meio da avaliação do ciclo de vida em sistemas de gerenciamento integrado de resíduos sólidos urbanos: o caso de Porto Alegre.** 276p. Tese (Doutorado) – Universidade Federal Rio Grande do Sul. Instituto de Pesquisas Hidráulicas. Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. Porto Alegre, Brasil. 2013.

Esta Tese tem como objetivo avaliar, a partir da avaliação do ciclo de vida, a participação de diferentes atores na construção de sistemas sustentáveis de gerenciamento integrado de resíduos sólidos urbanos (RSU) para fins de apoio à tomada de decisão na escolha de cenários futuros de gerenciamento. Participaram da pesquisa atores vinculados profissionalmente ao órgão municipal gestor de resíduos e outros técnicos externos que tinham vínculo com a área ambiental e de gestão de resíduos. Através de técnicas estruturadas, os atores foram convidados a construir cenários futuros, utilizando como base o cenário atual e definindo opções de coleta, de tratamento e de destinação final; bem como na definição de pesos a serem adotados na ponderação dos indicadores e subíndices de sustentabilidade. A metodologia desenvolvida foi aplicada ao sistema de gerenciamento de RSU da cidade de Porto Alegre, adotando-se os dados e informações referentes ao ano de 2011. O inventário do ciclo de vida (ICV) foi realizado pelo programa computacional IWM-2. Foram calculados indicadores e subíndices ambientais, econômicos e sociais para a avaliação de impacto do ciclo de vida (AICV), sendo calculado um índice de sustentabilidade geral utilizado para hierarquização do cenário atual e dos construídos. O estudo realizado permitiu demonstrar que os cenários construídos com participação exclusivamente dos atores do órgão municipal apresentaram maior nível de coleta diferenciada, maior cobertura da coleta automatizada, maior participação do processo de compostagem como forma de tratamento e uma menor disposição de rejeitos em aterro sanitário. A digestão anaeróbia aparece como opção de tratamento nos cenários montados pelos dois grupos (atores do órgão municipal e todos os atores). Os dois grupos mostraram rejeição à tecnologia da incineração, tanto na montagem inicial dos cenários quanto na hierarquização desses com base na percepção pessoal de sustentabilidade dos mesmos. O cenário construído com a visão otimista de todos os atores resultou no melhor desempenho para os subíndices de sustentabilidade ambiental e social; ficou, porém com o pior desempenho econômico (maior custo unitário entre todos os cenários). Já o cenário construído com a visão otimista dos atores do órgão municipal teve o melhor desempenho econômico, ficando em terceiro nos critérios ambiental e social. Utilizado o índice de sustentabilidade geral, calculado com a ponderação dos pesos atribuídos pelos atores aos subíndices (ambiental, econômico e social), o melhor desempenho geral foi do cenário construído pelos atores municipais. Conclui-se ainda que, quando são montados cenários futuros de gerenciamento de RSU, as tecnologias de coleta automatizada e diferenciada, os tratamentos de compostagem, a digestão anaeróbia, o CDR (combustível derivado de resíduos) e a incineração devem ser consideradas e avaliadas, sendo a ferramenta de AICV apropriada para apoio à decisão na escolha de modelos sustentáveis.

Palavras-chave: sustentabilidade, indicadores e índices, atores sociais, IWM-2, ACV

ABSTRACT

REICHERT, Geraldo Antônio. **Decision-making support through life cycle assessment of integrated municipal solid waste management systems: the case of Porto Alegre.** 276p. Thesis (Dr.) – Federal University of Rio Grande do Sul. Institute of Hydraulic Research. Graduate Program in Hydraulic Resources and Environmental Sanitation. Porto Alegre, Brazil. 2013.

This thesis aims to evaluate, through life cycle assessment, the participation of different stakeholders in building sustainable integrated municipal solid waste (MSW) management systems to provide decision-making support in the choice of future MSW management scenarios. Participant stakeholders were professionally linked to the municipal solid waste authority and other external experts who were linked with the environmental subjects and solid waste management. Through structured techniques stakeholders were asked to build future scenarios, using as a basis the current scenario, and setting options for the MSW collection, treatment and disposal, and the definition of weights to be adopted in the weighting of indicators and sub-indices of sustainability. The developed methodology was applied to the MSW management system of the city of Porto Alegre, adopting the data and information relating to the year 2011. The software IWM-2 was used in order to get the life cycle inventory (LCI) data. Environmental, economic and social indicators and sub-indices were calculated for life cycle impact assessment (LCIA). An overall sustainability index was calculated and used to ranking current and constructed scenarios. The study has demonstrated that scenarios constructed exclusively with the participation of municipal authority stakeholders showed higher level of origin separate collection, greater coverage of automated collection (containerization), greater participation of composting treatment process and a lower waste disposal into sanitary landfill. Anaerobic digestion appears as an option to be used in the settings assembled by the two groups (municipal stakeholders and all stakeholders). The two groups of stakeholders showed rejection of incineration technology, both in the initial assembly and in the hierarchy of these scenarios based on personal perception of thereof sustainability. The scenario built with the optimistic view of all stakeholders resulted in better performance for the environmental and social sustainability sub-indices, however, with the worst economic performance (higher unit cost between all scenarios). The scenario built with the optimistic view of the municipal authority stakeholders had the best economic performance, ranking third in the environmental and social criteria. The overall sustainability index, calculated through weighing of the weights assigned by the stakeholders to the sub-indices (environmental, economic and social), showed that the best overall performance of all scenarios was the municipal authority stakeholders scenario. We also conclude that, when future scenarios are mounted, MSW management technologies for segregated and container collection, treatments as composting, anaerobic digestion, RDF (Refuse Derived Fuel) and incineration should be considered and evaluated; and that the LCIA tool is appropriated for decision-making support in order to get sustainable MSW systems.

Keywords: sustainability, indicators and indices, stakeholders, IWM-2, LCA

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	xiii
LISTA DE TABELAS	xvi
LISTAS DE SIGLAS E SÍMBOLOS	xix
LISTAS DE UNIDADES	xxiv
1. INTRODUÇÃO	01
1.1. Definição do problema	01
1.2. Relevância e justificativa do trabalho	04
2. HIPÓTESE E OBJETIVOS DA PESQUISA	08
2.1. Hipótese da pesquisa	08
2.2. Objetivos	08
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	10
3.1. Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos	10
3.1.1. Definição de resíduos sólidos e de resíduos sólidos urbanos – RSU	10
3.1.2. Gerenciamento integrado	12
3.1.3. Geração e composição gravimétrica	15
3.1.4. Coleta e transporte	19
3.1.5. Triagem centralizada	23
3.1.6. Tratamento biológico	26
3.1.7. Tratamento térmico	29
3.1.8. Aterro sanitário	30
3.1.9. Reciclagem de materiais	34
3.2. O processo de apoio à tomada de decisão	36
3.2.1. A problemática decisória	36
3.2.2. Complexidade dos sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos	38
3.2.3. Tomada de decisão em sistemas ambientais	39
3.2.4. Apoio à decisão no gerenciamento de resíduos urbanos	42
3.2.5. Construção de cenários	44

3.3. Modelos aplicados ao gerenciamento sustentável de resíduos sólidos	47
3.3.1. Modelos baseados na análise custo-benefício	49
3.3.2. Modelos baseados na análise multicritério	49
3.3.3 Modelos baseados na avaliação do ciclo de vida	50
3.3.4. Deficiências dos modelos existentes	51
3.4. Avaliação do ciclo de vida em resíduos sólidos urbanos	54
3.4.1. Benefícios do enfoque do ciclo de vida	55
3.4.2. Limitações do enfoque do ciclo de vida	55
3.4.3. Estrutura de uma avaliação do ciclo de vida	56
3.4.4. Inventário do ciclo de vida de resíduos sólidos	61
3.4.5. Avaliação do ciclo vida de resíduos sólidos	65
3.4.6. O modelo IWM-2	73
3.5. Sustentabilidade social	76
3.5.1. Participação social na definição dos sistemas de gerenciamento	76
3.5.2. Indicadores de impacto social	79
3.6. Sustentabilidade, índices e indicadores	80
4. METODOLOGIA	83
4.1. A forma atual de tomada de decisão em GIRSU	83
4.2. Tomada de decisão em sistema complexos	84
4.3. Metodologia de pesquisa adotada	85
4.3.1. Atores sociais / decisores – Módulo 1	88
4.3.2. Cenários ou alternativas de gerenciamento – Módulo 2	90
4.3.3. Inventário do Ciclo de Vida (ICV): Aplicação do Modelo IWM-2 – Módulo 3	94
4.3.4. Avaliação dos Impactos do Ciclo de Vida (AICV) – Módulo 4	98
4.3.5. Tomada de decisão – Módulo 5	105
4.3.6. Análise final – Módulo 6	109
5. BASE DE DADOS – ESTUDO DE CASO: PORTO ALEGRE	110
5.1. Justificativa do estudo de caso	110
5.2. Descrição do Cenário Base	110
5.2.1. O sistema de gerenciamento integrado de RSU de Porto Alegre	110
5.2.2. Quantidade de resíduos urbanos gerenciados	112
5.2.3. Caracterização e composição gravimétrica	113

5.2.4. Fluxo de massa do Cenário BASE	115
5.3. Inventário do Ciclo de Vida – ICV: Modelo IWM-2	116
5.3.1. Dados sobre geração e composição dos resíduos	117
5.3.2. Dados sobre sistemas de coleta	118
5.3.3. Dados sobre separação ou triagem dos resíduos	119
5.3.4. Dados sobre tratamento biológico	119
5.3.5. Dados sobre tratamento térmico	120
5.3.6. Dados sobre transferência e aterro sanitário	120
5.3.7. Dados sobre reciclagem	121
5.4. Avaliação dos Impactos do Ciclo de Vida – AICV	122
5.4.1. Dados para indicadores ambientais	122
5.4.2. Dados para indicadores econômicos	122
5.4.3. Dados para indicadores sociais	124
6. RESULTADOS E DISCUSSÕES	132
6.1. Participação dos atores sociais convidados	132
6.2. Cenários	134
6.2.1. Identificação dos cenários avaliados	134
6.2.2. Cenário #2 PGTA	135
6.2.3. Cenário #3 PDT	135
6.2.4. Cenário #4 OGTA	137
6.2.5. Cenário #5 ODT	137
6.2.6. Cenário #6 DASI	138
6.2.7. Cenário #7 QM	139
6.2.8. Cenário #8 GICI	139
6.2.9. Resumo e sistematização dos oito cenários avaliados	141
6.2.10. Contribuição dos atores sobre cobertura da containerização e formas de triagem	145
6.3. Resultados do programa IWM-2 para ICV	146
6.4. AICV – Avaliação de impacto do ciclo de vida	149
6.4.1. Indicadores ambientais	149
6.4.2. Indicadores econômicos	154
6.4.3 Indicadores sociais	157
6.5. Hierarquização dos cenários	161

6.5.1. Hierarquização por meio da ponderação dos indicadores de AICV	161
6.5.2. Hierarquização com base na percepção dos atores	167
6.5.3 Comparação da hierarquização dos cenários por meio da AICV e da percepção dos atores	168
6.5.4. Análise da robustez ou sensibilidade da hierarquização final	172
6.6. Análise dos impactos por etapa do sistema	175
6.6.1. Aspectos ambientais	175
6.6.2. Aspectos econômicos	180
7. DISCUSSÕES COMPLEMENTARES	182
7.1. Atores sociais	182
7.2. Cenários ou alternativas	183
7.3. ICV	186
7.4. AICV	188
7.5. Hierarquização dos cenários	191
7.6. Análise final e verificação da hipótese de pesquisa	193
8. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	195
8.1. Conclusões finais	195
8.2. Recomendações e sugestão de estudos futuros	198
9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	199
APÊNDICES	A.210
Apêndice A – Questionário 1 de contribuição dos atores sociais	A.211
Apêndice B – Questionário 2 de contribuição dos atores sociais	A.214
Apêndice C – Telas do Programa IWM-2 para ICV: Cenário #4 OGTA	A.217
Apêndice D – Metodologia de cálculo dos indicadores ambientais de AICV	A.236
Apêndice E – Metodologia de cálculo dos indicadores sociais de AICV	A.241
Apêndice F – Impressões dos relatórios de saída do inventário do IWM-2 para as emissões gasosas e efluentes líquidos	A.263
Apêndice G – Indicadores normalizados e ponderados	A.272
Apêndice H – Validação dos resultados finais pelos Atores do DMLU	A.274

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 – Sistema de gerenciamento integrado de resíduos sólidos de Porto Alegre na década de 1990	13
Figura 3.2 – Evolução da composição gravimétrica no tempo, no município de Porto Alegre	18
Figura 3.3 – O espectro de métodos de coleta de “PEVs” à “coleta no meio-fio ou porta-a-porta”	21
Figura 3.4 – Representação gráfica da geração de biogás das frações fácil e moderadamente biodegradáveis colocadas em um aterro sanitário ao longo do período de cinco anos	32
Figura 3.5 – Etapas principais de estudo de suporte à decisão	45
Figura 3.6 – Cenário “atual” – Valência (Espanha)	46
Figura 3.7 – Cenário “recuperação de putrescíveis” – Valência (Espanha)	46
Figura 3.8 – Cenário “recuperação de todos os materiais” – Valência (Espanha)	47
Figura 3.9 – Etapas operacionais para Análise de ICV	57
Figura 3.10 – Etapas do Ciclo de Vida de um produto	58
Figura 3.11 – Elementos da AICV	59
Figura 3.12 – Ciclo de vida de um produto; Ciclo de vida dos resíduos sólidos; Enfoque da otimização ambiental	63
Figura 3.13 – Limites do sistema para Inventário do Ciclo de Vida	64
Figura 3.14 – Representação geral da metodologia Eco-indicator 99	68
Figura 3.15 – Representação geral da metodologia CML 2001	70
Figura 3.16 – Componentes de um sistema de gerenciamento integrado de resíduos sólidos	74
Figura 3.17 – Nível de agregação de dados de uma determinada avaliação de sustentabilidade	81
Figura 3.18 – Decréscimo da objetividade e confiança ao longo da ACV	82
Figura 4.1 – Metodologia geral da pesquisa	86
Figura 4.2 – Cenário base para Porto Alegre (ano de 2011 – porcentual em massa)	90
Figura 4.3 – Modelo enviado aos atores sociais para sugestão de novos cenários	91
Figura 4.4 – Tela principal de entrada de dados do programa IWM-2	95
Figura 4.5 – Instrumento de pesquisa para atores sociais sugerirem pesos dos	

indicadores	105
Figura 5.1 – Composição gravimétrica úmida dos resíduos de Porto Alegre, base 2011: (a) resíduos da coleta domiciliar convencional; (b) resíduos da coleta seletiva	114
Figura 5.2 – Composição gravimétrica úmida dos RSU de Porto Alegre, considerando as frações de recicláveis, orgânicos e rejeitos	114
Figura 6.1 – Tempo de experiência em resíduos sólidos dos entrevistados, por grupos: (a) Atores do DMLU; (b) Decisores Sociais ou Outros atores; (c) Todos os Atores	133
Figura 6.2 – Fluxo de massa do Cenário #2 PGTA	136
Figura 6.3 – Fluxo de massa do Cenário #3 PDT	136
Figura 6.4 – Fluxo de massa do Cenário #4 OGTA	137
Figura 6.5 – Fluxo de massa do Cenário #5 ODT	138
Figura 6.6 – Fluxo de massa do Cenário #6 DASI	139
Figura 6.7 – Fluxo de massa do Cenário #7 QM	140
Figura 6.8 – Fluxo de massa do Cenário #8 GICI	140
Figura 6.9 – Tipos de coleta por cenário (em % massa)	143
Figura 6.10 – Quantidade enviada para cada tipo de tratamento (t/a)	143
Figura 6.11 – Destinação final, por cenário (% massa)	143
Figura 6.12 – Indicadores ambientais normalizados – impactos ambientais e uso de energia	152
Figura 6.13 – Indicadores ambientais normalizados – disposição de recicláveis em aterro	153
Figura 6.14 – Indicadores econômicos para os cenários – custos em Reais (R\$)	156
Figura 6.15 – Indicadores econômicos para os cenários – valores percentuais dos custos em relação ao orçamento e do salário mínimo, e relação entre receita e despesa	156
Figura 6.16 – Indicadores sociais normalizados – etapa de armazenamento temporário	159
Figura 6.17 – Indicadores sociais normalizados – etapa de tratamento	159
Figura 6.18 – Indicadores sociais normalizados – etapa de coleta e de todos o sistema	159
Figura 6.19 – Indicadores sociais normalizados para os cenários – todos indicadores .	160
Figura 6.20 – Subíndices de sustentabilidade ambiental por cenário	163
Figura 6.21 – Subíndices de sustentabilidade econômica por cenário	163

Figura 6.22 – Subíndices de sustentabilidade social por cenário	164
Figura 6.23 – Subíndices de sustentabilidade geral por cenário	166
Figura 6.24 – Hierarquização AICV (Geral) × percepção dos atores (DMLU e Todos)	169
Figura 6.25 – Hierarquização AICV (Ambiental) × percepção dos atores (DMLU e Todos)	170
Figura 6.26 – Hierarquização AICV (Econômica) × percepção dos atores (DMLU e Todos)	171
Figura 6.27 – Hierarquização AICV (Social) × percepção dos atores (DMLU e Todos)	171
Figura 6.28 – Impactos ambientais por etapa: uso de energia	175
Figura 6.29 – Impactos ambientais por etapa: mudanças climáticas	176
Figura 6.30 – Impactos ambientais por etapa: toxicidade humana	176
Figura 6.31 – Impactos ambientais por etapa: formação de foto-oxidantes	176
Figura 6.32 – Impactos ambientais por etapa: acidificação	177
Figura 6.33 – Impactos ambientais por etapa: eutrofização	177
Figura 6.34 – Custos por etapa e receita global por cenário	180

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 – Alguns indicadores de resíduos sólidos urbanos de municípios brasileiros	15
Tabela 3.2 – Variação geográfica da composição gravimétrica dos RSU – por países	17
Tabela 3.3 – Variação geográfica da composição gravimétrica dos RSU – por cidades brasileiras	18
Tabela 3.4 – Influências sobre a separação na origem e recuperação de materiais	20
Tabela 3.5 – Produtividade por funcionário em triagem manual	23
Tabela 3.6 – Comparação dos objetivos dos tipos de tratamentos biológicos	28
Tabela 3.7 – Variação da concentração dos parâmetros de lixiviados com a idade do aterro sanitário	33
Tabela 3.8 – Comparação entre reciclagem e fabricação de materiais a partir de matéria-prima virgem	35
Tabela 3.9 – Índices de reciclagem no Brasil e outros países	36
Tabela 3.10 – Critérios de seleção para determinar o tamanho e a composição do painel	41
Tabela 3.11 – Critérios de seleção para expertise dos painelistas	42
Tabela 3.12 – Algumas das ferramentas computacionais disponíveis para MCDA e ACV	52
Tabela 3.13 – Exemplo de categorias, problemas ambientais e indicadores	60
Tabela 3.14 – Atores chave e seus papéis para a proteção ambiental	77
Tabela 3.15 – Lista de critérios e indicadores sociais	80
Tabela 4.1 – Grupos de atores ou decisores a serem convidados	89
Tabela 4.2 – Fatores de caracterização e normalização aplicados no CML 2001	100
Tabela 4.3 – Fatores de caracterização e normalização CML 2001, referência anual per capita	101
Tabela 4.4 – Curvas de custos totais das unidades de tratamento e disposição	103
Tabela 5.1 – Quantitativos de resíduos seletivos em Porto Alegre, em 2011	112
Tabela 5.2 – Quantitativos de RSU em Porto Alegre, em 2011	113
Tabela 5.3 – Fluxo de massa e de materiais para o Cenário #1 BASE	115
Tabela 5.4 – Composição dos resíduos domiciliares para entrada no IWM-2 (todos os cenários)	117

Tabela 5.5 – Custos de coleta no Cenário BASE	123
Tabela 5.6 – Dados e informações para a construção dos indicadores sociais	125
Tabela 5.7 – Dados de entrada para cálculo dos indicadores qualidade e quantidade de empregos na coleta – $QTem(C\&T)$ e $QuEm(C\&T)$	126
Tabela 5.8 – Dados de entrada para cálculo dos indicadores qualidade e quantidade de empregos no tratamento – $QTem(Tr)$ e $QuEm(Tr)$	126
Tabela 5.9 – Dados de entrada sobre aterro sanitário para cálculo dos indicadores sociais	127
Tabela 5.10 – Dados de entrada sobre compostagem para cálculo dos indicadores sociais	127
Tabela 5.11 – Dados de entrada sobre digestão anaeróbia para cálculo dos indicadores sociais	128
Tabela 5.12 – Dados de entrada sobre triagem de seletivos para cálculo dos indicadores sociais	128
Tabela 5.13 – Dados de entrada sobre triagem de resíduos misturados (resíduos da coleta de rejeitos) para cálculo dos indicadores sociais (inclui produção de CDR)	128
Tabela 5.14 – Dados de entrada sobre incineração para cálculo dos indicadores sociais	129
Tabela 5.15 – Dados de entrada sobre estação de transferência para cálculo dos indicadores sociais	129
Tabela 5.16 – Dados de entrada sobre armazenamento temporário para cálculo dos indicadores sociais	129
Tabela 5.17 – Dados de entrada sobre armazenamento temporário (frações coletadas separadamente) para cálculo dos indicadores sociais	130
Tabela 6.1 – Número de respostas obtidas por Grupo ao Questionário 1	133
Tabela 6.2 – Formação profissional dos entrevistados, por Grupos	133
Tabela 6.3 – Identificação dos cenários avaliados	135
Tabela 6.4 – Fluxo de massa dos oito cenários avaliados	142
Tabela 6.5 – Totais recuperados ou reciclados por cenário	144
Tabela 6.6 – Dados de entrada de resíduos coletados de forma de seletiva, por cenário, ajustados ao padrão do programa IWM-2	144
Tabela 6.7 – Quantidades de resíduos, custos e consumo de combustíveis por tipo de coleta	145
Tabela 6.8 – Nível de containerização das coletas, segundo a opinião dos atores	146

Tabela 6.9 – Tipos de triagem a serem utilizadas, segundo a opinião dos atores	146
Tabela 6.10 – Níveis de containerização da coleta e tipos de triagem, por cenários, adotados como dado de entrada no cálculo dos indicadores ambientais e sociais	146
Tabela 6.11 – Resultados de ICV para os cenários avaliados utilizando o programa IWM-2: emissões gasosas e líquidas	148
Tabela 6.12 – Resultados de ICV para as etapas de gerenciamento para os cenários avaliados utilizando o programa IWM-2: uso ou economia de energia	148
Tabela 6.13 – Resultados de ICV para as etapas de gerenciamento para os cenários avaliados utilizando o programa IWM-2: receitas de comercialização de subprodutos	149
Tabela 6.14 – Resultados do cálculo dos indicadores ambientais <i>MuCl</i> , <i>ToHu</i> e <i>FoFO</i>	150
Tabela 6.15 – Resultados do cálculo dos indicadores ambientais <i>Acid</i> , <i>Eutr</i> e <i>UsoEn</i>	151
Tabela 6.16 – Resultados do cálculo dos indicadores ambientais <i>DRecAS</i> e <i>DOrgAS</i>	151
Tabela 6.17 – Custos e receitas por cenário	154
Tabela 6.18 – Resultados do cálculo dos indicadores econômicos	155
Tabela 6.19 – Resultados do cálculo dos indicadores sociais (normalizados)	157
Tabela 6.20 – Pesos atribuídos pelos atores aos indicadores ambientais	162
Tabela 6.21 – Pesos atribuídos pelos atores aos indicadores econômicos	162
Tabela 6.22 – Pesos atribuídos pelos atores aos indicadores sociais	162
Tabela 6.23 – Hierarquização dos cenários com base na percepção dos atores e nos resultados da AICV	168
Tabela 6.24 – Alteração da ordem de hierarquização dos cenários (índice de sustentabilidade geral) em função dos pesos dos subíndices	173
Tabela 6.25 – Diferentes cenários por grupos de combinações de pesos	173

LISTA DE SIGLAS E SÍMBOLOS

- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas
- Aces – acessibilidade
- Acid – indicador acidificação
- AcTra – acidentes de trabalho
- ACV – avaliação do ciclo de vida
- AHP – Analytic Hierarchy Process (Metodologia de apoio a decisão)
- AIA – avaliação de impacto ambiental
- AICV – avaliação de impacto do ciclo de vida
- ArPi – área de piso
- AT – armazenamento temporário
- Biod – conteúdo de fração orgânica biodegradável
- C&T – coleta e transporte
- C/N – relação carbono e nitrogênio
- CaCo – calendário de coleta
- CaIn – capacidade instalada
- CAUGE – Comissão de Análise Urbanística e Gerenciamento da Prefeitura de Porto Alegre
- CaVi – campo de visão
- CDR – combustível derivado de petróleo
- CEMPRE – Compromisso Empresarial para Reciclagem
- CML – Centre of Environmental Science – Leiden University
- CoAg – conteúdo de água da fração
- CoEm – contato dos empregados com os resíduos
- Com – complexidade
- Comam – Conselho Municipal de Meio Ambiente (Porto Alegre)
- CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente
- CONSEMA – Conselho Estadual de Meio Ambiente
- CoQu_{orig} – condição da qualidade do meio original
- CoQu_{Tr} – condição da qualidade do meio com planta de tratamento
- CoTe – condições de tempo/temperatura
- COV – composto orgânico volátil

CSR – Corporations Supporting Recycling
DA – digestão anaeróbia
DASI – Cenário #6 DASI: Cenário com Digestão Anaeróbia
DBO – demanda bioquímica de oxigênio
DiEU – disponibilidade de espaço urbano
DiMS – distância mínima de separação
DiPC – densidade populacional (indicador)
DiPI – distância à área residencial
DiPo – distância da população
DiTP – dias de trabalho perdidos
DMLU – Departamento Municipal de Limpeza Urbana (Porto Alegre)
DOrgAS – disposição de recicláveis orgânicos em aterro sanitário
DQO – demanda química de oxigênio
DRecAS – disposição de recicláveis secos em aterro sanitário
DuRe – duração da recuperação
EdEs – educação escolar da população
ELECTRE – Metodologia Multicritério de Apoio a Decisão
EPA – Environmental Protection Agency (Agência Ambiental dos Estados Unidos)
EMeO – emissão média de odor
EPIC – Environmental and Plastics Industry Council
EsFi – esforço físico dos empregados
EsPr – espaço privado
EsUC – espaço urbano consumido
EToO – emissão total de odor
Eutr – indicador eutrofização
FeHT – flexibilidade no horário de trabalho
FoFO – formação de foto-oxidantes
FrCo – frequência de coleta (indicador)
FrOrg – fração de orgânicos potencialmente recicláveis
FrRec – fração de resíduos “secos” potencialmente recicláveis
GICI – Cenário #8: Gerenciamento Integrado
GIRS – gerenciamento integrado de resíduos sólidos
GIRSU – gerenciamento integrado de resíduos sólidos urbanos
HaEA – número de habitantes por educador ambiental
IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

LCA – Life Cycle Assessment
LCC – Life Cycle Costing
ICV – inventário do ciclo de vida
ImSe – nível de implantação da coleta segregada
ImVi – impacto visual
IPES – Instituto de Promoción del Desarrollo Sostenible
ISO – International Standardization Organization
IWM – Integrated Waste Management
IWM-2 – Integrated Waste Management (Programa de computador de ICV)
m – massa
MCDA – Multicriteria Decisions Aid
MCidades – Ministério das Cidades, Brasil
MdCl – indicador mudanças climáticas
MO – matéria orgânica
MS – matéria seca
NBR – Norma Brasileira
NiPa – nível de pagamento
NoDi – número de dias
NuFR – número de frações de resíduos
Odor – odor (indicador)
ODT – Cenário #5 ODT: Otimista DMLU
OGTA – Cenário #4 OGTA: Otimista Geral com Todos os Atores
ONG – organização não governamental
ONU – Organização das Nações Unidas
ORWARE – Organic Waste Research
PA – potencial de acidificação
PAG – potencial de aquecimento global
PCB – potencial colorífico bruto
PCFO – potencial de criação fotoquímica de ozônio
PDT – Cenário #3 PDT: Pessimista atores do DMLU
PE – potencial de eutrofização
PEAD – polietileno de baixa densidade
PET – polietileno tereftalato
PEVs – pontos de entrega voluntária
PGTA – Cenário # 2: Pessimista Geral Todos os Atores

PIB – produto interno bruto
PMSS – Programa de Modernização do Setor de Saneamento
PNSB – Plano Nacional de Saneamento Básico
PNUMA – Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente
PO – pesquisa operacional
POA – Porto Alegre (Cidade de)
PP – polipropileno
PS – poliestireno
PTH – potencial de toxicidade humana
PVC – policloreto de vinila
QM – Cenário #7: Queima Mássica
QTE_m – quantidade total de empregos (indicador)
QuCom – quantidade reciclada por compostagem
QuComp – quantidade de orgânicos efetivamente reciclados
QuEm – quantidade de empregos
QuRe – quantidade de resíduos da fração *i* (indicador)
QuRec – quantidade reciclada por reciclagem de materiais
QuReEn – quantidade de recuperação energética
RCC – resíduos da construção civil
ReEn – taxa de recuperação energética
ReGe – representação de gênero
ReIn – quantidade de resíduos tratados na instalação
RDF – refuse derived fuel
RSD – resíduo sólido domiciliar
RSU – resíduo sólido urbano
SeIS – separação implantada
SGIRS – sistema de gerenciamento integrado de resíduos sólidos
SGIRSU – sistema de gerenciamento integrado de resíduos sólidos urbanos
Sinal – sinalização da localização dos contêineres
SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
SP – Estado de São Paulo
SuOT_r – superfície específica ocupada pelo tratamento
TaCo – taxa de compostagem
TaDo – tamanho do domicílio
TaPo – tamanho da população

TaRc – índice de reciclagem

TaRe – taxa de recuperação

TMB – tratamento mecânico biológico

TOC – total organic carbon

ToEm – total de empregos

ToHu – indicador toxicidade humana

ToRe – total de resíduos

Tr – tratamento

TraVe – trabalhos mais velhos

TreEd – treinamento educacional

TrTe – transformação do terreno

EU-W – Oeste da União Europeia

UsoEn – indicador uso de energia

UsoTe – uso da terra

UTC – unidade de triagem e compostagem

UTH – unidade de triagem resíduos hospitalares

UTs – unidades de triagem

VaRe – valor de referência para temperatura (indicador)

VaRP – valor relativo da paisagem

WISARD – Waste Integrated Systems Assessment for Recovery and Disposal

LISTA DE UNIDADES

°C – grau Celsius

μm – micrometro

% – porcentagem

dom. – número de domicílios

empregos/100.000 t/a – número de empregos por 100.000 toneladas por ano

EP – equivalente populacional

g – grama

g/a – gramas por ano

GJ – gigajoule

GJ/a – gigajoule por ano

GJ/L – giga Joule por litro

GJ/kWh – gigajoule por quilowatt hora

GJ/m³ – gigajoule por metro cúbico

hab – habitantes

hab./dom. – habitantes por domicílio

hab./m² – habitantes por metro quadrado

kg – quilograma

kg/h – quilograma por hora

kg/hab.·ano – quilograma por habitante por ano

kg/m³ – quilograma por metro cúbico

kg/pes.·h – quilograma por pessoa por hora

kg C₆H₄Cl₂ eq/a – quilograma de diclorobenzeno equivalente por ano

kg CO₂ eq/a – quilograma de dióxido de carbono equivalente por ano

kg PO₄ eq/a – quilograma de fosfato equivalente por ano

kg SO₂ eq/a – quilograma de sulfato equivalente por ano

km – quilômetro

kWh – quilowatt hora

kWh/m³ – quilowatt hora por metro cúbico

kWh/t – quilowatt hora por tonelada

L – litro

L/ano – litros por ano
L/d – litros por dia
L/t – litros por tonelada
m – metro
m³ – metro cúbico
m³/ano – metro cúbico por ano
m²/t – metro quadrado por tonelada
m³/s – metro cúbico por segundo
mg/L – miligrama por litro
mg/Nm³ – miligrama por normal metro cúbico
Nº ou nº – número
Nº vezes/a – número de vezes por ano
Nº/100.000 – número dividido por 100.000
Nm³/t – normal metro cúbico por tonelada
pes./dom. – pessoas por domicílio
R\$ – reais
R\$/ano – reais por ano
R\$/hab·ano – reais por habitante por ano
R\$/kWh – reais por quilowatt hora
R\$/t – reais por tonelada
rpm – rotações por minuto
t – tonelada
t/ano – tonelada por ano
t/d – tonelada por dia
UO/a – unidade de odor por ano
UO/t – unidade de odor por tonelada

1. INTRODUÇÃO

1.1. Definição do problema

O correto gerenciamento dos resíduos sólidos é um dos principais desafios dos grandes centros urbanos no início deste novo milênio. Até bem pouco tempo atrás, no Brasil e na América Latina, as ações no campo dos resíduos sólidos restringiam-se à limpeza urbana, ou seja, os recursos eram destinados somente à coleta e à limpeza das vias públicas, ficando o tratamento e a disposição final dos resíduos completamente relegados.

Ao longo das últimas duas décadas várias ações e projetos têm sido propostos para a melhoria da disposição final e o tratamento dos resíduos sólidos urbanos. Dados da Pesquisa Nacional Saneamento Básico – PNSB – apontam uma evolução de 1,1 %, em 1989, para 27,7 % dos municípios do Brasil, em 2008, que dispõem seus resíduos de forma correta em aterros sanitários (IBGE, 2010). Em termos de massa de resíduos, os dados apontam que somente 58,3 % dos resíduos tem tratamento adequado em aterros sanitário, mostrando que o problema da disposição inadequada permanece, principalmente nos pequenos municípios. Ainda, segundo a mesma pesquisa, somente 18 % dos municípios têm algum programa de coleta seletiva e o índice de compostagem é da ordem de, apenas, 1 % do total.

Muitas das soluções que têm sido propostas trazem em si o equívoco da autossuficiência. São soluções isoladas e estanques, que não contemplam a questão dos resíduos do momento de sua geração até a destinação final, passando pelo seu tratamento. Estas “soluções”, mesmo sendo boas em princípio, não conseguem resolver o problema como um todo. De que adianta uma coleta e uma limpeza pública bem feitas, se os resíduos são colocados em um “lixão”? De que adianta uma coleta seletiva, se não há uma estrutura de beneficiamento dos materiais ou um estudo de mercado para a venda destes? De que adianta uma unidade de compostagem, se os resíduos recicláveis, por estarem sujos, tem baixo valor comercial? E se o composto estiver contaminado com metais pesados e outras substâncias químicas? De que adianta aterros bem executados, se colocarmos neles cada vez mais resíduos, em espaços cada vez mais raros, principalmente em grandes centros urbanos?

Além da falta de sistemas eficientes e abrangentes de reciclagem e recuperação de

resíduos, verifica-se um crescimento constante da geração *per capita* média de resíduos sólidos no Brasil, que atualmente é de 0,9 kg/hab.d, e que chega a 1,5 kg/hab.d em algumas capitais brasileiras. Há 15 anos esta geração *per capita* era de apenas 0,5 kg/hab.d na média nacional (CEMPRE, 2008a).

Estes números levam à estimativa da geração de cerca de 180 mil toneladas diárias de resíduos sólidos urbanos no país, que se não forem corretamente coletados, tratados e destinados, podem gerar impactos negativos tanto na qualidade do ar das cidades quanto interferências negativas nos recursos hídricos. Resíduos não coletados acabam nos sistemas de drenagem de esgotos pluviais e cloacais, impedindo o correto funcionamento destes sistemas. Além disso, a qualidade das águas também pode ser afetada se os efluentes líquidos (os lixiviados) de sistemas de compostagem e de aterros sanitários, por exemplo, não forem corretamente gerenciados e tratados.

As soluções mundialmente mais adotadas baseiam-se no gerenciamento integrado dos resíduos sólidos, conceito que combina várias técnicas para o manejo dos distintos elementos do fluxo de resíduos. Em um sistema de gerenciamento integrado todos os elementos fundamentais são avaliados e utilizados, e todas as suas interfaces e conexões são consideradas para se conseguir a solução mais eficaz e econômica (Tchobanoglous *et al.*, 1993).

Segundo Estados Unidos (1989) estabelece a seguinte hierarquia para o manejo de resíduos sólidos: 1. Redução na origem; 2. Reaproveitamento e reciclagem; 3. Tratamento; e 4. Disposição final.

Mas somente a simples hierarquização como proposta acima não é o suficiente para a definição de qual o sistema integrado de gerenciamento de resíduos mais adequado para determinada cidade ou região. A utilização somente da hierarquização não permite o estabelecimento de um sistema otimizado ou que apresente os melhores resultados.

Não está claro ainda, entretanto, como um sistema municipal de gerenciamento de resíduos sólidos pode ser desenvolvido de modo que seja integrado e sustentável. Segundo White *et al.* (1995), gerenciamento integrado e sustentável de resíduos sólidos é uma forma diferenciada de manejo de resíduos que combina diferentes métodos de coleta e tratamento para lidar com todos os materiais no fluxo de geração e descarte de resíduos, de maneira ambientalmente efetiva, economicamente viável e socialmente aceitável. Ainda segundo os mesmos autores, um sistema integrado inclui a segregação na origem e a coleta de todos os tipos de resíduos e de todas as fontes, seguido por uma, ou mais, das seguintes opções: recu-

peração ou valorização secundária de materiais (reciclagem), tratamento biológico da matéria orgânica, tratamento térmico e aterro sanitário (com e sem recuperação de energia).

Esforços consideráveis têm sido feitos na análise e pesquisa dos aspectos práticos dos sistemas municipais de manejo de resíduos (como coleta, transporte, tratamento e disposição final) e sobre a percepção das pessoas sobre separação na origem, reciclagem, incineração e aterro sanitário, mas os administradores e gerentes de sistemas de manejo de resíduos muitas vezes não têm a perspectiva de análise do sistema em longo prazo.

Wilson *et al.* (2001) avaliaram os sistemas de manejo de resíduos de onze diferentes programas-líder de gerenciamento municipal na Comunidade Europeia, em nove diferentes países. Nesta avaliação, os aspectos econômico, social, político, ambiental, legal e técnico de cada programa específico foram explorados e analisados. Uma das principais conclusões deste estudo é que, em função do grande número de variáveis envolvidas e das diferentes questões intrínsecas a cada município, não há “um modo correto” para manejar os resíduos ou para criar um sistema integrado de gerenciamento. Mas há metodologias de como chegar ao melhor modo de fazê-lo; por isso, cada municipalidade deverá buscar o desenvolvimento de seu próprio modelo ou sistema, baseado nas características e peculiaridades locais.

Kuhn (2003) designou como paradigmáticas as realizações científicas que geram modelos que, por período mais ou menos longo e de modo mais ou menos explícito, orientam o desenvolvimento posterior das pesquisas exclusivamente na busca da solução para os problemas por elas suscitados. No gerenciamento dos resíduos urbanos faz-se necessário uma mudança de paradigma, de busca de novos modelos, deixando de identificar os administradores públicos como simples gestores de resíduos, e passando-os a gestores de recursos, seja este o composto, materiais para geração de energia ou calor, recuperação de materiais para (re)produção de bens de consumo, etc., sendo o resíduo sólido final apenas mais um material a ser gerenciado.

A busca de sistemas de desenvolvimento sustentável também se aplica ao gerenciamento dos resíduos sólidos municipais. Sustentabilidade é um termo usado para definir ações e atividades humanas destinadas a suprir as necessidades atuais dos seres humanos, sem comprometer o futuro das próximas gerações, ou seja, a sustentabilidade está diretamente relacionada ao desenvolvimento econômico e material sem agredir o meio ambiente, usando os recursos naturais de forma inteligente para que eles se mantenham no futuro, e tratando adequadamente os resíduos resultantes das atividades humanas. A “Agenda 21” (ONU, 1992), um

documento resultante do encontro mundial promovido pela organização das Nações Unidas – ONU – ocorrido no Rio de Janeiro, estabelece que um dos caminhos da construção da sustentabilidade passa obrigatoriamente pela participação da população na definição dos sistemas a serem adotados. Continua sendo um grande desafio aos administradores e gestores públicos estabelecerem e implementarem estes sistemas sustentáveis.

Para a definição dos sistemas sustentáveis de manejo de resíduos a montagem de cenários com diferentes opções de coleta, de tratamento e de disposição final tem sido utilizada. Cenários de gerenciamento de resíduos são as diferentes possíveis alternativas de manejo dos resíduos, que podem incluir as etapas de coleta, transporte, triagem centralizada, reciclagem de materiais, tratamento biológico, tratamento térmico e aterro sanitário. Quando o objetivo é definição do melhor sistema para uma cidade, o que se busca é a combinação destas diferentes técnicas e tecnologias que resulte no sistema mais ambientalmente efetivo em termos de emissões gasosas, líquidas e de resíduo sólido final; em um custo mais viável; e que seja socialmente aceitável pela população.

Nesta busca por novas formulações de sistemas de gerenciamento de resíduos a questão que se coloca é se “a participação social na definição de modelos de gerenciamento integrado de resíduos sólidos urbanos resulta em um sistema mais sustentável do que modelos desenvolvidos somente com a participação de técnicos especialistas?”.

1.2. Relevância e justificativa do trabalho

A tomada de decisão na adoção de soluções de gerenciamento de resíduos sólidos no âmbito dos decisores municipais – e atualmente regionais (consórcios), com a implantação cada vez em maior número dos consórcios de municípios, consórcios esses incentivados pela Lei Federal 11.107/2005 – Lei dos Consórcios Públicos – (Brasil, 2005) e pela Lei Federal 12.305/2010 – Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) (Brasil, 2010) – é realizada, de maneira geral, empiricamente e sem critérios técnicos bem definidos.

Este fato deve-se de um lado ao despreparo técnico e gerencial destes administradores, mas também, fundamentalmente, à falta de uma metodologia aplicada que possibilite o auxílio à tomada de decisão no complexo campo de definições e escolhas de cenários de gerenciamento integrado de resíduos sólidos urbanos.

No gerenciamento de resíduos sólidos urbanos, dependendo das diferentes alterna-

tivas e técnicas utilizadas para manejar, transportar, processar, tratar e dispor os resíduos, tem-se potencial de geração de impactos ambientais resultantes das emissões gasosas, líquidas e resíduos finais das diversas etapas do sistema de manejo.

No que diz respeito às emissões gasosas, o gerenciamento dos resíduos sólidos municipais tem uma importante participação na emissão dos gases que causam o aquecimento global (Estados Unidos, 2002). O aterro Bordo Poniente da Cidade do México, por exemplo, que recebe 12 mil toneladas de resíduos sólidos por dia é responsável por 15 % das emissões de gases causadores do efeito estufa naquela cidade (Cevallos, 2008). Ações que levam à redução da geração na origem, ao aumento da reciclagem e da compostagem, e ao aproveitamento energético dos gases dos aterros sanitários reduzem as emissões destes gases.

Outra grande fonte de emissão de gases poluentes no sistema de gerenciamento de resíduos está na etapa de coleta e de transporte, onde roteiros de coleta mal dimensionados e as distâncias cada vez maiores das unidades de tratamento, em especial as de disposição final (os aterros sanitários), são responsáveis pela emissão de níveis consideráveis de poluentes atmosféricos e de gás carbônico. Processos de tratamento como a incineração, a compostagem, a digestão anaeróbia e o próprio processo de reciclagem dos materiais também geram gases poluentes.

O correto gerenciamento dos resíduos sólidos está diretamente ligado à manutenção da qualidade das águas superficiais e subterrâneas. Eficácia nos serviços de coleta e limpeza urbana evita que os resíduos cheguem às redes de drenagem. Em uma avaliação realizada por Cotrim (2007) os resíduos que chegam à rede de drenagem, especialmente em bacias hidrográficas urbanas com população de baixa renda, varia entre 3,4 a 5 % de todos os resíduos urbanos gerados na bacia.

Nos aterros sanitários ocorre a emissão dos lixiviados, que são os líquidos oriundos da decomposição dos resíduos orgânicos e das águas pluviais infiltradas pelo aterro. Os lixiviados têm altas cargas orgânicas (mesmo aterros mais velhos apresentam DQO – demanda química de oxigênio – acima de 10.000 mg/L) e altas concentrações de amônia (de 2.000 a 3.000 mg/L). Além disso, estes lixiviados são de difícil tratabilidade. Mesmo os resíduos ditos seletivos (papel, plástico, vidro e metais) têm emissões líquidas que podem afetar negativamente os recursos hídricos quando são submetidos aos processos de reciclagem.

Quanto aos aterros sanitários, principal método de disposição final de resíduos sólidos utilizado no Brasil, estes têm restrições cada vez maiores à sua implantação. As comuni-

dades das áreas vizinhas a estes empreendimentos, via de regra, não querem sua implantação. Além disso, aumentam também as restrições e os controles ambientais, o que por sua vez acarreta maiores custos de implantação e de operação. Devido a esta dificuldade de localização de áreas para novos aterros, estes se localizam em áreas cada vez distantes dos centros urbanos, implicando em grandes distâncias de transporte, com maiores custos associados e maior emissão de gases pelos veículos transportadores.

Por estas razões, a meta de um sistema de gerenciamento de resíduos deve ser enviar cada vez menos resíduos aos aterros, aumentando sua vida útil e diminuindo seu potencial de causar impactos ambientais negativos.

A limpeza urbana e o gerenciamento dos resíduos sólidos municipais correspondem a uma fatia que varia de 5 a 15 % dos orçamentos públicos dos municípios – quanto menor a população do município, maior a participação do setor no bolo orçamentário (CEPIS, 2005). Na Cidade de Porto Alegre, por exemplo, a despesa com o gerenciamento dos resíduos sólidos gerados por cerca de 1,4 milhão de pessoas em 2010 foi de aproximadamente R\$ 200 milhões, o equivale a 5,6 % do orçamento anual total de Prefeitura Municipal (DMLU, 2011). Considerando que estes serviços consomem grande quantia de recursos é premente a construção de sistemas e soluções economicamente sustentáveis ao longo do tempo.

O planejamento sistemático do setor de resíduos sólidos por parte do poder público (planos municipais, intermunicipais, microrregionais, estaduais e nacional) torna-se ainda mais relevante com a aprovação da Política Nacional de Resíduos Sólidos em agosto de 2010 (Lei Federal 12.305/2010). Esta nova legislação instituiu a obrigatoriedade da elaboração dos Planos Municipais de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos por parte do município bem como os Planos Estaduais e Nacional de Resíduos Sólidos. Estabelece ainda a priorização da redução na origem, da reciclagem e do tratamento dos resíduos (com a obrigatoriedade dos municípios estabelecerem metas de reciclagem e de redução de envio para aterro sanitário), destinando para aterros sanitários somente aqueles resíduos que não podem ser reaproveitados, os chamados rejeitos, bem como comprovação da viabilidade técnica e ambiental de tecnologias de recuperação energética de resíduos.

Um movimento que já vinha acontecendo no Brasil, e que foi reforçado com a aprovação da PNRS, é a entrada de empresas estrangeiras tentando vender as mais diferentes tecnologias de tratamento de resíduos. Atualmente os decisores, na sua maioria técnicos e administradores municipais, não possuem os elementos necessários para decidir qual a melhor

solução para o seu município. Isso reforça a necessidade do desenvolvimento e utilização de técnicas estruturadas de apoio à tomada de decisão na definição de sistemas de gerenciamento de resíduos urbanos.

Fica explícita, pelo estabelecido na política de resíduos sólidos, a importância do estabelecimento de metodologias, aplicáveis à realidade brasileira, que atendam aos princípios e objetivos desta política, em especial a visão sistêmica da gestão dos resíduos, a sustentabilidade, e ao direito da sociedade à informação e ao controle social.

Por fim, é de fundamental importância a participação social na definição do sistema de gerenciamento a ser adotado em determinado município, pois conforme afirmam Joos *et al.* (1999), um sistema ou programa de gerenciamento de resíduos que ignora os aspectos sociais está fadado ao fracasso. Daí a relevância do estabelecimento de um procedimento metodológico que incorpore os atores sociais no processo de tomada de decisão.

Desta forma, o sistema a ser adotado deverá atender ao tripé da sustentabilidade: ambiental, econômico e social.

2. HIPÓTESE E OBJETIVOS DA PESQUISA

2.1. Hipótese da pesquisa

A hipótese considerada neste trabalho é a de que quando são utilizadas técnicas estruturadas de apoio à decisão, a participação social na definição de modelos de gerenciamento integrado de resíduos sólidos urbanos resulta em um sistema mais sustentável do que modelos desenvolvidos somente com a participação de técnicos especialistas do órgão público responsável pelo setor.

2.2. Objetivos

O objetivo geral desta pesquisa é estruturar e avaliar distintas formas de apoio à tomada de decisão na definição de sistema municipal de gerenciamento integrado de resíduos sólidos urbanos, discutindo a sua viabilidade e sustentabilidade. Para isso foi considerada a participação exclusiva de técnicos especialistas do órgão municipal gestor de resíduos sólidos, e também a participação de outros atores sociais não necessariamente especialistas nesta área.

Os objetivos específicos do trabalho são:

1. Avaliar as diferentes formas de definição de sistemas de gerenciamento de resíduos urbanos;
2. Avaliar a importância da participação social, ou dos diferentes atores sociais envolvidos com o gerenciamento dos resíduos urbanos, na montagem de possíveis cenários ou alternativas futuras de gerenciamento e no processo final de escolha das melhores alternativas;
3. Avaliar a aplicabilidade de ferramentas computacionais no processo de tomada de decisão de formação de planos de gerenciamento integrado de resíduos urbanos;
4. Avaliar a sustentabilidade ambiental na avaliação dos cenários de gerenciamento dos resíduos;

5. Avaliar a sustentabilidade econômica na avaliação dos cenários de gerenciamento de resíduos;
6. Avaliar a sustentabilidade social na avaliação dos cenários de gerenciamento de resíduos;
7. Estabelecer um índice de sustentabilidade geral na avaliação de cenários de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos;
8. Verificar os impactos do ciclo de vida por etapa do sistema de gerenciamento integrado: coleta, tratamento e disposição final;
9. Testar a metodologia proposta em uma situação real de tomada de decisão de diferentes cenários futuros de gerenciamento de resíduos sólidos para o município de Porto Alegre, RS.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos

3.1.1. Definição de resíduos e de resíduos sólidos urbanos – RSU

Várias definições têm sido utilizadas para “resíduos” de modo geral e de modo particular para resíduos sólidos urbanos. Segundo McDougall *et al.* (2001) “resíduos sólidos” podem ser definidos como materiais para os quais não há uso econômico corrente ou em um futuro próximo e para os quais tratamento e/ou destino final são requeridos. Outra definição descrita pelos autores (definição que é adotada pelo PNUMA – Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente) diz que “resíduos sólidos” são objetos que os seus proprietários não querem, não necessitam ou para os quais não tem mais nenhum uso, e para os quais tratamento e/ou disposição final será necessária.

Segundo a NBR 10.004 (ABNT, 2004) “resíduos sólidos” são resíduos nos estados sólido e semissólido, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, que são os gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnica e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível.

A política nacional de resíduos sólidos (Lei Federal nº 12.305/2010) define como “resíduos sólidos” o material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, a cuja destinação final se procede nos estados sólido ou semissólido, bem como gases em recipientes e líquidos que não possam descartadas nas redes de esgotos. A mesma Lei ainda define o termo “rejeito”, que é o resíduo sólido que, depois de esgotadas todas as possibilidades de tratamento e recuperação por processos tecnológicos disponíveis e economicamente viáveis não apresenta outra possibilidade que não a disposição final ambientalmente adequada.

A Lei dos Resíduos Sólidos diferencia ainda os termos “gestão” e “gerenciamento”. Segundo a PNRS, gerenciamento de resíduos sólidos é o conjunto de ações exercidas nas

etapas de coleta, transporte, transbordo, tratamento e destinação final ambientalmente adequada dos resíduos sólidos e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos, de acordo com os planos estabelecidos. Ou seja, “gerenciamento” é o termo a ser utilizado ao se tratar da logística do manejo de resíduos urbanos.

Já o termo “gestão integrada de resíduos sólidos”, segundo a mesma Lei, é o conjunto de ações voltadas para a busca de soluções para os resíduos sólidos, de forma a considerar as dimensões política, econômica, ambiental, cultural e social, com controle social e sob a premissa do gerenciamento sustentável.

Os incisos I e V do art. 30 da Constituição Federal estabelecem como atribuição municipal legislar sobre assuntos de interesse local, especialmente quanto à organização dos seus serviços públicos. Fica, portanto, definida claramente a competência do Município quanto ao gerenciamento dos serviços de limpeza urbana, fato que tradicionalmente vem ocorrendo no Brasil. Segundo a Lei Federal nº 11.107/2005 os municípios podem se unir formando consórcios públicos para gerenciar total ou parcialmente a limpeza pública e dos resíduos sólidos. Sendo um tema de competência local, ou seja, dos municípios, a definição de quais resíduos fazem parte dos resíduos urbanos varia de acordo com o município.

Há vários tipos de classificação de resíduos sólidos que se baseiam em determinadas características ou propriedades identificadas. No contexto do gerenciamento municipal a classificação mais utilizada é a em função da origem (do local onde o resíduo é gerado):

- residencial ou domiciliar;
- comercial e institucional;
- industrial;
- de serviços de saúde;
- públicos (de varrição, capina, podas e limpeza de parques e praças);
- especiais (volumes e perigosos domésticos).

Das tipologias listadas acima, são de responsabilidade da municipalidade os resíduos residenciais ou domiciliares, os comerciais e institucionais de pequenos volumes diários (via de regra até 100 L/d) e os resíduos públicos.

O Código Municipal de Limpeza Urbana de Porto Alegre – Lei Complementar nº 234/1990 – (Porto Alegre, 1990) define como sendo de responsabilidade exclusiva do executivo municipal o gerenciamento (coleta, tratamento e destino final) dos resíduos ordinários domiciliares – incluindo os seletivos – e dos resíduos públicos, que são os resíduos sólidos

provenientes dos serviços de limpeza urbana executados nas vias e logradouros públicos. Nos resíduos domiciliares estão inclusos os comerciais e institucionais com características similares aos residenciais e que não ultrapassem ao volume de 100 litros por dia. Todos os demais resíduos são de responsabilidade exclusiva de seus geradores.

Para este trabalho será adotado o termo resíduo sólido urbano – RSU – para os resíduos domiciliares (ordinários e seletivos), comerciais e institucionais, acrescidos dos resíduos de limpeza urbana, conforme definido pela Lei 12.305/2010 em seu Art. 13º; pois são estes os normalmente recolhidos pelos sistemas de coleta e gerenciados pelos poderes públicos municipais e que farão parte do sistema integrado a ser analisado pelos modelos de inventário de ciclo vida – ICV – como o caso desta pesquisa.

3.1.2. Gerenciamento integrado

Segundo White *et al.* (1995), gerenciamento integrado de resíduos sólidos é uma forma diferenciada de manejo de resíduos que combina diferentes métodos de coleta e tratamento para lidar com todos os materiais no fluxo de geração e descarte de resíduos, de maneira ambientalmente efetiva, economicamente viável e socialmente aceitável. Ainda segundo os mesmos autores, um sistema integrado inclui a segregação na origem e a coleta de todos os tipos de resíduos e de todas as fontes, seguido por uma ou mais das seguintes opções: recuperação ou valorização secundária de materiais (reciclagem), tratamento biológico da matéria orgânica, tratamento térmico e aterro sanitário.

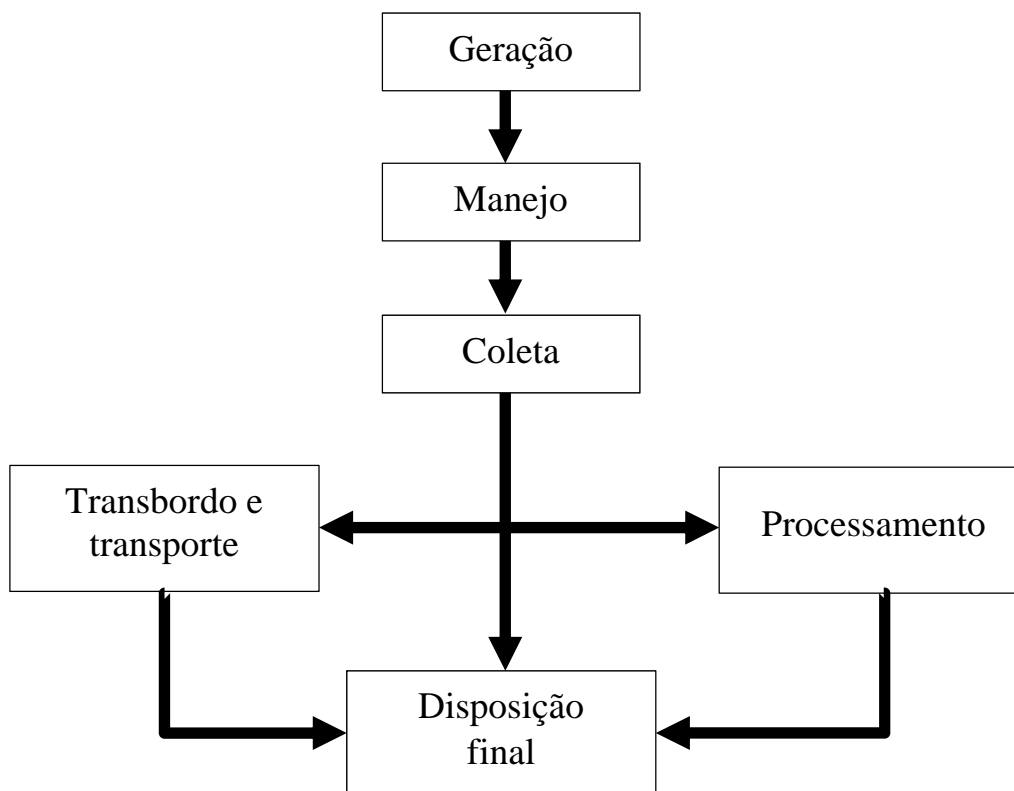
No Brasil poucas experiências têm sido postas em prática adotando estes conceitos, menos ainda tem sido publicado. Na primeira metade da década de 90 foram desenvolvidos sistemas integrados em Porto Alegre – RS (Reichert *et al.*, 1993; Reichert, 1999) e Belo Horizonte – MG (Campos e Abreu, 1995).

Na Figura 3.1 é apresentada uma representação esquemática dos conceitos do gerenciamento integrado. No sistema apresentado estão contemplados resíduos das diferentes fontes ou origens, a separação na origem, o manejo e o armazenamento e a coleta diferenciada; passando pelo processamento e o tratamento, como a triagem e a reciclagem de resíduos seletivos secos e a compostagem dos resíduos orgânicos. Aparece ainda a necessidade da disposição final em aterro sanitário.

Embora as experiências brasileiras no desenvolvimento de sistemas integrados sejam ainda incipientes, inúmeros projetos têm surgido, principalmente, na implantação de pro-

gramas de coleta seletiva, reaproveitamento de materiais e compostagem, além da implantação gradativa dos aterros sanitários como forma de disposição final. O problema está nestas iniciativas, que embora devam ser aplaudidas e incentivadas, carecerem de uma articulação ou integração de modo a obter melhor desempenho econômico e ambiental.

Figura 3.1 – Conceito de gerenciamento integrado de resíduos sólidos urbanos



(Fonte: Tchobanoglous *et al.*, 1993)

A simples hierarquização do manejo de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos proposta pela Agência de Proteção Ambiental Estadunidense (EPA, 1989) não é capaz de ser útil na tomada de decisão da escolha dos sistemas mais adequados e sustentáveis. Esta hierarquia para o manejo de resíduos sólidos estabelece a prioridade da redução na geração, seguido pelo reaproveitamento e a reciclagem (os 3 R's) passando pelo tratamento (como a incineração) e dispendo no solo somente os rejeitos.

Não está claro ainda, entretanto, como um sistema municipal de gerenciamento de resíduos sólidos pode ser desenvolvido de modo que seja economicamente viável, ambientalmente efetivo e socialmente aceitável. Esforços consideráveis têm sido feitos na análise e pesquisa dos aspectos práticos dos sistemas municipais de manejo de resíduos (como coleta, transporte, tratamento e disposição) e sobre a percepção das pessoas sobre separação na ori-

gem, reciclagem, incineração e aterro sanitário, mas os administradores e gerentes de sistemas de manejo de resíduos muitas vezes não têm a perspectiva de análise do sistema em longo prazo. Wilson *et al.* (2001) avaliaram os sistemas de manejo de resíduos de 11 diferentes programas-líder de gerenciamento municipal na Comunidade Européia, em 9 diferentes países. Foram explorados e analisados os aspectos econômico, social, político, ambiental, legal e técnico de cada programa específico.

Faz-se necessário uma mudança de paradigma, deixando de identificar os administradores públicos como simples gestores de resíduos, e passando-os a gestores de recursos, seja este o composto, materiais para geração de energia ou calor, recuperação de materiais para (re)produção de bens de consumo, entre outros, sendo o resíduo sólido final apenas mais um material a ser gerenciado.

O Brasil ainda carece de uma base de dados suficientemente ampla e confiável na área de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos. O IBGE tem informações sobre os sistemas de saneamento no país desde o início da década de 1990. Os resultados têm sido publicados nas Pesquisas Nacionais de Saneamento Básico – PNSB (foram feitas cinco pesquisas: 1974, 1977, 1989, 2000 e 2008). O Ministério das Cidades, através do Programa de Modernização do Setor de Saneamento – PMSS – vem levantando e divulgando indicadores nacionais em saneamento através do SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento.

Em função do grande número de variáveis envolvidas, e das diferentes questões intrínsecas a cada município, não há um modo “correto” para manejar os resíduos ou para criar um sistema integrado de gerenciamento (Wilson *et al.*, 2001). Metodologias de apoio à decisão servem, entretanto, de suporte para que cada municipalidade busque o desenvolvimento de seu próprio modelo, baseado nas características e peculiaridades locais.

O SNIS é um sistema que reúne informações e indicadores sobre a prestação dos serviços de água e esgotos provenientes de uma amostra de prestadores que operam no Brasil. O Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos é um produto extraído do SNIS, elaborado anualmente desde 2002, que incorpora os dados enviados pelos municípios que atenderam à solicitação para participar do trabalho.

A questão do desempenho financeiro dos sistemas de gerenciamento de resíduos continua sendo um problema a ser resolvido, sendo que os dados SNIS de 2006 mostram que 40,1 % dos municípios não fazem qualquer cobrança pelos serviços de limpeza urbana (Brasil, 2008). Nos municípios que cobram pelos serviços o valor médio verificado é de R\$

31,00/hab.ano. Já despesa média anual *per capita* nos municípios é de R\$ 62,28/hab.ano, com variações de acordo com o tamanho da população (ver Tabela 3.1).

Tabela 3.1 – Alguns indicadores de resíduos sólidos urbanos de municípios brasileiros

Faixa populacional	RSU kg/hab.d	RSD kg/hab.d	Coleta seletiva (%)	Coleta seletiva kg/hab.ano	Reciclagem kg/hab.ano	Custo da coleta R\$/t	Despesa com RSU R\$/hab.ano
até 30.000 hab	0,83	0,61	65,8	13,2	9,2	47,34	35,78
de 30.001 até 100.000 hab	0,74	0,56	54,8	18,3	8,4	61,45	44,96
de 100.001 até 250.00 hab	0,92	0,71	71,7	9,1	4,2	45,33	39,32
de 250.001 até 1.000.000 hab	0,82	0,66	84,3	7,8	2,9	60,78	50,40
de 1.000.001 até 3.000.000 hab	0,95	0,69	100,0	4,1	3,8	68,75	72,96
mais de 3.000.000 hab	1,07	0,79	100,0	1,7	1,2	64,91	76,92
Média dos municípios	0,93	0,71	72,3	4,6	2,8	61,32	62,28

Fonte: Tabela montada a partir de Brasil – SNIS (2008)

Notas: RSU = geração *per capita* de resíduos domiciliares + resíduos públicos; RSD = geração *per capita* de resíduos sólidos domiciliares; A coluna “Coleta seletiva (%)” representa a porcentagem dos municípios que dizem ter serviços de coleta seletiva, sem análise de cobertura ou eficiência do serviço; Valores monetários base ano 2006. Valores constantes na tabela são referentes às médias dos municípios que responderam o questionário do SNIS em resíduos sólidos.

Embora as despesas com o manejo dos resíduos sólidos representem, em média 6 % das despesas correntes dos municípios brasileiros – variando de 3,7 % a 6,1 % nas cidades de maior porte, segundo Brasil (2008) – as receitas arrecadadas se mostram insuficientes para manter as atividades de gerenciamento dos resíduos sólidos, sendo, como regra, que as receitas arrecadadas cobrem somente 50 % dos gastos realizados pelos municípios nesta área. Este fato é preocupante e merece especial atenção no momento de definição de modelos de sistemas integrados de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos.

Alguns destes indicadores levantados pelo SNIS serão apresentados nos próximos subcapítulos, onde também serão discutidos os principais elementos ou etapas que constituem um sistema integrado de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos e a sua importância para o processo de apoio a tomada de decisão baseado na avaliação do ciclo de vida.

3.1.3. Geração e composição gravimétrica

A falta de um sistema de coleta de dados compreensivos e padronizados sobre quantidades e composição de resíduos sólidos é um dos fatores limitantes para o desenvolvimento de sistemas efetivos de gerenciamento de resíduos sólidos tanto no Brasil como em países desenvolvidos.

Em 2008 foi disponibilizada a pesquisa realizada pelo SNIS de indicadores em resíduos urbanos referente ao ano de 2006 que amostrou 247 municípios que representam 48,8 % da população brasileira e 53 % dos resíduos municipais gerados no país (Brasil, 2008).

A massa média de resíduos urbanos (considerando os resíduos domiciliares e os resíduos públicos) coletados no Brasil é de 0,92 kg/hab.d; e é de 0,71 kg/hab.d se forem considerados apenas os resíduos domiciliares. Conforme pode ser visto na Tabela 3.1, de maneira geral, as cidades de maior população apresentam maiores gerações *per capita*s de resíduos.

A importância do nível econômico e dos modelos de produção e de consumo das sociedades fica evidente quando se verificam as gerações *per capita*s de resíduos em países desenvolvidos como Alemanha (1,0 kg/hab.d), França (1,5 kg/hab.d), Dinamarca (1,7 kg/hab.d), Holanda (1,9 kg/hab.d), Canadá (2,0 kg/hab.d), Estados Unidos (2,3 kg/hab.d) e Hong Kong (5,9 kg/hab.d) (McDougall *et al.*, 2001). Também nos indicadores destes países há variações dos tipos de resíduos considerados para as estatísticas do que é de fato classificado como RSU.

A heterogeneidade encontrada entre os resíduos sólidos urbanos é imensa. As características quali-quantitativas dos resíduos variam em função das características da cidade e de acordo com as mudanças climáticas e sazonais. Variam também com as alterações que ocorrem na população que os produz, ou seja, os resíduos diferem de composição em razão dos hábitos e padrões de vida da comunidade. Mudanças na política econômica de um país, e no nível de renda da sua população, também são causas para uma variação na massa de resíduos de determinada comunidade.

A determinação da composição gravimétrica dos resíduos sólidos é outro dado essencial. No caso dos resíduos de origem domiciliar e comercial, normalmente dispostos em aterros sanitários, os componentes comumente discriminados na composição gravimétrica são: matéria orgânica putrescível, metais ferrosos, metais não-ferrosos, papel, papelão, plásticos rígidos, plásticos filme, vidro, trapos, borracha, couro, madeira e rejeito, entre outros. Na literatura são apresentados diferentes métodos para realizar o estudo de composição gravimétrica dos resíduos urbanos, a maior parte baseada no quarteamento da amostra, como em D'Almeida e Vilhena (2000), Pessin *et al.* (2002), Cintra *et al.* (2003) e Costa *et al.* (2003).

Os dados de composição também não podem ser diretamente comparados, ou podem ser comparados com ressalvas, uma vez que aqui também não fica claro quais os resíduos que foram caracterizados, se somente os residenciais, ou se há resíduos comerciais e industriais misturados. De qualquer maneira, é possível verificar que países industrializados apresentam mais frações de matéria orgânica putrescível e de papel/papelão (ver Tabela 3.2).

Plásticos, metais e vidros estão presentes em uma porcentagem muito menor. Paí-

ses em desenvolvimento, como a Índia e mesmo o Brasil, têm geralmente frações maiores de resíduos orgânicos putrescíveis do que os países do hemisfério norte onde o consumo de produtos pré-processados é alto, com a porcentagem de papel/papelão apresentado tendência contrária.

Tabela 3.2 – Variação geográfica da composição gravimétrica dos RSU – por países

Material	Composição em massa úmida (%) – Países				
	Reino Unido	Espanha	Hungria	Índia	Brasil
Papel / papelão	37	21	19	6	13
Plásticos	10	11	4	4	16
Vidros	9	7	3	2	3
Metais	7	4	4	2	2
MO putrescível	19	44	32	42	57
Outros	18	13	38	44	9

Fonte: Para Reino Unido, Espanha, Hungria e Índia (Adaptado de McDougall, 2001) e para Brasil (Adaptado de ABRELPE, 2006)

Dados de composição gravimétrica de RSU são geralmente apresentados na literatura com base no percentual de massa úmida. O teor de umidade representa a quantidade de água presente no resíduo, medida em porcentagem de sua massa. A umidade dos RSU varia de 40 a 60 %, podendo chegar a 70 % quando considerados somente os resíduos orgânicos putrescíveis, e tem influência direta sobre a velocidade da decomposição em processos biológicos, como a compostagem, também sobre a massa específica aparente dos resíduos, sobre a geração de lixiviados em aterros sanitários; e sobre o poder calorífico em processos térmicos.

Nas cidades brasileiras, conforme é mostrado na tabela 3.3, a fração orgânica putrescível fica, na média, abaixo dos 50 %, sendo que os materiais recicláveis que mais aparecem são os plásticos e papel/papelão, nesta ordem; com pequena porcentagem de vidros e metais. Deve-se salientar que nas cidades listadas na tabela abaixo existem sistemas de coleta seletiva, com maior ou menor cobertura e eficiência, mas que retiram materiais recicláveis do fluxo dos resíduos que vão aos aterros, onde normalmente são feitas as caracterizações gravimétricas. Os dados desta tabela referem-se, portanto, à composição dos resíduos que chegam ao aterro, e não necessariamente, à composição dos resíduos efetivamente gerados nas residências, uma vez que os resíduos seletivos não estão aí incluídos.

A quantidade e composição dos resíduos sólidos gerados em uma região podem ser afetadas por qualquer tentativa de promover a redução na fonte. Uma forma de redução na fonte é a compostagem caseira. Na Europa, e mesmo no Brasil, uma variedade de composteiras caseiras está disponível para a compostagem de resíduos de alimentos e de jardinagem (McDougall *et al.*, 2001; Ellwanger *et al.*, 2002), sendo que algumas municipalidades fazem

esforços para que os moradores adotem tais sistemas, reduzindo assim tanto o volume coletado quanto o tratado ou destinado. Estudos realizados na Europa demonstraram que 13 % dos resíduos podem ser reduzidos na fonte através da compostagem caseira (McDougall *et al.*, 2001).

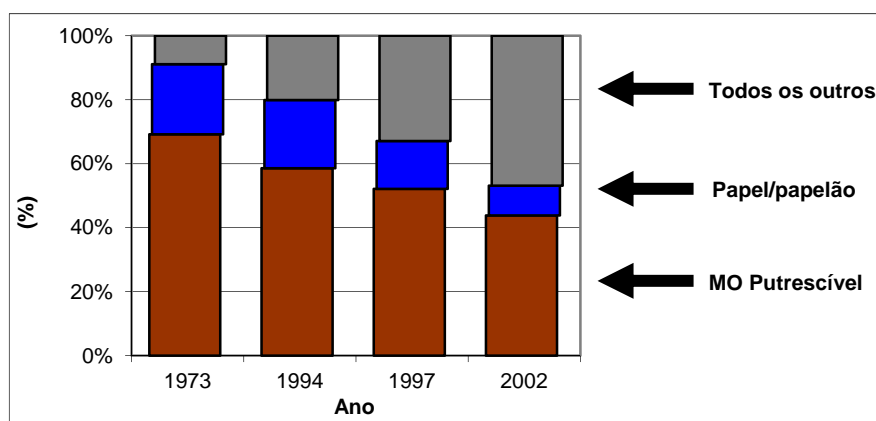
Tabela 3.3 – Variação geográfica da composição gravimétrica dos RSU – por cidades brasileiras

Material	Composição em massa úmida (%) – Cidades Brasileiras				
	Belo Horizonte	Campina Grande	Caxias do Sul	Curitiba	Porto Alegre
Papel / papelão	18	11	8	18	10
Plásticos	16	24	10	19	13
Vidros	3	2	3	3	3
Metais	3	5	2	3	4
MO putrescível	43	43	56	38	44
Outros	17	15	21	19	26

Fonte adaptada: Para Belo Horizonte - MG (Costa *et al.*, 2003), Campina Grande - PB (Pereira e Melo, 2008), Caxias do Sul - RS (Schneider *et al.*, 2004), Curitiba - PR (Consórcio Intermunicipal, 2008), Porto Alegre - RS (Reichert, 2004)

Comparando algumas das caracterizações, em termos de composição gravimétrica dos RSU de Porto Alegre ao longo dos últimos 30 anos, verifica-se um decréscimo percentual da fração orgânica – tanto da fração orgânica facilmente biodegradável quanto do papel. Uma das possíveis explicações para tal fato é o aumento do consumo de produtos pré-industrializados (neste caso os resíduos orgânicos são gerados na indústria e não nos domicílios); e outra é o aumento de embalagens e envases de plásticos e metal, em substituição ao papel. Esta variação na composição pode ser melhor visualizada na Figura 3.2 na sequência, onde se vê que os orgânicos significavam cerca de 91 % da massa total de RSU domiciliares em 1973; e que em 2002, este percentual baixou para 53 %.

Figura 3.2 – Evolução da composição gravimétrica no tempo, no município de Porto Alegre



(Fonte: Reichert, 2004)

3.1.4. Coleta e transporte

A coleta dos resíduos urbanos está no centro de um sistema integrado de gerenciamento de resíduos urbanos. A maneira como os resíduos são coletados e segregados determina quais as opções de tratamento podem ser utilizadas na sequência, e, de modo particular se métodos como reciclagem de materiais, tratamento biológico ou tratamento térmico são econômica e ambientalmente viáveis. A separação na origem e a forma de coleta podem definir se um determinado resíduo terá ou não mercado para a reciclagem. Papel contaminado com resíduo oleoso, por exemplo, não terá mais mercado; assim como matéria orgânica contaminada com metais pesados ou com restos de medicamentos, também não se prestará mais à compostagem, pois resultará em um produto (o composto) contaminado.

A etapa de coleta é também o ponto de contato entre os geradores de resíduos (neste caso as residências e os estabelecimentos comerciais) e os gerentes do sistema de gerenciamento (a municipalidade), e conforme afirmam McDougall *et al.* (2001) esta relação deve ser cuidadosamente conduzida para assegurar a eficiência do sistema. O gerador necessita que seu resíduo sólido seja coletado com um mínimo de inconveniência, enquanto que o coletor necessita receber o resíduo de forma compatível com o método de tratamento planejado. Do ponto de vista do gerador, a coleta dos resíduos misturados em uma única coleta provavelmente seja o método mais conveniente, tanto nas necessidades de tempo e de espaço. Este método limitará, entretanto, as opções subsequentes de tratamento. Há claramente um ponto de equilíbrio a ser atingido entre estas duas necessidades conflitantes, um sistema de gerenciamento de resíduos que não atinja este equilíbrio nesta relação possivelmente não terá sucesso.

Na tabela 3.4 é apresentada uma forma de estimar a quantidade de material que pode ser efetivamente esperada como recuperável pela coleta seletiva de resíduos, apontando os fatores que intervêm no processo, como o nível de conveniência e o nível de motivação da população.

Zaneti (2006) em uma pesquisa feita sobre o sistema de gerenciamento de resíduos sólidos de Porto Alegre, em especial sobre a coleta seletiva, verificou que 71,9 % das pessoas afirmaram que faziam “sempre” a segregação em casa para fins de coleta seletiva. Quando somadas as repostas também dos que responderam “geralmente faço” ou “raramente faço”, este índice subiu para 88,2 %. Entre os motivos apontados na pesquisa em relação aos motivos de não adesão à coleta seletiva, as respostas que mais apareceram foram “porque não tem espaço para guardar” e “porque o caminhão coletor passa para recolher apenas uma vez

por semana”.

Tabela 3.4 – Influências sobre a separação na origem e recuperação de materiais

Total de material recuperado = Total de material no fluxo de resíduo x Índice de participação x Eficiência da segregação	
Total de material no fluxo de resíduo:	ver item 2.1.3.
Índice de participação:	% de residências que disponibilizam resíduos segregados regularmente
Eficiência da segregação:	% de material corretamente segregado e separado
Tanto o índice de participação como a eficiência de segregação serão influenciados por:	
Nível de conveniência:	Total de tipos de materiais a serem segregados Dificuldade de segregação Frequência e confiabilidade da coleta Espaço extra de armazenamento requerido Distância ao ponto de coleta Problemas de higiene
Nível de motivação:	Qualidade e frequência das comunicações (publicidade) Nível de consciência ambiental Pressão/influência de familiares e amigos Requerimentos legais Disponibilidade de alternativas de disposição Redução de custos/incentivos para gerar menos resíduos

Fonte: McDougall *et al.* (2001)

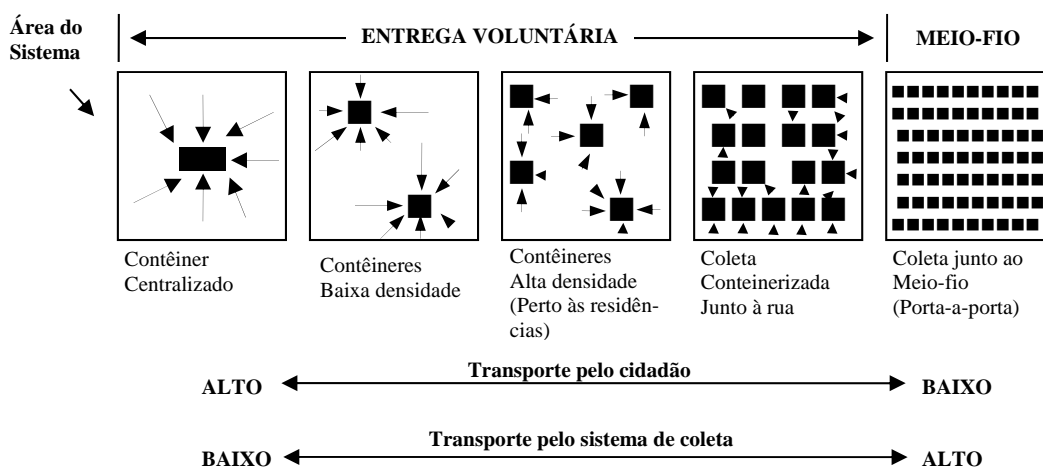
Os números apresentados acima corroboram com as informações da Tabela 3.4, no sentido de que a conveniência é um fator fundamental para a participação do gerador na separação na origem mesmo quando esta separação é compulsória, como é o caso de Porto Alegre onde a separação na origem para fins de coleta seletiva está prevista em lei municipal (Lei Complementar nº 234/1990). O estudo de Zaneti (2006) aponta ainda que os dois principais motivos que levam as pessoas a aderir à coleta seletiva são as campanhas publicitárias / imprensa e o trabalho de educação ambiental realizado pelo órgão gestor dos resíduos no município – o DMLU –, respectivamente com 44,3 % e 26,3 % dos respondentes; mostrando a importância da mobilização e motivação constantes para atingir o sucesso na separação e recuperação de resíduos urbanos.

Os métodos de coleta são normalmente divididos em “entrega voluntária” e “porta-a-porta (junto ao meio-fio)”. Os sistemas de entrega voluntária são aqueles onde o gerador deve levar os seus resíduos para um ou mais pontos de coleta pré-estabelecidos. No Brasil estes pontos são geralmente denominados de pontos de entrega voluntária – PEVs –, sendo mais utilizados para a coleta dos resíduos recicláveis. Sistemas chamados de porta-a-porta ou de coleta junto ao meio-fio são aqueles onde o gerador disponibiliza os resíduos à coleta em pequenos contêineres ou apenas embalado de sacos plásticos em frente a residência, literalmente junto ao meio-fio da rua. Na verdade estes dois sistemas são apenas as duas extremida-

des de uma variedade de métodos de coleta (ver figura 3.3), sendo que o que muda é a distância que o gerador deve transportar seus resíduos até o ponto de coleta.

No Brasil, os números atuais apontam uma boa cobertura de coleta de resíduos urbanos nas cidades pesquisadas pelo SNIS, que é superior a 90 % (Brasil, 2008). A frequência de coleta média é de duas a três vezes por semana.

Figura 3.3 – O espectro de métodos de coleta de “PEVs” a “coleta no meio-fio ou porta-a-porta” (Comprimento das setas indica as distâncias a percorrer pelos cidadãos até os pontos de coleta.)



(Fonte: Adaptado de McDougall *et al.*, 2001)

Quanto à coleta seletiva e à triagem de materiais recicláveis, 55,9 % dos municípios presentes na amostra do SNIS informaram a existência de coleta seletiva de resíduos sólidos sob a forma predominante de coleta no sistema porta-a-porta. Não há, entretanto, informação sobre a amplitude, ou seja, a cobertura destes sistemas de coleta seletiva nem sobre a eficiência ou sobre o grau de participação da população na efetiva separação dos resíduos na origem. Além dos sistemas oficiais de coleta seletiva, há ainda a coleta informal realizada por catadores em 83,0 % dos municípios; sendo que em 47,4 % dos municípios ainda foi relatada a existência de catadores nas áreas de destinação final. Em 53,0 % dos municípios em que atuam catadores existem organizações de agregação, como cooperativas e associações (Brasil, 2008).

No estudo apresentado, a incidência dos diversos materiais recuperados pelos sistemas de coleta seletiva é a seguinte: 44,3 % de papel e papelão; 27,6 % de plásticos; 15,3 %

de metais; 9,8 % de vidros; e 2,9 % de outros materiais (Brasil, 2008).

Um aspecto que deve ser considerado nos sistemas de coleta nas cidades brasileiras é a coleta informal. Coleta informal é aquela realizada por catadores autônomos. A coleta informal mais presente na realidade brasileira é coleta dos materiais seletivos realizada por carinheiros e carroceiros, que acabem vendendo os materiais coletados para intermediários. No entanto, a coleta informal também está presente nos resíduos domiciliares comuns. Em ambos os casos os catadores passam antes do caminhão coletor oficial da municipalidade, levando os resíduos que mais os interessam. Reconhecidamente um problema de ordem social, uma vez que é fonte de geração de renda para quem está excluído do mercado de trabalho oficial, este tipo de coleta gera também problemas ambientais, uma vez que em muitos casos a triagem dos resíduos é feita na via pública, ou em locais não apropriados e sem a necessária destinação dos rejeitos.

Na cidade de São Carlos, SP, a participação da coleta informal realizada pelos catadores no município correspondia à cerca de 30 % dos resíduos seletivos coletados em 1999 (Mancini, 1999). Em Porto Alegre, embora não haja números oficiais, a estimativa é de que a coleta informal recolha de duas a três vezes a massa coletada pelo DMLU, que é de cerca de 60 t/d.

Por motivos de economia no serviço de coleta, quando há grandes distâncias até os pontos de destino (aterro sanitário ou outra unidade de tratamento), passa a ser indicada implantação de estações de transferência ou de transbordo. Segundo D'Almeida e Vilhena (2000) é recomendado uso de estações de transferência a partir das seguintes distâncias a serem vencidas pelo coletor até o destino: mais de 6 km para pequenos coletores e caminhões convencionais tipo carroceria ou caçamba, e a partir dos 25 km para caminhões compactadores.

As estações de transferência ou de transbordo são instalações intermediárias onde os resíduos dos veículos coletores são transferidos geralmente para equipamentos de transporte maiores tais como carretas (capacidade de 40 a 60 m³) que conduzem os resíduos para o local de destino final (D'Almeida e Vilhena, 2000). Embora não utilizados no Brasil, o transporte fluvial por barcaças e o transporte ferroviário também são opções para transferir os resíduos sólidos.

3.1.5. Triagem centralizada

A triagem é uma parte importante do ciclo de vida dos RSU. Resíduos sólidos quase sempre estão misturados, e os resíduos domiciliares estão entre os mais heterogêneos em termos de composição de materiais. A triagem na entrada representa o primeiro estágio de muitos processos de tratamento, como na compostagem ou na biogásificação (ou digestão anaeróbia), e em alguns casos a triagem na saída também pode ocorrer (como é o caso da separação de metais das cinzas em um processo de incineração).

De acordo com McDougall *et al.* (2001) os dois tipos de triagem em unidades centralizadas mais utilizadas são a triagem manual e a triagem mecanizada.

A separação manual desde uma esteira de catação é a técnica mais simples e mais utilizada de triagem. A triagem manual em esteiras dos resíduos seletivos normalmente retira os resíduos recuperáveis e deixa os rejeitos remanescentes na esteira. A triagem dos resíduos domiciliares da coleta convencional, além de remover os resíduos recicláveis, deve também remover os rejeitos. Reis *et al.* (2002) descrevem um processo de triagem manual de RSU em esteira apontando as eficiências de remoção dos resíduos recicláveis e de rejeitos, ficando os resíduos compostáveis na esteira. Os autores relatam ainda uma produtividade média (para triagem com remoção dos recicláveis e dos rejeitos na esteira) da ordem de 60 kg/pes.h. Esta produtividade varia, entre outros fatores, em função do tipo e da quantidade de materiais removidos, sendo que em triagens em que somente os recicláveis são removidos verificam-se produtividades da ordem de 250 a 300 kg/pes.h para a triagem de resíduos misturados em Porto Alegre.

Manser e Keeling (1996) *apud* McDougall *et al.* (2001) apresentam produtividades de triagem específicas para alguns tipos de materiais seletivos (ver Tabela 3.5).

Tabela 3.5 – Produtividade por funcionário em triagem manual

Material	Densidade aparente (kg/m ³)	Taxa de triagem por pessoa (kg/h)
Embalagens PET	23	160
Papel	80	12
Papelão	90	100
PVC	25	240
Vidro	350	500
Plástico filme	20	20
Têxteis	60	180

Fonte: Manser e Keeling (1996) *apud* McDougall *et al.* (2001)

A abertura ou o rasgamento dos sacos, embora não seja uma tecnologia de triagem, é normalmente o primeiro passo no processo onde resíduos são enviados para unidades

de triagem. Esta etapa é necessária para que os sacos liberem seu conteúdo e permitam as etapas seguintes da triagem.

Na sequência apresentam-se as principais técnicas de triagem mecanizada utilizadas para RSU em unidades centralizadas de triagem, baseado em uma descrição de McDougall *et al.* (2001).

Peneiramento

Peneiramento é o processo de separação por tamanho de partículas. O método mais comum de peneiramento no processamento de RSU é a peneira rotativa, que é um cilindro inclinado com orifícios em sua parede e é montado sobre mancais rotativos. As velocidades de rotação são baixas (10 a 15 rpm). O material dentro do cilindro gira até cair pelos orifícios. Os rejeitos não passam pelos orifícios e saem numa das extremidades da peneira, enquanto os materiais extraídos passam pelos orifícios. Este tipo de equipamento é muito resistente ao entupimento, que ocorre mais facilmente em peneiras horizontais ou inclinadas.

Sopradores

Este processo é utilizado para separar as frações leves (plásticos, papel e latas de alumínio) da fração pesada. Os materiais leves são assoprados em fluxo ascendente de ar enquanto que os materiais pesados permanecem e caem em um container separador. Os materiais leves devem posteriormente ser separados do fluxo de ar, o que é feito pela passagem por um ciclone ou por simples caixa ou saco, onde os resíduos são retidos e o ar enviado pra um filtro e liberado. Em uma variação desta técnica, chamada de “facas de ar”, o ar é soprado horizontalmente através de um fluxo vertical descende dos resíduos. Os materiais leves são carregados pelo fluxo de ar enquanto os pesados caem verticalmente. Este processo permite a separação dos materiais em materiais leves, médios e pesados, de acordo com distância que são levados pelo fluxo de ar.

Separação por decantação/flutuação

A água pode ser utilizada para remover a fração pesada de uma fração leve uma vez que a fração pesada afunda (decanta) e os materiais leves flutuam. A separação parcial de plásticos pode ser feita por decantação/flutuação, pois o PEAD e o PP flutuam na água e o PET e o PVC afundam.

Flotação

Flotação é o processo que resulta em uma seleção de finas partículas aderidas a bolhas de ar que flutam na superfície na forma de uma espuma. A aplicação mais comum é a remoção de vidro, de materiais cerâmicos e outros contaminantes. A aeração faz com as partículas de vidro flitem à superfície enquanto que os contaminantes (que não são vidro) afundam e são descartados.

Separação magnética

O uso da força magnética para separação de materiais ferrosos dos resíduos sólidos é um dos processos mais simples e mais desenvolvidos na recuperação de materiais. Para maior eficiência da separação magnética é recomendado que os resíduos passam por pré-processamento (peneiramento e trituração).

Separação eletromagnética

A separação eletromagnética faz uso do princípio da corrente de Foucault, que é a indução eletromagnética para a separação de metais não-ferrosos condutivos. Esta técnica permite a remoção tanto dos ferrosos como do alumínio.

Separação eletrostática

Partículas carregadas sob a influência de forças eletromagnéticas obedecem a lei da atração e repulsão similarmente àquelas permanentemente magnetizadas. Separadores eletrostáticos usam um campo elétrico gerado por eletrodos acima do fluxo dos resíduos enquanto estes fluem sobre um tambor metálico aterrado. Os não condutores (vidro e orgânicos) ficam carregados estaticamente e são atraídos e permanecem presos ao tambor, já os condutores (metais) perdem a carga rapidamente e são repelidos do tambor e portanto separados dos demais materiais.

Sistemas de detecção e direcionamento

Sistemas de detecção e direcionamento identificam e separam um determinado material do fluxo total por duas operações. Este processo depende de um conjunto de sensores (espectrofotometria de luz visível, ultravioleta, infravermelho e raios-X) agindo sobre objetos individualmente. Para isso os objetos devem passar por cada sensor separadamente, o que é conseguido pela configuração do sistema de transporte de resíduos pela esteira. Uma vez identificado cada material, sopradores de ar (“facas de ar”) sopram cada objeto para o contai-

ner apropriado. Tanto os vidros quanto os plásticos coloridos podem ser separados usando espectrofotometria de luz visível, enquanto que plásticos transparentes (polímeros não-pigmentados como PET e PEAD translúcido) podem ser separados usando sensores infravermelhos. Plásticos opacos necessitam ser separados usando sensores de raios-X, mais caros que as demais tecnologias. Configurações adequadas de luz visível, ultravioleta e infravermelho de ondas curtas podem ser eficientes na separação da maioria dos materiais plásticos.

3.1.6. Tratamento biológico

Tratamento biológico pode ser utilizado para tratar tanto a fração orgânica putrescível como o papel não reciclável dos resíduos urbanos. Os processos biológicos, que utilizam microrganismos naturalmente existentes para decompor a fração biodegradável dos resíduos, podem ser classificados em dois processos distintos – aeróbio e anaeróbio – e, portanto, dois principais tipos de tratamentos existem: compostagem (aeróbia) e biogásificação (anaeróbia). Microrganismos aeróbios requerem oxigênio molecular como aceptores externos de elétrons no metabolismo da respiração, o que resulta em uma rápida taxa de crescimento bacteriano e alta produção de massa celular. Metabolismos anaeróbios ocorrem na ausência de oxigênio e não envolvem umceptor externo de elétrons (McDougall *et al.*, 2001). Estes processos são menos efetivos que os processos aeróbios e resultam em menores taxas de crescimento bacteriano e menor produção de novas células.

Bidone e Povinelle (1999) definem a compostagem como um processo biológico aeróbio e controlado, no qual ocorre a transformação de resíduos orgânicos em resíduos estabilizados, com propriedades e características completamente diferentes do material que lhe deu origem.

Os principais fatores que intervêm no processo da compostagem são: temperatura, umidade, aeração ou oxigenação, relação C/N (carbono/nitrogênio), tamanho das partículas e pH (Bidone e Povinelle, 1999).

Já a biodegradação anaeróbia da matéria orgânica ocorre na ausência do oxigênio e na presença de microrganismos anaeróbios. O resultado é a estabilização da matéria orgânica, tendo como produtos biogás (principalmente o metano e o gás carbônico) e o húmus (De Baere, 2003). Os principais parâmetros intervenientes no processo são taxa de alimentação, pH, temperatura, relação C/N, tempo de permanência dos resíduos no reator e forma de mistu-

ra no interior do reator. A biodegradação anaeróbia é também chamada de digestão anaeróbia (termo que é adotado nesse trabalho), fermentação anaeróbia ou biogásificação.

Reichert (2005) apresenta um estudo com levantamento bibliográfico das principais tecnologias existentes de digestão anaeróbia de resíduos sólidos e sua aplicação, em especial na Europa. Um estudo feito para aplicação desta tecnologia para a cidade Porto Alegre mostrou ser uma alternativa viável economicamente, em função da possibilidade da comercialização de créditos de carbono, dentro do mecanismo de desenvolvimento limpo – MDL – (Reichert e Silveira, 2005).

Os principais benefícios advindos da compostagem são a redução da quantidade de resíduos aterrados, o potencial de geração de gases odoríferos e da carga orgânica dos líquidos lixiviados nos aterros, a eliminação dos patógenos e das sementes de ervas daninhas, e a produção de um composto orgânico que melhora a estrutura do solo, diminuindo os processos erosivos e aumentando a eficiência de absorção dos fertilizantes minerais (Pereira Neto, 1996; Massukado, 2004).

Praticamente todos os materiais orgânicos podem ser tratados biologicamente. O processo é particularmente indicado para muitos resíduos industriais como de cervejarias, produtores e processadores de frutas e verduras, frigoríficos, indústria leiteira, indústria de celulose e de produção de açúcar e álcool, produtoras de couro, madeira e têxteis (Bundesamtes für Energiewirtschaft, 1991 *apud* McDougall *et al.*, 2001). Além disso, os lodos de sistema de tratamento de esgotos e os resíduos de jardinagem também podem ser tratados por estes processos.

Os resíduos domiciliares também são ricos em matéria orgânica (em especial no Brasil), consistindo em restos de alimentos ou resíduos de cozinha e resíduos verdes de jardinagem. Dependendo da posição geográfica, as frações orgânicas variam entre 25 a 60 % em massa nos RSU, como níveis mais altos da fração orgânica nos países do sul Europeu e dos países em desenvolvimento (McDougall *et al.*, 2001). Os autores também afirmam que ao adicionar o papel não reciclável esta fração tratável biologicamente sobe para 50 a 85 % da massa total; sendo que a adição desta fração de papel não traz efeitos negativos na etapa de reciclagem de papel e ainda traz benefícios ao processo biológico de tratamento.

Os processos de tratamento biológicos podem ser empregados para pré-tratamento dos resíduos orgânicos antes de dispô-los em aterro sanitário ou como forma de valorização de subprodutos (na Tabela 3.6 apresenta-se uma comparação entre estes dois objetivos).

Tabela 3.6 – Comparação dos objetivos dos tipos de tratamentos biológicos

Objetivos do tratamento biológico	Compostagem	Digestão anaeróbia	
Pré-tratamento	Redução de volume	<ul style="list-style-type: none"> - 75 % da MO é decomposta, em base seca - aproximadamente 50 % da redução em massa dos resíduos putrescíveis - perda de água por evaporação - umidade do composto final, de 30 a 40 % 	<ul style="list-style-type: none"> - 75 % da MO é decomposta, em base seca - aproximadamente 50 % da redução em massa dos resíduos putrescíveis - perda de água por prensagem - umidade do composto final, de 25 a 45 %
	Estabilização	- relação C/N do composto: 15/1	- relação C/N do material digerido: 12/1
	Esterilização	- processo opera a 60-65 °C (termofílico) por várias semanas, o que elimina patógenos e viabilidade de sementes daninhas	<ul style="list-style-type: none"> - processo opera a 30-35 °C (mesofílico) por 3 semanas, necessitando compostagem posterior. - com fornecimento de calor, pode operar a 55-60 °C (termofílico) eliminando patógenos
Valoração	Produção de biogás	- não produz biogás (CH ₄)	- produz biogás (CH ₄), 120 Nm ³ /t de RSO (6-8 kWh/m ³ é o poder calorífico do biogás)
	Produção de composto	- produz material orgânico parcialmente estabilizado (o composto); excelente condicionador de solo	- produz material orgânico parcialmente estabilizado, que necessita passar por processo de compostagem e maturação (aeróbios) para obtenção de produto final de qualidade

Fonte: Adaptado pelo Autor, a partir de McDougall *et al.* (2001)

No caso de tratamento biológico para posterior disposição em aterro sanitário, os objetivos podem ser a redução de volume, a estabilização biológica ou a esterilização (eliminação de organismos patógenos). Uma diretiva da Comunidade Europeia (União Europeia, 1999) estabelece que desde 2001 os países membros não podem mais dispor resíduos em aterros que não tenham sido passados por algum tipo de tratamento anterior, e além disso escalona a porcentagem de resíduos biodegradáveis que podem ser dispostos, chegando a um limite máximo de 35 % de biodegradáveis em 2016, em relação aos biodegradáveis que eram dispostos em aterros em 1995. A Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei 12.305/2010) prevê a maximização da recuperação dos resíduos e a disposição final em aterro, preferencialmente, apenas dos rejeitos. Castilhos Jr. (2006) apresenta as vantagens do pré-tratamento aeróbio antes da disposição em aterros, ressaltando o menor espaço ocupado no aterro, a menor geração de gás e a geração de lixiviados menos concentrados.

Esta obrigatoriedade do pré-tratamento antes do destino em aterros nos países europeus foi responsável pelo aumento de 150 % do uso da digestão anaeróbia naquele continente entre 2000 e 2004 (De Baere, 2003). Esta tecnologia permite ainda a geração de energia elétrica desde o biogás produzido, o que atende a outra forte demanda europeia.

Uma descrição dos principais processos de compostagem e de digestão anaeróbia de resíduos sólidos que vem sendo utilizados no Brasil e no mundo pode ser vista em Reichert (2004). Um fator importante nos tratamentos biológicos, quando se objetiva a valoração de

um produto final, do composto orgânico, é que antes da aplicação de uma destas tecnologias é necessário, em primeiro lugar, uma boa separação na origem e uma coleta seletiva, e se esta não existir, os resíduos devem ter uma boa triagem em unidades centralizadas anterior ao tratamento biológico, de modo a uma boa eficiência do processo e a obtenção de um produto final que tenha qualidade e que, portanto, tenha mercado consumidor.

3.1.7. Tratamento térmico

O tratamento térmico de resíduos sólidos pode ser definido como a conversão dos resíduos sólidos em produtos como gases, líquidos e sólidos, com a consequente geração e liberação de energia na forma de calor. Tchobanoglous *et al.* (1993) diferenciam os processos térmicos em função da utilização ou da necessidade de ar. Combustão com a utilização da quantidade exata de oxigênio (ou ar) necessária para a combustão completa é chamada de combustão estequiométrica. Combustão que utiliza excesso de ar em relação a necessidade estequiométrica é definida como combustão com excesso de ar, ou também, simplesmente, de incineração. Gaseificação é a combustão parcial dos resíduos sólidos sob condições subestequiométricas para geração de um gás combustível contendo monóxido de carbono, hidrogênio, e gases de hidrocarbonetos. Pirólise é o processamento térmico dos resíduos na ausência absoluta de oxigênio.

Segundo McDougall *et al.* (2001) a queima (incineração) de resíduos sólidos pode atender até quatro objetivos distintos:

- Redução de volume – dependendo da composição dos resíduos o volume pode ser reduzido em até 90 %, enquanto a diminuição da massa varia de 70 a 75 %. Esta redução de volume pode implicar em ganhos econômicos e ambientais;

- Estabilização dos resíduos – o material que sai do incinerador (cinzas) é considerado muito mais inerte que o material que entra, o que reduz a geração de biogás e dos orgânicos presentes no lixiviados quando este material é depositado em aterros sanitários;

- Recuperação de energia dos resíduos – representa um método de valorização, antes de um pré-tratamento. Todas as modernas plantas de incineração de RSU existentes atualmente têm sistemas acoplados de geração de energia, de modo que são energeticamente autossuficientes e ainda exportam energia (elétrica ou vapor) para fora da planta;

- Esterilização dos resíduos – é o primeiro objetivo no tratamento de resíduos sólidos de serviços de saúde, para a destruição de infectocontagiosos e patogênicos.

Dados de McDougall *et al.* (2001) mostram que em 1996 havia 2.400 grandes in-

cineradores de RSU ao redor do mundo, com uma estimativa, na época, de chegar a 2.800 plantas em 2005 incluindo as que estavam sendo planejadas ou construídas na época. Isto demonstra ser a incineração uma alternativa que ainda é considerada nos sistemas de gerenciamento de resíduos. Os resíduos mais apropriados para a incineração são os orgânicos (obviamente) com baixo teor de umidade e alto poder calorífico. McDougall *et al.* (2001) argumentam que o calor calorífico ótimo para sistemas de incineração de RSU é de 10 MJ/kg.

A principal razão para adoção do tratamento térmico é a redução de volume proporcionada por este método, importante para países ou cidades com pouco espaço para implantação de aterros sanitários. Não é por outra razão que os países com maior número de cineradores no mundo são o Japão e a Suíça, cerca de 80 % da massa total. Já os países com mais tradição em aterros sanitários incineram menos, como o Reino Unido e a Espanha, com 12 % e 4 %, respectivamente (McDougall *et al.*, 2001). No Brasil, embora existam plantas de incineração de resíduos industriais perigosos e de RSSS, não há plantas de incineração de RSU operando; havendo somente uma planta em implantação na cidade paulista de Barueri.

O tratamento dos efluentes (gases, líquidos e cinzas) dos sistemas de tratamento é o principal problema ambiental associado a estes métodos, podendo em muitos casos os sistemas de controle ambiental serem mais caros que do o próprio sistema de queima em si (Tchobanoglous *et al.*, 1993). As principais emissões atmosféricas são óxidos de nitrogênio, óxidos de enxofre, monóxido de carbono, material particulado, metais, gases ácidos, e dioxinas e furanos.

O potencial de geração de chuvas ácidas devido à emissão dos gases ácidos e dos óxidos de enxofre e de nitrogênio, juntamente com a formação de dioxinas e furanos têm sido os responsáveis pela grande objeção pública que estas tecnologias têm enfrentado em todo o mundo.

3.1.8. Aterro sanitário

Aterro sanitário é uma técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo sem causar danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais, método este que utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos à menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-se com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores, se necessário (ABNT, NBR 8419/92).

Qualquer que seja o sistema de gerenciamento integrado de resíduos sólidos que for implantado em um município ou uma região, mesmo que tenha as mais modernas formas de tratamento e de reciclagem dos resíduos, incluindo a incineração, um aterro sanitário deverá estar presente. Isto porque há resíduos, os rejeitos, que não podem ser reciclados, ou por falta de tecnologia ou por falta de mercado, e mesmo que estes rejeitos sejam incinerados, as cinzas devem ser dispostas em algum lugar – no aterro sanitário.

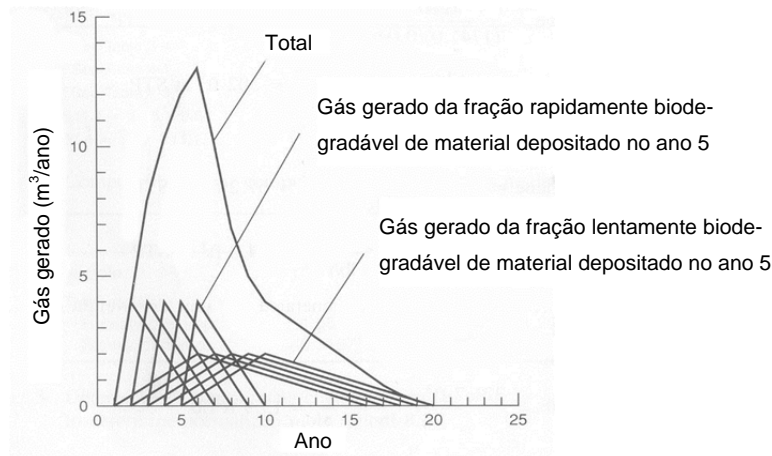
Para Gandolla *et al.* (1995), o aterro sanitário é uma tentativa do homem de confinar seus resíduos à uma área controlada, a fim de fixar e concentrar as substâncias perigosas, mas ao mesmo tempo em que é uma criação artificial do homem um aterro sanitário para resíduos sólidos urbanos é também um sistema vivo, dentro do qual se desenvolvem processos biológicos, similares aos que se encontram em certos ecossistemas particulares, ricos em matéria orgânica e pobres em oxigênio, como os sedimentos, pântanos e solos saturados em água. Por isso, o aterro sanitário além de uma técnica de destino final é uma técnica de tratamento de resíduos sólidos, através do processo de digestão anaeróbia não controlada.

O objetivo principal do aterro sanitário é a disposição de longo prazo de forma segura dos resíduos, mas também pode ser utilizado para a recuperação de áreas degradadas por atividades de mineração, além de produzir um subproduto valorável, o gás metano. Gendebien *et al.* (1991) apud McDougall *et al.* (2001) estimam que haja 730 bilhões de metros cúbicos de biogás de aterro sendo produzidos anualmente por resíduos sólidos domésticos, e que isto equivale em termos de energia a 345 toneladas de petróleo.

Para que este biogás seja utilizado é necessário projetar os aterros de forma a maximizar a drenagem e o aproveitamento deste biogás. Além disso, a drenagem e o tratamento deste biogás são necessários por razões de segurança para os trabalhadores e vizinhos do aterro, uma vez que o metano presente de 50 a 60 % no biogás é explosivo entre 5 a 15 % de concentração no ar. A geração teórica de biogás em aterros sanitários das frações facilmente e moderadamente biodegradáveis é apresentada na figura 3.4 a seguir.

Outro efluente de interesse dos aterros sanitários é o lixiviado. Wu *et al.* (1988) descrevem o lixiviado como o produto derivado da hidrólise dos compostos orgânicos e da umidade do sistema, com características que variam em função do tipo de resíduos sólidos, da idade do aterro, das condições meteorológicas, geológicas e hidrológicas do sítio de disposição. Em geral, o lixiviado possui elevada carga orgânica, fontes de nitrogênio, como a amônia, metais pesados e grupos microbianos.

Figura 3.4 – Representação gráfica da geração de biogás das frações fácil e moderadamente biodegradáveis colocadas em um aterro sanitário ao longo do período de cinco anos



(Fonte: Adaptado de Tchobanoglous, 1993)

A concentração dos lixiviados de aterro também é função da idade do aterro e se modifica com o tempo, ocorrendo uma diminuição substancial da carga orgânica (DBO e DQO); uma diminuição menos acentuada no nitrogênio e os metais permanecem com sua concentração quase inalterada (ver Tabela 3.7).

Os lixiviados efluentes dos aterros sanitários devem ser submetidos a processos de tratamento de modo que atinjam os padrões de emissão para lançamento em corpos d'água receptores. Estes padrões são estabelecidos a nível nacional pela Resolução CONAMA 357/2005 e no Rio Grande do Sul pela Resolução CONSEMA 128/2006.

Entre os vários fatores que influenciam o volume de lixiviado gerado destacamos os seguintes:

- clima local (regime de precipitações pluviométricas, temperatura, velocidade e direção dos ventos, umidade relativa do ar);
- tipo de cobertura dos resíduos (material, espessura, periodicidade);
- umidade dos resíduos no momento do aterramento;
- grau de compactação dos resíduos;
- capacidade dos resíduos em reter umidade;
- infiltrações subterrâneas (no caso de não haver impermeabilização inferior).

Tabela 3.7 – Variação da concentração dos parâmetros de lixiviados com a idade do aterro sanitário

Parâmetro ^a	Idade do aterro (anos)			
	< 5	5 a 10	10 a 20	>20
BBO	10.000 – 25.000	1.000 – 4.000	50 – 1.000	< 50
DQO	15.000 – 40.000	10.000 – 20.000	1.000 – 5.000	< 1.000
Nitrogênio Kjeldahl	1.000 – 3.000	400 – 600	75 – 300	< 50
Nitrogênio amoniacal	500 – 1.500	300 – 500	50 – 200	< 30
Sólidos totais	10.000 – 25.000	5.000 – 10.000	2.000 – 5.000	< 1.000
pH	3,0 – 6,0	6,0 – 7,0	7,0 – 7,5	> 7,5
Cálcio	2.000 – 4.000	500 – 2.000	300 – 500	< 300
Sódio e potássio	2.000 – 4.000	500 – 1.500	100 – 500	< 100
Ferro e Manganês	500 – 1.500	500 – 1.000	100 – 500	< 100
Zinco	100 – 200	50 – 100	10 – 50	< 10
Cloreto	1.000 – 3.000	500 – 2.000	100 – 500	< 100
Sulfato	500 – 2.000	200 – 1.000	50 – 200	< 50
Fósforo	100 – 300	10 – 100	< 10	< 10

^a Todas unidades em mg/L, exceto pH (adimensional)

Fonte: El-Fadel *et al.* (2002)

A utilização dos aterros sanitários como forma de destino final dos RSU varia ao redor do mundo. No Reino Unido esta é a principal forma de destino/tratamento de resíduos, cerca de 70 % dos resíduos são dispostos em aterros, pois este país tem uma forte indústria de extração mineral e as cavas acabam sendo remediadas com a construção de aterros sanitários nestes locais. Já na Holanda, que tem grande parte de seu território ao nível do mar, ou abaixo, com alto nível do lençol freático no solo, há dificuldades para implantar aterros sanitários (somente 34 % dos resíduos tem esta forma de destino), levando à implantação de outras formas de destino. Além disso, há a diretiva europeia – já referida anteriormente – que limita o envio de biodegradáveis para aterro, e a ordenança alemã (T.A. Siedlungsabfall, 1993 *apud* McDougall *et al.*, 2001) que limita ao máximo de 3 % de carbono orgânico total (TOC) nos resíduos destinados a aterros naquele país.

No Brasil, os dados da PNSB apresentada em 2010, com informações referentes a 2008, embora não existam informações sobre o atendimento a todas as condicionantes técnicas e ambientais destes aterros, mostram que houve uma melhora do quadro, sendo que 58,3 % dos resíduos são dispostos em aterro sanitários, contra 35,4 % apontados pela PNSB (IBGE, 2002) em 2000. Isto mostra que em nosso país se faz necessário investir ainda na construção de mais e de bons aterros sanitários, aliado a iniciativas que vão no sentido de minimizar o envio de resíduos para estes aterros.

3.1.9. Reciclagem de materiais

A reciclagem de resíduos sólidos é definida como uma série de processamentos transformando os resíduos em matéria prima e retornando-os ao ciclo produtivo. A reciclagem pode ser feita a partir do próprio processo produtivo (na indústria ou no comércio) ou a partir dos resíduos domiciliares, também conhecida como reciclagem pós-consumo (a reciclagem pós-consumo é a que será considerada no presente estudo).

O termo reciclagem é usualmente adotado para o processamento de resíduos como papel/papelão, plásticos, vidro e metais – também neste trabalho este será o significado adotado –, embora, conceitualmente, os processos biológicos, como a compostagem, também sejam uma forma de reciclagem da matéria orgânica.

A reciclagem dos materiais na prática acontece fora das fronteiras do sistema de gerenciamento de resíduos urbanos (ver Figura 2.13). Neste sistema, materiais destinados à reciclagem cruzam a fronteira do sistema quando saem como materiais secundários segregados das centrais de triagem, plantas de tratamento biológico, incineradores ou estações de transferência. Estes materiais entram então na indústria de transformação ou de reciclagem como cada material específico.

No entanto, para fins de avaliação dos sistemas de gerenciamento de resíduos urbanos através da avaliação do ciclo de vida devem ser avaliadas todas as entradas (uso de energia, recursos e custos) e as saídas (emissões) tanto nas etapas de coleta e de transporte dentro do sistema de gerenciamento de resíduos, como também na etapa posterior de transformação dos materiais, que ocorre fora do sistema de gerenciamento de resíduos (McDougall *et al.*, 2001). Além disso, deve ser feita uma comparação do uso de energia e recursos, e das emissões resultantes da fabricação de um mesmo produto a partir de material reciclável pós-consumo e da sua fabricação a partir de matéria-prima virgem.

O primeiro estágio para a recuperação dos materiais recicláveis é o transporte desde o local de coleta ou de separação até a indústria de transformação. A distância de transporte é uma questão estratégica para a viabilidade da recuperação de materiais dos RSU.

Os estágios seguintes de processamento dos principais materiais do fluxo de resíduos serão apresentados a seguir na Tabela 3.8, fazendo-se uma comparação entre a fabricação destes materiais desde a matéria-prima virgem e a sua fabricação a partir da reciclagem.

Tabela 3.8 – Comparação entre reciclagem e fabricação de materiais a partir de matéria-prima virgem

Material	Fabricação com matéria-prima virgem	Reciclagem
Papel e papelão	<ul style="list-style-type: none"> - processo de fabricação é baseado na junção de fibras de celulose com pontes de hidrogênio através da secagem sob pressão - 95 % do material utilizado são fibras, normalmente de árvores e outras plantas - 36 m³ são utilizados para produção de uma tonelada de polpa de celulose - produtos químicos são adicionados para melhorar a resistência, maciez ou brancura do papel (peróxido de hidrogênio, hidrosulfito de sódio, sulfeto de sódio) - o uso de cloro elementar para branqueamento do papel tem sido substituído pelo dióxido de cloro para controlar a emissão de dioxinas nos efluentes 	<ul style="list-style-type: none"> - a reciclagem de papel reverte o processo de fabricação pela diluição em água, agitação e separação das fibras de celulose - as fibras de celulose permitem, em média, quatro ciclos de reciclagem, de modo que fibras novas sempre serão necessárias - papel de alta qualidade (branco) pode ser reciclado para papel de escritório; papel jornal e outros que necessitam de remoção da tinta são reprocessados para produção de papel jornal e papel higiênico; papel de baixa qualidade são usualmente utilizados para produção de papel de embalagens e papelão - como há perdas de fibras no processo de reciclagem, um tonelada de papel para reciclagem resulta em 850 kg de papel reciclado - os resíduos da reciclagem incluem tintas e pigmentos sólidos, partículas de adesivos, pequenas partículas de plástico e cera, fibras curtas de celulose, partículas de enchimento do papel e materiais sólidos maiores como grãos, fios (clipes e grampos) e cerâmicos - economia de água de 58 % - economia de energia de 23 a 78 %
Vidro	<ul style="list-style-type: none"> - produzido a partir da fusão a altas temperaturas (1420 – 1600 °C) de matéria-prima virgem, geralmente a areia - para uma boa qualidade do produto final, usa-se areia de 590 a 840 µm - o custo de transporte da areia pode ser três a quatro vezes maior que o custo da areia, implicando na localização das fábricas próximas às jazidas - corantes comuns para o vidro incluem óxidos de ferro, cromo, cobre, cobalto e níquel 	<ul style="list-style-type: none"> - a separação dos vidros por cores é necessária para garantir a qualidade do material reciclado após a refusão - a moagem do vidro antes de entrar na fornalha de fundição resulta na utilização de menores temperaturas e, portanto, em economia de energia; também reduz a emissão de poeiras e particulados - de 5 a 6 % do material de vidro a ser reciclado na verdade consiste em contaminantes que devem ser removidos (plásticos, cerâmicos, colares de chumbo de garrafas de vinho, rótulos de papel, tampas de alumínio) - economia de água de 50 % - economia de energia de 4 a 32 %
Metais ferrosos	<ul style="list-style-type: none"> - o aço é basicamente uma liga de ferro e carbono. Contém menos de 2 % de carbono, menos de 1 % de manganês e pequenas quantidades de silício, fósforo, enxofre e oxigênio - a matéria-prima básica é o minério de ferro, que é a quarta substância mais abundante na crosta terrestre - dependendo da finalidade o aço tem características e nomes especiais: aço inoxidável é uma liga com 8 % de cromo, níquel e silício; aço galvanizado é revestido com zinco para resistir à corrosão atmosférica; e as latas de aço para alimentos são finas lâminas revestidas com um verniz que resista à corrosão e ao ataque dos ácidos orgânicos 	<ul style="list-style-type: none"> - há dois tipos de fornalhas: fornalha de oxigênio, que permite o uso de até 25 % de sucata ferrosa na entrada; e as fornalhas de arco elétrico, que permitem a utilização de até 100 % de sucata - a escória da fornalha pode ser utilizada na indústria da construção civil e na construção de estradas - fornalhas que utilizam grandes quantidades de aço galvanizado geram poeira de onde o zinco pode ser reciclado - nos RSU há a presença de resíduos de ferro e aço, mas a maior quantidade é de latas de aço de embalagens de alimentos e bebidas. - o verniz das latas de aço é removido eletroliticamente antes da fundição, e representa entre 0,3 % do material a ser reciclado - economia de recursos naturais: 1,5 t de minério de ferro por tonelada de sucata reciclada, 0,5 t de carvão por tonelada de sucata reciclada; e economia de rocha calcária - economia de água de 40 % - economia de energia de 50 %
Metais não-ferrosos	<ul style="list-style-type: none"> - o alumínio é obtido da bauxita. É o terceiro elemento mais abundante na Terra (depois do oxigênio e do silício) e o mais abundante dos metais (8 % em massa) - o processo de fabricação passa pela fundição a 900 °C, e a passagem de uma forte corrente elétrica para separar o alumínio do oxigênio - 183 GJ/t é a quantidade de energia necessária para produzir uma tonelada de alumínio desde a bauxita 	<ul style="list-style-type: none"> - o alumínio é metal não ferroso mais abundante e importante recuperado dos RSU - a reciclagem do alumínio é um processo muito mais simples que a produção desde a bauxita, e muito mais econômica - há geração de resíduos que devem ser tratados - 8 GJ/t é a quantidade de energia necessária para produzir uma tonelada de alumínio desde a sucata de alumínio (96 % de economia)
Plásticos	<ul style="list-style-type: none"> - a indústria petroquímica fornece os monômeros para a fabricação dos plásticos que recebem uma variedade de aditivos para modificar suas características e propriedades - a polimerização é a transformação dos monômeros em polímeros; a aplicação de calor e pressão à matéria-prima produz o produto final plástico - plásticos são classificados em termoplásticos (que estão em estado viscoso quando aquecidos e sólido quando esfriam, podendo este processo ser repetido muitas vezes sem perda das propriedades específicas do material); e termofixos (que se liquefazem quando são aquecidos e solidificam quando continuam sendo aquecidos, mantendo sua forma após ciclos de aquecimento e resfriamento) - os principais polímeros plásticos são: PET - teraftalato de polietileno, PEAD – polietileno de alta densidade, PVC – cloreto de polivinila, PEBD - polietileno de baixa densidade, PP – polipropileno, PS – poliestireno (isopor), entre outros 	<ul style="list-style-type: none"> - a separação dos plásticos deve ser feita de acordo com a resina que compõe cada tipo de material - após a separação por resinas, a reciclagem dos plásticos pode ser mecânica ou química. Na reciclagem mecânica o plástico é reduzido a forma de <i>flake</i> (flocos), os contaminantes como rótulos de papel são removidos usando separadores tipo ciclone. Os flocos são lavados, secos e então extrudados como peletes para o mercado de plásticos - a reciclagem química é mais complexa, pois os polímeros plásticos são quebrados em monômeros e então re-polimerizados. Neste caso, assim como no caso do vidro e do aço, o produto reciclado não se distingue do feito com material virgem. Isto pode ser feito, por exemplo, com o PET, no entanto os monômeros obtidos pela reciclagem têm custos mais elevados que os monômeros derivados da química tradicional. Isto ocorre pela escala das grandes plantas petroquímicas e pelas impurezas presentes no material reciclado - economia de energia de 78 %

Fonte: Adaptado pelo Autor, a partir de McDougall *et al.* (2001) e de Massukado (2004)

Os números de reciclagem no Brasil apresentados pelo CEMPRE (2008b) estão próximos aos melhores desempenhos dos países europeus em alguns materiais (ver Tabela 3.9). Deve-se ressaltar, entretanto que estes índices referem-se não explicitamente à reciclagem dos resíduos domiciliares pós-consumo, mas a reciclagem de modo geral, incluindo a reciclagem feita na própria indústria.

O Brasil é campeão mundial de reciclagem de latas de alumínio, mas este fato não se deve a existência de políticas que incentivam a reciclagem ou de programas de coleta seletiva de excelência. O real motivo está na debilidade social e na existência de pessoas que sobrevivem desta reciclagem através da coleta informal. Portanto, mais do que um orgulho nacional de reciclagem, este é um aspecto que deve ser visto como de vulnerabilidade social.

Tabela 3.9 – Índices de reciclagem no Brasil e outros países

Material	Reciclagem por tipo de material (%)					
	Embalagens aço	Latas de alumínio	Plásticos	PET	Papel	Vidro
Brasil	40	94,4	20	51,3	45,4	46
Alemanha	89	–	32	–	74,5	97
Espanha	69	–	–	–	58,9	–
Finlândia	53	–	–	–	–	–
Itália	66	–	–	–	–	–
Noruega	66	59	17	–	–	89
Portugal	69	–	11	–	–	–
Bélgica	93	–	–	–	–	15
França	–	25	14	–	–	71
Japão	–	90,9	–	62	73,1	–
Argentina	–	89,6	–	27,1	–	–
Estados Unidos	63	51,6	–	23,5	–	40

Fonte: CEMPRE (2008b)

Obs.: “–” indica que o dado não está disponível

3.2. O processo de apoio à tomada de decisão

3.2.1. A problemática decisória

No dia a dia das pessoas, ou das organizações, há necessidade constante da tomada de decisões difíceis. Tais decisões são ditas decisões complexas, pois envolvem incerteza sobre o caminho a seguir, sobre quais os objetivos a serem alcançados, sobre quais as diferentes alternativas de solução, sobre os grupos de pessoas envolvidas e/ou atingidas pela decisão. Há conflitos de valores e objetivos entre os múltiplos grupos interessados na decisão; existem diferentes relações de poder entre os grupos de interesse envolvidos no processo decisório; devem ser levados em conta múltiplos critérios na avaliação das alternativas que, a princípio, não são claras; envolvem quantidade esmagadora de informações, tanto quantitativas quanto qualitativas, a serem consideradas no processo decisório; as informações disponíveis, apesar

da grande quantidade, são usualmente incompletas; exigem soluções criativas e, muitas vezes, inéditas (Souza, 1996).

Devido a essas características, as decisões complexas são únicas. Mesmo que uma determinada situação se repita, o processo decisório será diferente, os envolvidos podem ser diferentes, o local pode ser outro e o momento da decisão será diferente. O presente não é uma simples repetição do futuro.

Souza (1996) descreve que os métodos tradicionais de resolução de problemas, propostos geralmente pela área da Pesquisa Operacional (PO), procuram enquadrar os problemas em categorias. Uma vez classificados eles podem ser resolvidos através de procedimento padrão. Esta abordagem surgiu após a Segunda Guerra Mundial, com seu ápice de aplicação nos anos 50 e 60, quando o mundo passava por uma fase de relativa estabilidade econômica. Esses métodos centram seu foco na escolha das alternativas e em encontrar a solução ótima, verdadeira, a melhor de todas. Também apresentam uma sobrevalorização das rotinas matemáticas, complexas e incompreensíveis ao decisor – uma “caixa preta” que fornece soluções que devem ser adotadas, pois são “científicas”. Por último, esses métodos consideram que a formulação matemática é o início do processo de resolução do problema, ou seja, que ele já estava devidamente estruturado ou que o processo de estruturação é relativamente simples.

Para Ensslin *et al.* (2001) as decisões são tomadas quando se escolhe fazer (ou não fazer) alguma coisa, ou ainda quando se escolhe fazê-las de uma certa forma. Raramente as decisões são tomadas por indivíduos únicos, mesmo que exista, ao final, um responsável por seus resultados. Os atores envolvidos têm interesses relevantes e diversos na decisão e irão interferir diretamente para afetá-la, através dos sistemas de valores que possuem.

A maioria dos problemas importantes nas organizações, por outro lado, são complexos, uma vez que existem diversos atores no processo decisório, cada um deles com uma diferente perspectiva e interpretação sobre os eventos reais; existem relações de poder entre esses atores; cada um desses atores tem um sistema de valores diferente, que os fazem definir objetivos diferenciados e muitas vezes conflitantes; as ações disponíveis não são claramente definidas nem estão claramente delimitadas, além de uma enorme quantidade de informações qualitativas e quantitativas (Ensslin *et al.*, 2001). Os problemas complexos não são facilmente estruturáveis. Neste tipo de problemas os modelos de PO, matematicamente sofisticados, fornecem soluções ótimas e científicas – porém são apenas soluções do modelo, não sendo solu-

ções do problema que os atores interpretam e encaram como sendo seu problema.

Sexton *et al.* (1999) *apud* Moberg (2006) apontam que boas decisões requerem mais do que boas análises e boas intenções. Elas requerem cuidadosa unificação de fatos e valores para fazer julgamentos em situações críticas em que existam conflitos de escolha.

3.2.2. Complexidade dos sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos

O gerenciamento de resíduos tem envolvido desde o simples transporte dos resíduos para fora de áreas povoadas até sistemas mais complexos que incluem a reciclagem e a prevenção da geração de resíduos. Até o início da década de 1990 o gerenciamento dos resíduos urbanos consistia na coleta e no transporte sem qualquer separação de resíduos desde os domicílios até os locais de disposição, que normalmente eram depósitos a céu aberto (“lixões”) ou aterros sanitários. Os aspectos ambientais raramente eram levados em consideração. Em uma segunda fase, técnicas mais avançadas de tratamento dos resíduos e aterros sanitários mais seguros foram desenvolvidas e implantadas.

A partir dos anos 1990 sistemas mais complexos começaram a ser implantados no Brasil. Estes incluem a separação de recicláveis e de resíduos perigosos na origem e unidades de reciclagem e compostagem. Alternativas como a incineração e a digestão anaeróbia começam a ser avaliadas para aplicação em diferentes cidades brasileiras (CODESC, 2003; Reichert, 2004), além disso, os aterros sanitários passaram a adotar tecnologias mais avançadas como camadas impermeabilizantes da base, drenagem e tratamento de lixiviados e aproveitamento energético do biogás gerado.

Como resultado do aumento da complexidade do gerenciamento dos resíduos urbanos, ferramentas computacionais adequadas começaram a ser desenvolvidas nos países desenvolvidos (Salhofer *et al.*, 2007). A primeira geração de modelos foi desenvolvida nos anos 1970, analisando aspectos práticos como definição de roteiros de coleta e localização de áreas para aterros sanitários. Uma segunda geração de modelos, nos anos 1980, incluía aspectos ambientais e de custos. Nos anos 1990, a terceira geração de modelos baseada na análise e avaliação do ciclo de vida foi desenvolvida e aplicada.

Os modelos mais utilizados atualmente são estes da terceira geração, que combinam aspectos ambientais, econômicos e sociais. O modelo IWM-2 (McDougall *et al.*, 2001) que é específico para gerenciamento de resíduos sólidos urbanos ou municipais é um exemplo de modelo utilizado.

A comparação de alternativas ou cenários com respeito aos aspectos ambientais, econômicos e sociais é uma tarefa complexa tanto do ponto de vista metodológico como prático. Salhofer *et al.* (2007) afirmam que, na maioria dos casos, os objetivos antagônicos de minimização dos custos, redução dos efeitos ambientais e alta conveniência ao usuário (em especial no sistema de coleta) não podem ser atingidos por um único cenário. Normalmente em um cenário com altos padrões ambientais e com alta conveniência os custos são elevados, enquanto que cenários de baixos custos são menos efetivos ambientalmente e menos convenientes ao usuário.

Considerando o gerenciamento de resíduos urbanos, a oposição de grupos de interesse é muitas vezes bastante forte. Representantes dos municípios, que preferem soluções técnicas, estão em conflito com representantes da população ou ONGs ecológicas que preferem a prevenção da geração e reciclagem como soluções estratégicas. Além do mais, como regra geral, os moradores das proximidades tendem a objetar o planejamento e a construção de unidades de manejo de resíduos. Um processo decisório participativo pode ajudar a reduzir estes problemas no processo de planejamento desde o começo e contribuir para a definição de soluções aceitáveis para todas as partes envolvidas (Salhofer *et al.*, 2007).

3.2.3. Tomada de decisão em sistemas ambientais

Simon (1960) *apud* Hoffmann (2008) divide o processo de tomada de decisão em três estágios: inteligência, concepção e escolha. O primeiro estágio, de inteligência, consiste em identificar, definir e categorizar o problema. No estágio de concepção são geradas alternativas para solucionar o problema. Finalmente no estágio de escolha, utiliza-se de métodos de seleção de alternativas para apontar uma ou mais soluções a adotar.

Para Moberg (2006) as decisões ambientais são escolhas que indivíduos, grupos, organizações, e sociedades fazem a respeito do ambiente ou que afetam o ambiente. Para o autor, o processo de tomada de decisão ambiental não difere dos processos gerais de tomada de decisão.

Entender o contexto social onde está inserido o processo de tomada de decisão é necessário para que se esteja apto a escolher as ferramentas corretas. Os contextos social e cultural devem ser considerados na escolha das ferramentas de suporte à decisão e, além disso, os critérios a serem considerados no processo de decisão devem ser estabelecidos com participação de todos os atores sociais (Tukker, 2000; Moberg, 2006).

Um das partes mais importantes do apoio à decisão é a etapa da atribuição de pesos. Ferramentas analíticas de análise de sistemas ambientais podem promover informações sobre diferentes alternativas, mas estas informações não resultarão necessariamente em uma solução única e ótima. Por exemplo, diferentes alternativas podem ser preferenciais dependendo de qual aspecto ambiental que está sendo considerado: acidificação, uso do solo, mudanças no clima, etc. Para a tomada de decisão os diferentes aspectos ambientais devem ter seus pesos atribuídos. Para Moberg (2006), esta atribuição de pesos pode ser feita com mais ou menos consistência pelos decisores ou através do uso de algum tipo de método de atribuição de pesos. Esta atribuição de pesos não deve somente ser feita na dimensão ambiental, mas também nas dimensões econômica e social. Finnveden (1997) e Bengtsson (2001) apresentam uma ampla discussão sobre métodos de atribuição de pesos em sistema ambientais.

Moberg (2006) apresenta resumidamente as ferramentas de análise de sistemas ambientais mais frequentemente utilizadas:

ACV (Avaliação do Ciclo de Vida): é uma ferramenta analítica para avaliação de impactos potenciais de produtos ou serviços usando a perspectiva do ciclo de vida, incluindo impactos da aquisição da matéria-prima, produção, uso e gerenciamento dos resíduos assim como do transporte.

LCC (*Life Cycle Costing* – Avaliação de Custos ao Longo do Ciclo de Vida): pode ser utilizado para análise do custo de produtos e serviços usando a perspectiva do ciclo de vida. Custos sociais e ambientais também podem ser incluídos.

Entrada de Material por Unidade de Serviço: é similar ao ACV, mas somente inclui entradas de materiais através do ciclo de vida do produto ou serviço.

Análise de Fluxo de Materiais: lida com entrada bruta de material em termos físicos no sistema.

Análise de Risco: é um termo amplo que inclui tanto a análise de risco de substâncias químicas quanto de acidentes. Análise de risco de químicos inclui análise de exposição e análise de efeitos, enquanto que análise de risco de acidentes inclui a análise de probabilidade e possíveis consequências.

Avaliação Ambiental Estratégica: é uma ferramenta de procedimento que lida com aspectos ambientais (e sustentabilidade) na tomada de decisão estratégica (políticas, programas e planos).

AIA (Avaliação de Impacto Ambiental): é uma ferramenta de procedimento requerido por lei em algumas situações, como é caso no Brasil pelo estabelecido na Resolução CONAMA 001/1986 (CONAMA, 1986). Esta ferramenta descreve os impactos ambientais de um determinado projeto e suas alternativas (por exemplo, a localização e construção de um aterro sanitário).

O julgamento de especialistas é a espinha dorsal da maioria das avaliações de impactos, por isso a qualidade dos sistemas de tomada de decisão em sistemas ambientais estratégicos depende, em grande extensão, da credibilidade dos especialistas ou decisores e da qualidade de seus julgamentos (Kontic, 2000).

Noble (2004) analisa as principais características que dão consistência ao julgamento em um painel de especialistas em análise ambiental estratégica, a saber: o tamanho do painel de especialistas, sua composição, a expertise, e o consenso.

Com respeito ao tamanho do painel de especialistas não há um número exato de decisores que devam participar do processo previamente definido como mínimo ou ótimo. Na literatura pode-se ver a utilização de um número de 10 a 120 especialistas convidados a participar. O tamanho do painel de avaliação dos impactos, entre outras coisas, depende dos objetivos da avaliação e do tempo e dos recursos disponíveis, sendo, portanto, específico para cada contexto e para cada caso (Tabela 3.10).

Tabela 3.10 – Critérios de seleção para determinar o tamanho e a composição do painel de especialistas

Critérios de Seleção
Representação dos que serão afetados pelas decisões dos sistemas ambientais
– grupos de interesse afetados
– setores afetados, departamentos governamentais, e indústrias
Representação daqueles que afetam as decisões dos sistemas ambientais
– administradores públicos
– planejadores e responsáveis em estabelecer políticas
– cientistas e pesquisadores
Representação geográfica apropriada
Inclusão das expertises e experiências necessárias
Ser exequível, com tempo e recursos suficientes
Grande o suficiente para facilitar as necessárias análises estatísticas
Credibilidade do tamanho e dos membros do painel

Fonte: Noble (2004)

Considerando a composição do painel, o autor sugere que três tipos de painelistas devem ser considerados, incluindo especialistas, decisores, e facilitadores. A composição relativa de cada um depende dos objetivos do estudo e da natureza (complexidade e tecnicidade)

do sistema em questão, e esta deverá ser adaptada a cada situação individual em análise. Para Noble (2004), situações onde está claro *quem* deve agir, mas não está claro *como*, ou seja, qual a direção estratégica a ser adotada, é onde o painel de especialistas é muitas vezes a escolha preferida. Esta parece ser exatamente a situação que se coloca na definição de sistemas sustentáveis de gerenciamento de resíduos urbanos.

Quanto à expertise necessária aos painelistas, Noble (2004) apresenta uma orientação com base em práticas recentes (Tabela 3.11).

Tabela 3.11 – Critérios de seleção para expertise dos painelistas

Critérios de Seleção
Experiência em duas ou mais das áreas específicas consideradas na análise
Liderança atual ou anterior no gerenciamento de uma ou mais áreas consideradas no estudo
Experiência em pelo menos um dos componentes do sistema avaliado
Representação de setor, interesse ou área geográfica afetada em particular
Sete a dez anos de educação e experiência profissional em análise ambiental e/ou em uma das áreas-chave (disciplinas) envolvidas
Experiência em análises ou processos de tomada de decisão similares
Alto nível de produtividade profissional, verificada através de: <ul style="list-style-type: none"> – publicações – participação em simpósios e encontros profissionais – experiência em gerenciamento de projetos – participação atual ou anterior em estudos similares
Baseado em auto interesse de participar ou envolvido no processo

Fonte: Noble (2004)

Embora o consenso seja um objetivo comum nos grupos de tomada de decisão em recursos naturais e em meio ambiente, o consenso nunca deve ser o objetivo primordial de um grupo de interação de opiniões quando está em análise o julgamento de análise ambiental estratégica. Noble (2004) aponta que o consenso não necessariamente aumenta a qualidade das soluções ambientais obtidas, e que ele não é uma condição necessária nem suficiente para a tomada de decisões com qualidade e consistência. Vale lembrar que o que é realmente esperado do processo de tomada de decisão, por parte dos tomadores de decisão (decisores) não é uma solução final e acabada, mas, mais do que isso, que o painel tenha avaliado sistematicamente e apresente todas as opções de modo que o decisor tenha as informações necessárias para a tomada de decisão final.

3.2.4. Apoio à decisão no gerenciamento de resíduos urbanos

Várias características do domínio do problema de planejamento e gerenciamento de um sistema integrado de resíduos sólidos urbanos fazem com que o assunto seja apropriado

para análise em sistema ambiental estratégico de apoio à decisão, em especial devido à complexidade e às incertezas envolvidas. Poucos profissionais que têm expertise em todas as etapas de um sistema de gerenciamento de resíduos; julgamentos e expertise são requeridos para decisões sobre gerenciamento e planejamento e muitas questões qualitativas estão envolvidas.

Uma ferramenta de apoio à decisão deve considerar a composição e as quantidades geradas de resíduos, a diminuição da geração e o reuso, a reciclagem e a compostagem, as opções de tratamento e a destinação final (Barlিশen e Baetz, 1996). Moberg (2006), em um amplo estudo sobre o processo de decisão em análise de sistemas ambientais de modo mais amplo, e em sistemas de gerenciamento de resíduos de modo mais direto, aponta a importância do uso destas ferramentas, descrevendo a sua utilização em países e cidades da Europa. A ACV é apontada pelo autor como uma das ferramentas mais promissoras no processo de tomada de decisão estratégica em gerenciamento de resíduos urbanos.

Uma ferramenta sustentável de apoio à tomada de decisão deve não somente acomodar simultaneamente fatores ambientais, econômicos e sociais, mas também deve incorporar a participação pública no processo de tomada de decisão (Hung *et al.*, 2007). Além disso, deve fazer o equilíbrio entre a tomada de decisão baseada em modelos científicos e os valores dos decisores e sociedade envolvida.

Den Boer *et al.* (2007) descrevem uma ferramenta de apoio à decisão em sistemas sustentáveis de gerenciamento de resíduos urbanos desenvolvido em planilha Excel da Microsoft para cidades europeias. Utilizado a ACV aplicada ao sistema de gerenciamento de resíduos, esta ferramenta leva em consideração além dos aspectos ambientais, também os aspectos econômicos e sociais.

Os critérios ou indicadores para a sustentabilidade econômica utilizados pelos autores foram: custo por tonelada ou por domicílio ou por pessoa (para todo o sistema ou para subsistema), ganhos ou entradas financeiras da recuperação de materiais ou de energia, participação porcentual do custo do sistema de gerenciamento de resíduos no PIB do município, e a diferença entre ganhos e gastos no sistema de gerenciamento de resíduos. Já os critérios sociais adotados foram: aceitabilidade social (o sistema deve ser aceito pela sociedade), equidade social (distribuição equilibrada entre a população dos benefícios e dos danos), e função social (benefícios sociais do sistema de gerenciamento de resíduos).

Massukado (2004) desenvolveu uma metodologia com aplicação computacional de sistema de apoio à decisão em sistemas integrados de gerenciamento de resíduos sólidos. A

metodologia está baseada uso da técnica Delphi para construção de cenários e faz a avaliação dos sistemas. Para o autor a principal vantagem de um sistema de apoio à decisão não é a simulação exata do problema, mas a possibilidade de poder avaliar os padrões de comportamento do sistema.

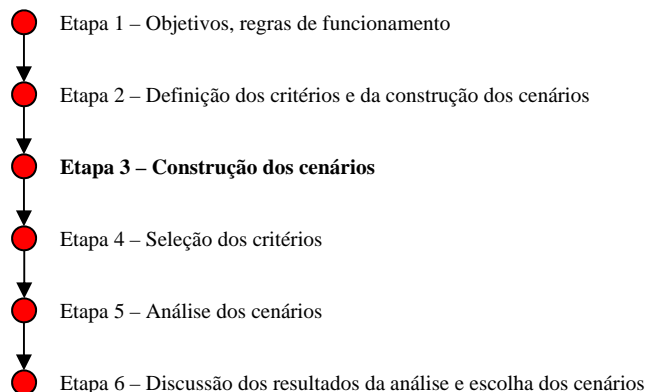
3.2.5. Construção de cenários

A construção de cenários é uma ferramenta para ordenar percepções sobre ambientes futuros alternativos nos quais as consequências de sua decisão vão acontecer, ou, ainda, um salto imaginativo no futuro. Para Kato (2007), um cenário é uma visão internamente consistente daquilo que o futuro poderia vir a ser, sendo de primordial importância o seu uso como um instrumento para o planejamento estratégico, facilitando o conhecimento das implicações das incertezas sobre o desempenho futuro de cada organização e também no setor a que pertence, sobretudo no que envolve a cadeia de valor. O autor lista os principais benefícios da construção de cenários:

- facilitar o processo de entendimento do ambiente e suas influências;
- propiciar maior consistência interna no processo decisório;
- conhecer as inter-relações entre fatores externos e internos à empresa;
- dar ênfase aos aspectos de interações entre os concorrentes;
- receber elementos para a formulação das estratégias empresariais.

Os estudos de cenários recorrem a um conjunto de técnicas e processos de sistematização e organização das informações e hipóteses. No caso específico de construção e seleção de cenários de sistemas de gerenciamento de resíduos urbanos, devem ser consideradas as diferentes opções de coleta, reciclagem e tratamento para cada um dos materiais constituintes do fluxo de resíduos (como resíduos recicláveis, resíduos orgânicos e rejeitos).

Salhofer *et al.* (2007) salientam que na construção dos cenários a situação inicial ou atual deve ser analisada para a identificação de elementos chaves que fazem parte do sistema. Os outros cenários a serem avaliados deverão ser construídos considerando as diferentes opções de geração, coleta, reciclagem e tratamento. Na Figura 3.5 apresenta-se uma sequência de passos que devem ser tomadas em um processo de tomada de decisão em resíduos sólidos, ressaltando a etapa de construção dos cenários.

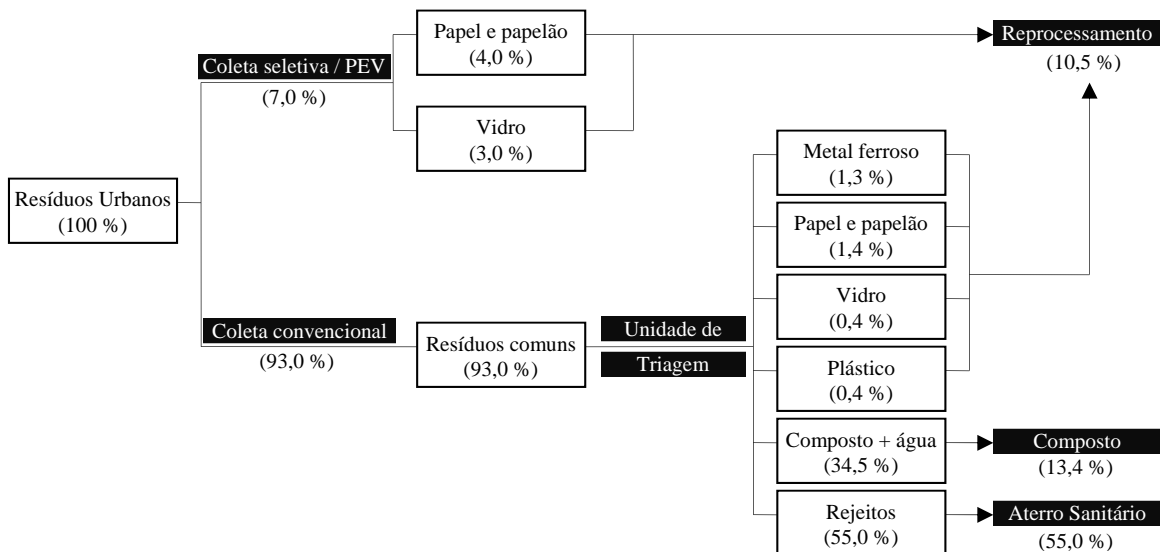
Figura 3.5 – Etapas principais de estudo de suporte à decisão

(Fonte: Adaptado de Salhofer *et al.* (2007))

Exemplos de cenários de gerenciamento de resíduos urbanos são apresentados por Bovea e Powell (2006) para a Comunidade de Valência, Espanha, e podem ser vistos nas figuras 2.6, 2.7 e 2.8. O primeiro cenário chamado de “Cenário atual” reproduz a estratégia de manejo de resíduos existente. O sistema de coleta consiste em uma coleta seletiva em pontos de entrega voluntária – PEV – apenas de vidro e papel e papelão que são enviados diretamente para centros de reprocessamento. Os resíduos comuns, ou os resíduos restantes, são coletados em contêineres colocados na via pública e enviados para unidades de triagem onde os resíduos são separados em seus diferentes materiais. Os rejeitos da triagem são enviados a um aterro sanitário. Os resíduos recicláveis são enviados para o centro de reprocessamento e os resíduos putrescíveis são enviados para a planta de compostagem. Neste cenário, 10,5 % dos resíduos são reaproveitados e 13,4 % são compostados, em massa do total gerado (ver Figura 3.6).

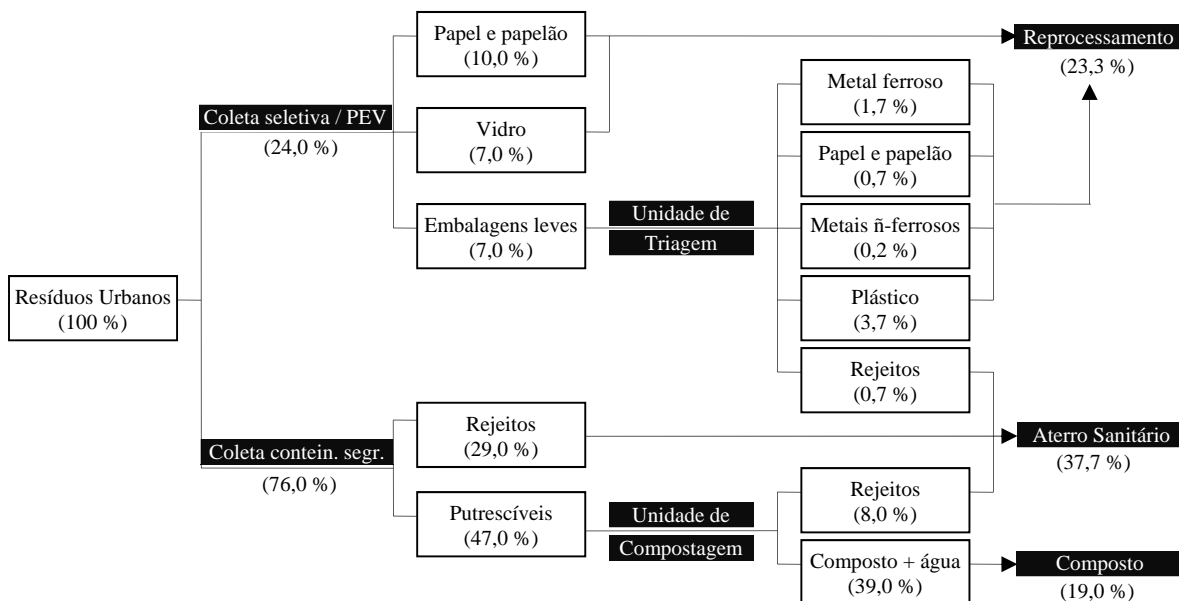
No “Cenário recuperação de putrescíveis” os resíduos urbanos são separados em três frações: putrescíveis, rejeitos e recicláveis. Os dois primeiros resíduos são depositados em dois diferentes contêineres colocados em via pública em distâncias não superiores a 50 m. Os putrescíveis são transportados diretamente à unidade de compostagem, ao passo que os rejeitos são enviados ao aterro sanitário. Os resíduos seletivos separados na fonte (papel e papelão, vidro e embalagens leves) são coletados em contêineres em PEVs, sendo o papel, papelão e vidro enviados para os centros de reprocessamento em quanto as embalagens leves são enviadas às unidades de triagem onde são separados em suas distintas frações (plástico, metal ferroso, papel e papelão, metal não ferroso e rejeitos). Os quatro primeiros materiais separados são enviados a unidades de reprocessamento e os rejeitos ao aterro sanitário (ver Figura 3.7).

Figura 3.6 – Cenário “atual” – Valência (Espanha)



(Fonte: Bovea e Powell, 2006)

Figura 3.7 – Cenário “recuperação de putrescíveis” – Valência (Espanha)

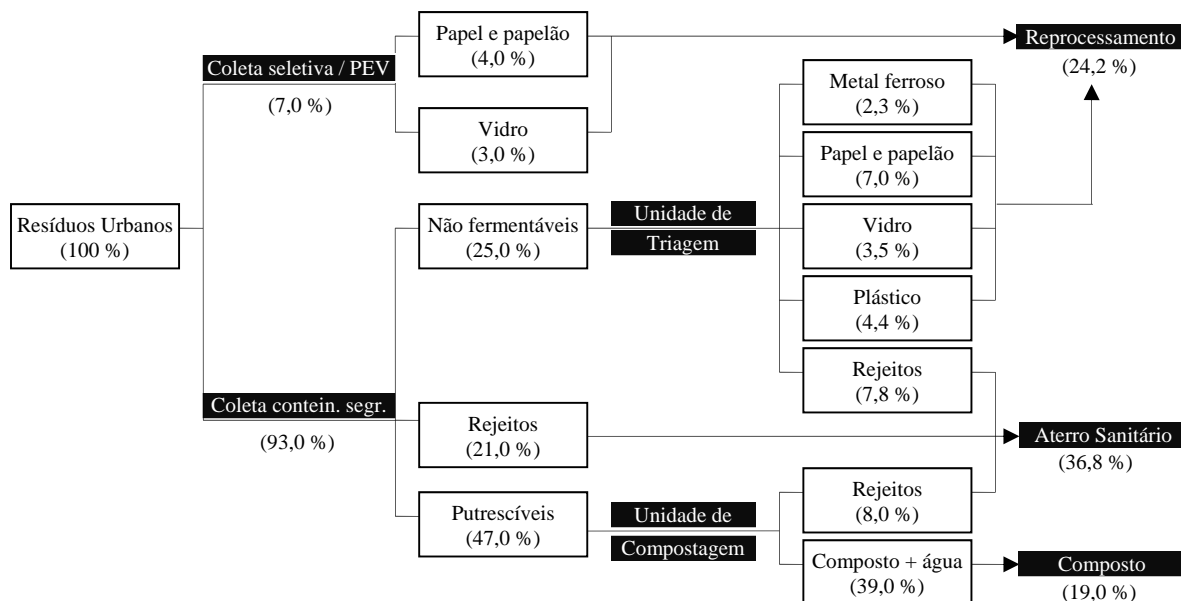


(Fonte: Bovea e Powell, 2006)

O terceiro cenário dá ênfase à qualidade dos materiais recuperáveis (ver Figura 3.8), tanto os orgânicos putrescíveis como os recicláveis. Os resíduos domiciliares são separados em quatro frações: putrescíveis, rejeitos, não fermentáveis e recicláveis. As três primeiras frações são coletadas em três diferentes contêineres junto à via pública. Os resíduos não fermentáveis são enviados à unidade de triagem onde são separados os metais não ferrosos, pa-

pel e papelão, vidro e plásticos que vão às unidades de reprocessamento. Os rejeitos separados na triagem, junto com o rejeito da compostagem e os rejeito já coletados separadamente são enviados ao aterro sanitário. Os resíduos seletivos (papel e papelão e vidro) coletados separadamente nos PEVs são enviados diretamente às unidades de reprocessamento.

Figura 3.8 – Cenário “recuperação de todos os materiais” – Valência (Espanha)



(Fonte: Bovea e Powell, 2006)

Nos dois últimos cenários apresentados (Figuras 3.7 e 3.8) é possível uma variação das alternativas, quando consideramos as possibilidades de aterro sanitário sem e com aproveitamento energético do biogás gerado.

A definição de cenários com os respectivos balanços de massa como mostrado acima são importantes para permitir a análise dos sistemas de manejo de resíduos através de modelos, como será apresentado na sequência.

3.3. Modelos aplicados ao gerenciamento sustentável de resíduos sólidos

Um modelo é uma representação de um objeto, sistema ou ideia de alguma maneira diferente da realidade em si (Qureshi *et al.*, 1999). Muitos dos modelos utilizados em gerenciamento de resíduos sólidos são modelos de apoio à decisão que utilizam uma variedade de métodos e ferramentas como análise de risco, avaliação de impacto ambiental, análise cus-

to-benefício, método multicritério de apoio à decisão e análise e avaliação do ciclo de vida, como parte do processo de tomada de decisão.

Segundo Tanskanen (2000) os primeiros modelos de gerenciamento de resíduos sólidos, da década de 1970, eram modelos de otimização e lidavam com aspectos específicos do problema, como por exemplo, a otimização de roteiros de coleta ou de localização de estações de transferência. Já os modelos desenvolvidos na década de 1980 estenderam as fronteiras dos sistemas considerados pelos modelos anteriores e abordavam o gerenciamento municipal de resíduos sólidos a um nível sistêmico. Isto quer dizer que, mais que olhar para um fator isolado dentro do sistema, os modelos olhavam para as relações entre os fatores (MacDonald, 1996), mas estes modelos objetivavam basicamente a minimização de custos, não considerando os aspectos sociais envolvidos, nem aspectos como a minimização ou a prevenção da geração.

Durante os anos de 1990 foram desenvolvidos modelos que incluíam a reciclagem e outros métodos de gerenciamento de resíduos, baseados no conceito de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos Urbanos – GIRSU.

Modelos mais recentes incluem todo o ciclo de vida dos produtos (Morrissey e Browne, 2004). A maioria dos modelos considera os aspectos ambiental e econômico, porém muito poucos consideram os aspectos sociais. Para que um sistema de gerenciamento de resíduos seja sustentável, ele necessita ser ambientalmente efetivo, economicamente viável e socialmente aceitável.

Nilsson-Djerf e MacDonald (2000) colocam claramente que “para um sistema de gerenciamento de resíduos sólidos ser efetivo, ele deve ser aceito pela população”. Petts (2000) vai além e afirma que o público deve ser envolvido antes que decisões-chave sejam tomadas, ou seja, a população deve participar na definição das ações e na tomada de decisão.

Morrissey e Browne (2004) apontam que uma revisão dos modelos correntes de gerenciamento de resíduos sólidos indica que eles podem ser enquadrados em uma das seguintes três categorias: os baseados na análise custo-benefício; os baseados na análise e avaliação do ciclo de vida; e os baseados no uso de métodos multicritério como o AHP e ELECTRE. Na sequência é apresentada uma breve descrição desses modelos, segundo Morrissey e Browne (2004).

3.3.1 Modelos baseados na análise custo-benefício

Esta ferramenta permite aos tomadores de decisão (ou decisores) visualizar os aspectos positivos e negativos de diferentes cenários pela colocação de todos os impactos em uma unidade de medida comum, geralmente monetária. Isto significa que todos os impactos que não tenham um valor monetário, como os impactos ambientais, devem ter atribuídos um valor monetário para análise.

Como vantagens e limitações desses modelos pode-se citar:

- Os resultados são apresentados claramente, com todos os impactos traduzidos em um único valor monetário;
- Há incertezas envolvidas na estimativa de um valor monetário para vários impactos ambientais e/ou sociais;
- Estimativas de preços podem variar durante a vida útil do programa de gerenciamento de resíduos, alterando a solução escolhida (por exemplo, mudanças nos preços do aterro sanitário podem impactar a decisão sobre porcentagem de reciclagem).

3.3.2 Modelos baseados na análise multicritério

Um breve histórico da origem dos métodos de avaliação multicritério (MCDA – *Multicriteria Decision Aid*) é dado por Bana e Costa *et al.* (1997). Uma das características fundamentais das metodologias multicritério é que estas levam em conta vários critérios individuais e muitas vezes conflitantes, de maneira multidimensional e proporcionando uma tomada de decisão mais robusta do que otimização de uma simples função objetivo (como uma análise custo-benefício). Adicionalmente, a metodologia multicritério permite aos decisores aprender sobre o problema e a análise sob diferentes pontos de vista.

Segundo Morrissey e Browne (2004), o procedimento padrão passa pela identificação de várias alternativas (como os diferentes cenários de gerenciamento de resíduos sólidos) que são então avaliadas em termos de critérios importantes para o modelo em desenvolvimento. O resultado é uma hierarquização de alternativas. Os tipos de critérios escolhidos dependem dos objetivos do modelo, e, portanto, podem ser incluídas a análise de risco e a avaliação de impacto ambiental.

Como vantagens e limitações desses modelos pode-se citar:

- Permite um procedimento sistêmico de avaliação de políticas de gerenciamento e ajuda a entender o problema.

- Uma mescla de informações quantitativas e qualitativas pode ser incorporada.
- Simulações podem ser feitas considerando as preferências de grupos de decisores com interesses conflitantes.
- Estes modelos não produzem “a melhor solução”, mas uma lista melhores soluções ou uma hierarquização geral de soluções.
- Há a necessidade de julgamento pessoal e de experiência dos decisores com a metodologia.
- A alocação de pesos para cada critério é subjetiva.
- Os modelos multicritério para gerenciamento de resíduos sólidos identificados na literatura consideram somente o resíduo que já foi gerado. Prevenção, minimização da geração, ou *ecodesign*, que poderiam eliminar materiais que não podem ser reciclados ou biodegradados geralmente não são considerados (Morrissey e Browne, 2004).

3.3.3 Modelos baseados na avaliação do ciclo de vida

Avaliação do ciclo de vida é uma metodologia que estuda os aspectos ambientais e os impactos potenciais ao longo da vida útil de um produto desde a aquisição da matéria-prima passando pela produção, uso e disposição final (isto é, do berço ao túmulo) (NBR ISO 14040, 2001). Embora a maioria dos estudos do ciclo de vida tenha sido feita por meio de análises comparativas de produtos que exercem função similar (por exemplo, vidro versus plástico para embalagens de bebidas), recentemente a ferramenta também tem sido utilizada para comparação de processos alternativos de produção, o que inclui o uso da ACV para comparação de estratégias de gerenciamento de resíduos sólidos.

De acordo com McDougall *et al.* (2001), a ACV oferece um mapa sistêmico, que permite uma análise holística e a comparação de diferentes cenários e opções, resultando em melhorias ambientais para diferentes produtos ou sistemas de gerenciamento de resíduos. Os autores fazem a conexão entre Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos Urbanos – GIRSU – e Avaliação do Ciclo de Vida – ACV. O modelo desenvolvido por McDougall *et al.* (2001) é chamado de IWM-2.

Como vantagens e limitações desses modelos pode-se citar:

- Permite a inclusão dos diferentes agentes envolvidos no gerenciamento de resíduos.
- Possibilidade de construir mapas de fluxos de materiais e de energias, assim co-

mo de recursos, resíduos e emissões.

- As técnicas de ACV permitem uma análise ampliada e objetivo do sistema de resíduos, proporcionando uma base objetiva para a tomada de decisões.
- O uso de técnicas de ACV não garante necessariamente que seja possível escolher qual opção seja “ambientalmente superior” porque elas não são capazes de prever os reais efeitos ambientais de um produto, embalagem ou serviço.
- ACV é mais uma ferramenta de gerenciamento ambiental e não deveria ser utilizada isoladamente para decidir qual sistema de gerenciamento de resíduos é o preferido.
- Uma dificuldade associada à ACV é estabelecer onde estão os limites do sistema e a definição da unidade funcional.
- ACV deve incorporar a avaliação econômica e os aspectos sociais.

Na tabela 3.12 são apresentados alguns modelos e programas computacionais utilizados para avaliação do ciclo de vida – ACV – e modelagem multicritério – MCDA.

3.3.4 Deficiências dos modelos existentes

A tomada de decisão em questões ambientais, como no gerenciamento de resíduos sólidos urbanos, usualmente envolve grupos com interesses contrários, objetivos conflitantes e diferentes tipos de informações e os métodos custo-benefício não são uma ferramenta sustentável para esse tipo de decisão (Carbone *et al.*, 2000 *apud* Morrissey e Browne, 2004). Além disso, nos métodos custo-benefício uma melhoria em uma das dimensões do problema (por exemplo, custos) pode compensar a deterioração de outra (por exemplo, emissões), o que não é um procedimento sustentável para gerenciamento de resíduos sólidos.

No tocante aos métodos de ciclo de vida, Peets (2000) diz que a ACV tradicionalmente não tem sido objeto do envolvimento da população, sendo uma ferramenta de cálculo de cargas ambientais muito específica e altamente tecnocrática. Mas, segundo McDougall *et al.* (2001), esta deficiência pode ser superada fazendo-se o debate público dos resultados da avaliação de impactos como parte de um processo democrático.

Métodos de ACV não lidam facilmente com impactos ambientais localizados, como uso local do solo para implantação de um aterro sanitário ou uma unidade de tratamento de resíduos, que facilmente se tornam uma prioridade para o público local. Além disso, métodos ACV não lidam com impactos dependentes do tempo com relevância quando se consideram questões intergerações. A maioria dos modelos de ACV considera somente a fase de in-

ventário do ciclo de vida da ferramenta avaliação do ciclo de vida (Morrissey e Browne, 2004).

Tabela 3.12 – Algumas das ferramentas computacionais disponíveis para MCDA^a e ACV^b

Metodologia e programa	Aplicação
Programas de MCDA	
EXPERT CHOICE	Para AHP.
ELECTRE TRI Assistant	Para ELECTRE TRI.
HIPRE 3 +	HIPRE 3 + é um programa de apoio à decisão que integrada o AHP e SMART, podendo ser utilizados separadamente ou integrados no modelo (http://www.sal.hut.fi/downloadables/)
HiView	Hiview é uma Metodologia Multicritério de Apoio à Decisão (MCDA) que permite decisões com opções mutuamente excludentes, e usa a técnica chamada MA-CBETH (http://www.catalyze.co.uk/hiview/hiview.html)
LOGICAL DECISIONS	É utilizado com a Teoria de Atitude Multiatributo (http://www.logicaldecisions.com/prod01.html)
PREFCALC, MINORA, VIG, LBS, CAMOS, M.H.DAS, ADELAIS, MARKEX, UTA+, FINEVA, FINCLAS, MUSTARD	São exemplos de Sistemas de Multicritério de Apoio à Decisão de Terceira ou Quarta geração e muitos deles são baseados no modelo UTA.
PREFDIS system	Utiliza o método UTADIS para desenvolver funções utilitárias aditivas para resolver problemas que envolvem dois ou mais grupos.
PROMCALC	Para o método PROMETHEE.
RANGU system	Utilizado em funções discriminativas de classificação dois-grupos.
ROSE SYSTEM	Baseado no Método “Rought Set”
Programas de ACV	
Boustead model	Para avaliação do ciclo de vida (http://www.boustead-consulting.co.uk/products.htm)
GABI 4	Para avaliação do ciclo de vida (http://www.gabi-software.de/)
IWMM	Para análise do ciclo de vida gerenciamento de resíduos sólidos, desenvolvido por EPIC/CSR.
IWM-2	Para análise do ciclo de vida gerenciamento de resíduos sólidos.
SIMA Pro 5.1	Programa Eco-Indicador desenvolvido por Pré Consultants. Para avaliação do ciclo de vida.
WARM	Modelo de redução de resíduos, e redução de gases de efeito estufa de várias alternativas de gerenciamento de resíduos sólidos. EPAUS.
WISARD	Para análise do ciclo de vida e utilizado por autoridades locais no Reino Unido. Desenvolvido pela Ecobilan (http://www.ecobilan.com/uk_wisard.php)

^a MCDA – *Multicriteria Decision Aid* (Metodologia Multicritério de Apoio à Decisão)

^b ACV – Avaliação do Ciclo de Vida

Fonte: Morrissey e Browne (2004)

A maior deficiência dos modelos multicritério, como o ELECTRE, é a grande subjetividade presente na alocação dos pesos. Entretanto, o problema de ponderação de pesos também está presente na fase de avaliação de impactos na ACV. Segundo Morrissey e Browne (2004), muito autores na literatura têm recomendado a aplicação dos conceitos da metodologia de decisão multicritério à fase de avaliação de impactos da ACV.

Um aspecto do uso dos modelos, não considerado detalhadamente em nenhum dos modelos identificados, é o se as técnicas podem ser utilizadas por grupos de decisores dispa-

res. Os principais grupos de decisores são o governo, as autoridades locais, os técnicos especialistas, e a comunidade geral. Petts (2000) afirma que a ACV não é uma ferramenta adequada para o envolvimento do público.

Por sua vez, Morrissey e Browne (2004) afirmam categoricamente que o não envolvimento das pessoas que geram os resíduos (a comunidade ou o público em geral) de uma maneira realmente participativa nos processos de decisão é a maior das deficiências desses modelos. Nenhum dos modelos identificados considera os aspectos sociais do gerenciamento de resíduos ou os aspectos intergerações e como resultado, afirmam os autores, nenhum dos modelos pode ser considerado totalmente sustentável. (A definição mais conhecida de desenvolvimento sustentável é a da Comissão Mundial para Meio Ambiente e Desenvolvimento de 1987 (1991) – o Relatório Brundtland –: é aquele que satisfaz as necessidades do presente, sem prejudicar a capacidade das gerações futuras satisfazerem suas necessidades. No entanto, como já visto anteriormente, neste trabalho a sustentabilidade dos sistemas de gerenciamento de resíduos refere-se ao manejo ambientalmente efetivo, economicamente viável e socialmente aceitável.)

Apesar do fato da evidência cada vez maior que os programas de gerenciamento de resíduos, e em especial uma técnica de tratamento de resíduos, que ignoram os aspectos sociais estão fadados ao fracasso (Joos *et al.*, 1999), é somente recentemente que as políticas e programas de gerenciamento de resíduos sólidos estão considerando os aspectos sociais e que indicadores de sustentabilidade do gerenciamento de resíduos estão sendo desenvolvidos. Os aspectos sociais mais importantes incluem os problemas de comunicação, aceitabilidade pública (compatibilidade social), participação pública no planejamento e na implementação, comportamento do consumidor, fatores intergerações e mudanças no sistema de valores.

Um estudo de Nilsson-Djerf (1999) sobre nove programas europeus de gerenciamento de resíduos considerados programas avançados nos seus respectivos países, concluiu que os programas que obtiveram sucesso tinham um principal fator em comum: todos consideram a questão de aceitabilidade pública e comunicação como muito importante. Os casos foram analisados por McDougall *et al.* (2001), que mostraram que enquanto todos os programas incluíam reciclagem e compostagem, mas nem todos incluíam incineração. Marrissey e Browne (2004) apontam que não é o fato de uma técnica de tratamento de resíduos estar ou não incluída que determina se um programa é sustentável ou não, mas sim, o fato determinante é se o programa é aceito pelas pessoas que tem que utilizá-lo.

Como formas de superar as deficiências dos modelos apontados, Morrissey e Browne (2004) sugerem que futuras pesquisas juntem os aspectos fundamentais da modelagem multicritério e o conceito de gerenciamento integrado de resíduos sólidos para desenvolver metodologias apropriadas de tomada de decisão para definição de sistemas sustentáveis de gerenciamento de resíduos sólidos, envolvendo todos tomadores de decisão (ou atores sociais) dentro de uma comunidade. Esta metodologia deverá buscar o desenvolvimento, avaliação e implementação de uma estratégia de gerenciamento de resíduos sólidos. A implementação com sucesso desta estratégia não deverá ser baseada apenas em critérios econômicos, ou na redução da porcentagem de envio de resíduos aos aterros sanitários, mas também na inclusão dos diversos atores sociais, na equidade intergerações e na satisfação das necessidades sociais. Pontos fundamentais a serem incluídos nas metodologias a serem desenvolvidas são a correta formulação do problema e o envolvimento dos atores sociais relevantes.

Pela sua importância, os aspectos da sustentabilidade social serão mais detalhadamente discutidos no item 3.5 deste trabalho.

3.4. Avaliação do ciclo de vida de resíduos sólidos urbanos

A avaliação do ciclo de vida (ACV) é uma metodologia de gerenciamento para avaliação dos aspectos potenciais associados a um produto ou serviço desde o “berço ao túmulo”. Esta técnica examina cada etapa do ciclo de vida, desde a aquisição de matérias-primas passando pela manufatura, distribuição, uso, possível reuso/reciclagem e disposição final. Além disso, se incluem todas as operações ou unidades de processo de cada etapa. Para cada uma dessas operações se calculam as entradas (matérias-primas, recursos e energia) e as saídas (emissões atmosféricas, emissões líquidas e resíduos sólidos). As entradas e as saídas são contabilizadas através de todo o ciclo de vida. Os problemas ambientais relacionados a estas entradas e saídas são avaliados na fase de avaliação de impacto do ciclo de vida. A realização de ACVs para produtos e serviços alternativos permite uma compreensão maior dos sistemas, assim como a realização de comparações entre eles. Uma ACV não necessariamente garantirá que se possa eleger qual a opção é “ambientalmente superior” ou melhor que outra, mas permitirá avaliar as vantagens e desvantagens de cada opção.

3.4.1. Benefícios do enfoque do Ciclo de Vida

Para McDougall *et al.* (2001) a Análise de Inventário do Ciclo de Vida é uma ferramenta inclusiva. A fase de Inventário do Ciclo de Vida é basicamente um processo de contabilização, ou um balanço de massa de um sistema. Considera-se que todas as entradas necessárias e as emissões derivadas dos diferentes estados e operações do Ciclo de Vida se encontram dentro dos limites do sistema. É essencial que todos os processos estejam incluídos dentro dos limites para realizar uma análise justa e transparente. A análise tem um elemento de agregação através do tempo, ou seja, todas as entradas e emissões através do Ciclo de Vida completo se incluem independentemente do momento em que se apresentam, e se incluem todos os sítios independentemente de sua localização.

A ACV oferece a possibilidade de construir mapas dos fluxos de materiais e energia assim como dos recursos, resíduos sólidos e emissões do sistema total, proporcionando um “mapa” do sistema que estabelece as bases para um enfoque holístico. Quando se comparam os mapas do sistema para diferentes opções (para diferentes produtos ou diferentes cenários de serviços) é possível identificar áreas nas quais podem realizar-se melhorias ambientais.

A ACV tem o poder de expandir o debate sobre problemas ambientais para além de um aspecto, tentando abordar uma ampla gama de assuntos ambientais. Através da utilização de uma metodologia quantitativa, pelos menos em relação às entradas e saídas do sistema, também proporciona uma base objetiva para a tomada de decisões.

3.4.2. Limitações do enfoque do Ciclo de Vida

Apesar de todas as vantagens na utilização da ACV, esta não pode ser considerada a única ferramenta de auxílio à tomada de decisões ambientais ou de desenvolvimento de sistemas de rotulagem de produtos. Como a ACV utiliza um balanço global do sistema e uma unidade funcional para representar todo o uso de recursos e emissões através do espaço e do tempo, não tem a capacidade de avaliar os reais impactos ambientais de um produto ou serviço (McDougall *et al.*, 2001). Os impactos ambientais reais das emissões dependerão de onde, quando e como as emissões são liberadas no ambiente, e para isso deverão ser utilizadas outras ferramentas de avaliação além de informações adicionais. Por exemplo, uma emissão concentrada, que se libera em um só momento e de uma fonte pontual, como uma refinaria, causará um efeito ambiental muito diferente em comparação com uma liberação desta mesma emissão de maneira contínua e ao longo de anos e a partir de muitas fontes difusas.

Outras ferramentas, tais como análise de risco, são capazes de prever os efeitos reais que provavelmente ocorrerão, mas não incluem todas as etapas do ciclo de vida, nem se vinculam com a unidade funcional. Nenhuma ferramenta poderá isoladamente fazer tudo, logo é necessária uma combinação de ferramentas com alcances complementares para levar a cabo a gestão ambiental em nível global.

3.4.3. Estrutura de uma avaliação do ciclo de vida

Com o objetivo de uniformizar os diferentes métodos utilizados para ACV, a metodologia consta de quatro fases distintas (ISO, 1997): (1) Definições de objetivos e escopo; (2) Análise de inventário, (3) Avaliação de impactos e (4) Interpretação ou análise de melhorias.

Definição de objetivos e escopo

Segundo a NBR ISO 14041 o objetivo de um estudo de ACV deve mencionar sem ambiguidade a aplicação planejada, as razões para fazer o estudo e o público ao qual é dirigida (ABNT, 2004). O componente “Definição de Objetivos” declara a razão de se realizar um estudo específico, define as opções que serão comparadas e o uso que se fará dos resultados. Esta fase também envolve a identificação dos limites do sistema (técnico, geográfico e temporal), assim como os procedimentos de manejo dos dados.

O Escopo, ou alcance, do estudo define basicamente os parâmetros dentre os quais o estudo será feito. O Escopo deve ser compatível com os objetivos. Segundo a NBR ISO 14040 (ABNT, 2001) devem ser descritos claramente: o sistema a ser estudado, a definição das unidades de processo, a unidade funcional, os procedimentos de alocação, os requisitos de dados, as hipóteses e limitações, se será realizada avaliação de impacto e a metodologia a ser adotada; se será realizada a fase de interpretação e a metodologia utilizada, o tipo e o formato de relatório necessário ao estudo e a definição dos critérios para a revisão crítica, se necessário.

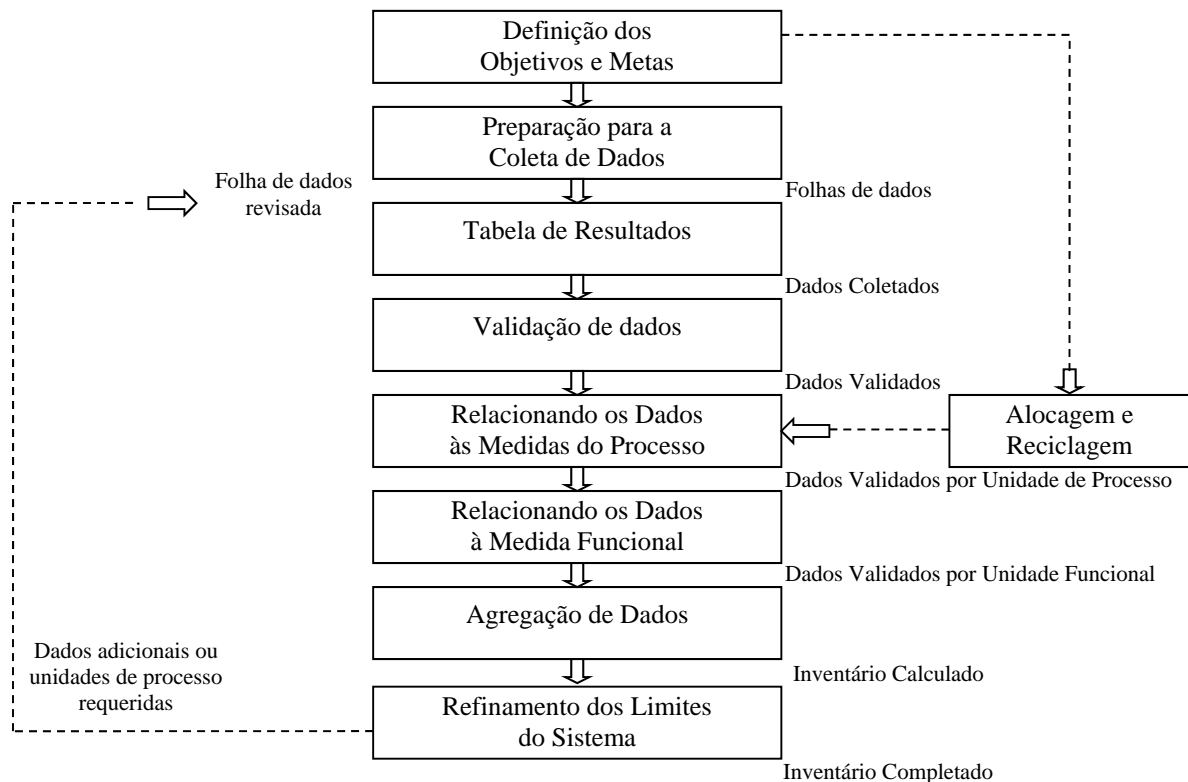
Os Limites do Sistema definem os processos unitários que serão incluídos no sistema modulado. Idealmente, o sistema deve ser modulado de forma tal que as entradas e saídas em seus limites sejam fluxos elementares (NBR ISO 14041, 2004).

Análise de Inventário de Ciclo Vida – ICV

Esta etapa consiste na compilação de todas as entradas e saídas ao longo de todo o Ciclo de Vida do produto ou serviço. As etapas operacionais que devem ser realizadas durante esta fase estão na figura 3.9.

Este procedimento envolve a descrição do Ciclo de Vida com uma série de passos e depois o cálculo das entradas e saídas para cada um desses passos (ver Figura 3.10). Isto implica na elaboração de um balanço de materiais e energia para cada passo do Ciclo de Vida. Depois, as análises de todas as entradas e saídas para cada passo do Ciclo de Vida são juntados para resultar no Inventário do Ciclo de Vida.

Figura 3.9 – Etapas operacionais para Análise de ICV



Fonte: NBR ISO 14041 (2004)

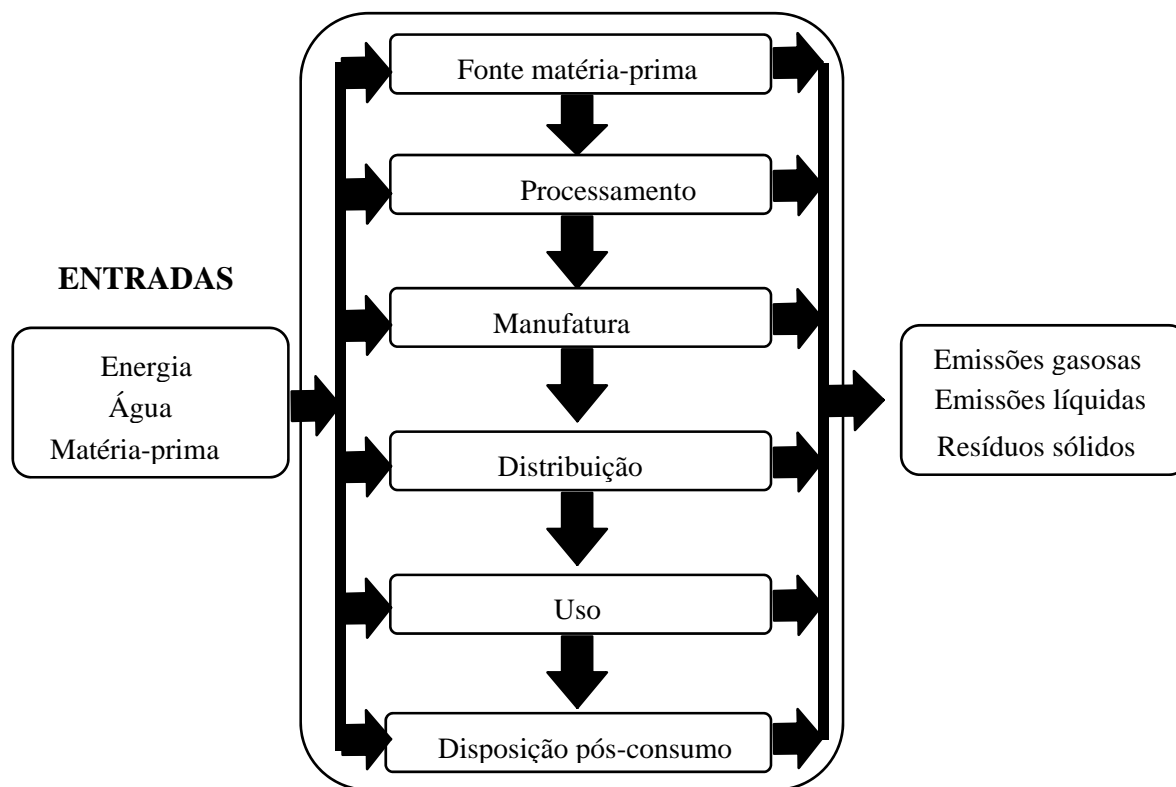
A grande quantidade de dados gerados nesta etapa resulta em um desafio para a tomada de decisão. Modelos computacionais devem ser utilizados para o agrupamento destes dados.

Apesar das limitações, a ACV proporciona uma grande quantidade de informa-

ções que permitem o conhecimento das operações em um dado sistema, proporcionando a base para a aplicação e integração de informações ambientais adicionais, assim como de ferramentas de avaliação, que tornam possível a comparação entre sistemas.

Devem ainda ser feitas análises de sensibilidade e de incertezas. Deve existir transparência em todas as etapas do estudo para que os “usuários” possam entender o enfoque aplicado e as suposições nas quais se baseiam (McDougall *et al.*, 2001).

Figura 3.10 – Etapas do Ciclo de Vida de um produto



(Fonte: NBR ISO 14041, 2004)

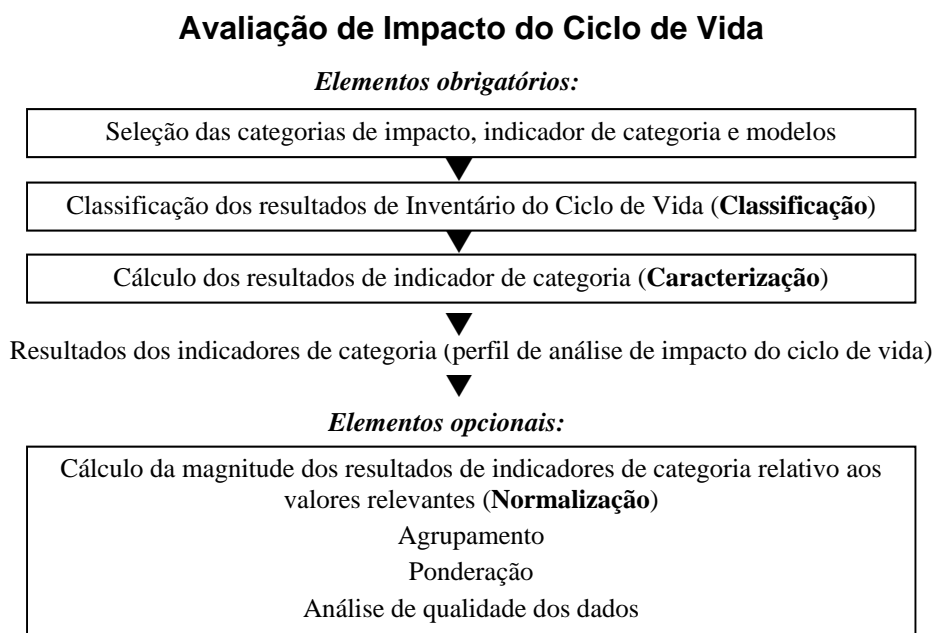
Na NBR ISO 14040 (ABNT, 2001) são delineados os tipos de revisões críticas a serem feitas por especialistas: revisão interna por especialistas em ICV que pertencem à mesma instituição, mas independente do estudo; revisão por especialistas em ICV que são independentes do estudo bem como da instituição que fez o estudo; e revisão por um grupo de organizações interessadas externas, como instituições governamentais, organizações não governamentais, e inclusive concorrentes.

Avaliação de Impacto de Ciclo Vida - AICV

A fase de AICV de uma ACV proporciona uma perspectiva que abarca o sistema completo com respeito aos problemas ambientais e de recursos para sistemas de produto ou de serviços (NBR ISO 14044, 2009). Para tanto, a AICV classifica os resultados da ICV em categorias específicas e seletas de impacto (uma categoria de impacto se utiliza para agrupar certos resultados de ICV que se associa a um determinado problema ambiental). Para cada categoria de impacto se selecionam indicadores adequados e se utiliza um modelo de caracterização para calcular os resultados dos indicadores. O conjunto de resultados de indicadores – denominado de perfil de AICV – proporciona um contexto ambiental para as emissões e uso de materiais associados com o sistema de produto ou serviço.

Na figura 3.11 apresentam-se os elementos obrigatórios e opcionais que convertem os resultados de ICV em resultados de indicadores.

Figura 3.11 – Elementos da AICV



(Fonte: NBR ISO 14044, 2009)

A seguir serão descritas brevemente as principais etapas da AICV.

A etapa de **classificação** requer a identificação dos dados do inventário relevantes para cada categoria específica de impacto. Os dados podem pertencer a mais de uma categoria, por exemplo os NO_x afetam o aquecimento global e têm efeito sobre a acidificação. Na

tabela 3.13 se apresentam os tipos de categorias de impacto que normalmente são examinados. Estas categorias devem ser elegidas com base nos objetivos e escopo do estudo de ACV.

Tabela 3.13 – Exemplo de categorias, problemas ambientais e indicadores

Categoria de Impacto	Problema ambiental	Indicador	Resultado do inventário
Mudança do clima	Aumento da temperatura global média.	Agrupar gases causadores do efeito estufa expressos como equivalentes de CO ₂ .	Emissões de gases de efeito estufa, por exemplo, CO ₂ , CH ₄ , CFCs e HCFCs, etc., além dos limites do sistema.
Acidificação	Perda de vida aquática devido à diminuição do pH dos corpos d'água receptores.	Agrupar as cargas de todas as emissões atmosféricas e aquáticas expressadas como potencial de acidificação (equivalentes de prótons de H ⁺).	Emissões de ácidos e substâncias que possivelmente se converterão em ácidos, como por exemplo, HCl, SO ₂ , NO _x , etc., além dos limites do sistema.
Eutrofização	Perda de vida aquática a medida que aumenta a concentração de nutrientes e diminuem os níveis de oxigênio dissolvido nos corpos d'água receptores.	Cargas de nutrientes que podem causar eutrofização e substâncias orgânicas que podem diminuir a concentração de oxigênio dissolvido durante a mineralização.	Emissão de nutrientes mais importantes, como fósforo e nitrogênio, e de materiais orgânicos facilmente biodegradáveis, por exemplo, DBO, além dos limites do sistema.
“Smog” fotoquímico	Efeitos sobre a saúde humana, por exemplo, incremento de doenças respiratórias.	Cargas de emissões de COVs expressadas como potencial de formação fotoquímica de ozônio e óxido de nitrogênio. Não existem condições comuns de referência para combiná-los.	Emissões de COVs e óxidos de nitrogênio além dos limites do sistema.
Toxicidade humana	Efeitos adversos na saúde humana desde ocorrência de câncer a irritação da pele e olhos.	Não existe um indicador sobre o qual haja um acordo. Alguns médicos utilizam um agrupamento total de toxicidade, outros utilizam subqualificações para câncer, reprodução, etc.	Emissão de várias substâncias tóxicas além dos limites do sistema. Deve-se conhecer o grau de toxicidade aproximada e o seu efeito.
Recursos	Esgotamento dos recursos naturais.	Taxa de esgotamento de cada recurso mineral. Implica subjetividade ao combinar diferentes recursos.	Entradas de diferentes recursos no interior dos limites do sistema.

Fonte: McDougall *et al.* (2001)

Na etapa de **caracterização** são realizados cálculos para avaliar a significância relativa de cada fator contribuinte ao impacto global do sistema e operação em estudo, convertendo-os em um indicador comum. Por exemplo, no caso do aquecimento global, o indicador mais usado é o Potencial de Aquecimento Global expresso em equivalentes de CO₂. Por sua vez, a **ponderação** é o processo de conversão de resultados de indicadores de diferentes categorias de impacto em qualificações, utilizando fatores numéricos baseados em valores. É a etapa mais subjetiva de uma ACV, pois é baseada em juízo de valores, não tendo um fundamento científico (McDougall *et al.*, 2001).

Por fim, a etapa de **interpretação do ciclo de vida** está intimamente ligada com a natureza iterativa dos processos de definição do escopo, análise de inventário e avaliação de

impacto. Existem três elementos básicos nesta fase: identificação das questões ambientais mais significativas baseadas nos resultados da fase de ICV e AICV da ACV; avaliação, que pode incluir elementos tais como a checagem da integridade, sensibilidade e consistência; e conclusões, recomendações e relatórios sobre as questões ambientais significativas (Chehebe, 1998).

Pennington *et al.* (2004) apresentam uma listagem bastante detalhada de categorias de indicadores, fatores de caracterização e de modelos utilizados na bibliografia.

3.4.4. Inventário do ciclo de vida de resíduos sólidos

A técnica do Ciclo de Vida tem sido utilizada para comparar opções específicas de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos (Kirkpatrick, 1992; Denison, 1996; Finnveden e Ekvall, 1997) e atualmente também para a avaliação de sistemas completos de gerenciamento integrado de resíduos sólidos – GIRS – (Wilson, 1998; Thurgood, 1998; etc.).

Segundo McDougall *et al.* (2001) um Inventário do Ciclo de Vida dos resíduos sólidos tem os seguintes propósitos:

1. Prever o desempenho ambiental de um sistema de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos. Como geralmente não estão disponíveis dados para todas as partes do Ciclo de Vida, dados genéricos são frequentemente usados (tipicamente valores médios) e o resultado do inventário não será 100 % exato. O desempenho ambiental pode ser avaliado de duas maneiras. A primeira delas é a realização de estudos detalhados de ICV para vários sistemas individuais de manejo de resíduos, e extrapolar as conclusões gerais dos resultados. A outra maneira é construir uma ferramenta genérica e flexível que pode ser aplicada a qualquer sistema de gerenciamento de resíduos para avaliar o desempenho ambiental global.
2. Demonstrar as inter-relações no sistema de manejo de resíduos, contribuindo assim para a melhor compreensão do mesmo.
3. Ajudar a clarear os objetivos do sistema de gerenciamento de resíduos, permitindo a tomada de decisões sociais e políticas com mais objetividade.
4. Permitir a realização de cálculos para diferentes cenários hipotéticos através do uso de modelos computacionais, comparando as cargas ambientais e custos

econômicos.

5. Proporcionar informação sobre métodos de manejo de resíduos sólidos que possam ser utilizadas em estudos de ICV de produtos e embalagens individuais.
6. Proporcionar uma avaliação econômica do sistema de GIRS utilizando os mesmos limites do sistema que o ICV, assegurando desta maneira que os dois conjuntos de dados possam ser analisados em paralelo.

Unidade funcional

A unidade funcional é a unidade de comparação utilizada em um Inventário do Ciclo de Vida. Historicamente, os estudos de ICV estão relacionados com produtos, como detergentes (Stalmans, 1992 *apud* McDougall *et al.*, 2001) ou embalagens (White *et al.*, 1993 e Smith e White, 1999 *apud* McDougall *et al.*, 2001; Kuta *et al.*, 1995). Nestes casos, a unidade funcional se relaciona com o produto ou embalagem, e as comparações são feitas com base na quantidade ou uso equivalente do produto. Portanto, a unidade funcional é expressa em termos da saída do sistema.

No entanto, a função de um sistema de gerenciamento de resíduos não é produzir algo, mas sim gerenciar os resíduos gerados em determinada área. Portanto, a unidade funcional de um ICV de resíduos é constituída pelos resíduos sólidos de uma área geográfica de estudo. No ICV de resíduos sólidos, a unidade funcional se define em termos da entrada do sistema, ou seja, os próprios resíduos. Esta unidade funcional é o gerenciamento dos resíduos de um domicílio ou os resíduos totais gerados em uma região geográfica em um determinado tempo (por exemplo, toneladas em um ano) (McDougall *et al.*, 2001).

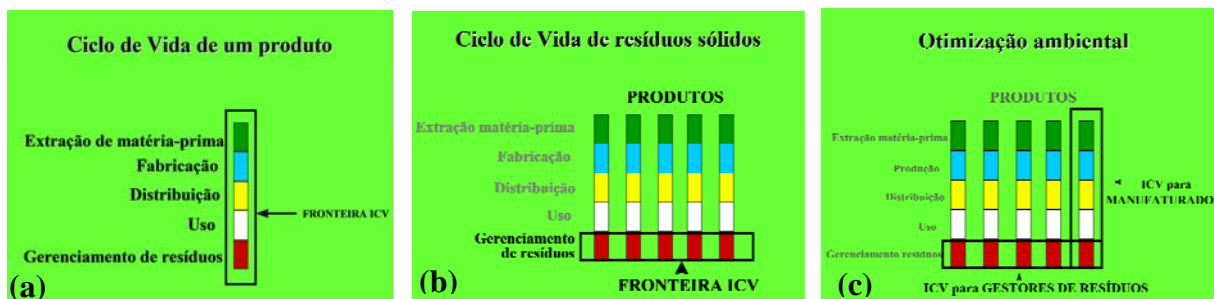
Limites ou fronteira do sistema

O Ciclo de Vida completo inclui desde o berço até o túmulo. Quando se considera o Ciclo de Vida de produtos os inventários normalmente remetem à fonte das matérias-primas, por exemplo, as atividades de lavra nas minas, para definir o “berço” do produto. O “túmulo” é a disposição final do produto, frequentemente a disposição no solo em aterros sanitários. Se de um lado compartilhem o mesmo túmulo que os produtos, por outro o Ciclo de Vida dos resíduos não compartilha o mesmo berço (ver Figura 3.12). Os resíduos só se tornam resíduos no momento em que são descartados, ou seja, quando deixam de ter algum valor para seu dono (McDougall *et al.*, 2001). Assim, o “berço” dos resíduos sólidos, pelos menos nos

domicílios, é normalmente a cesta de resíduos no interior das residências.

O “túmulo” do Ciclo de Vida dos resíduos sólidos é a sua disposição final de retorno ao ambiente. McDougall et al. (2001) considera como “túmulo” ou final do Ciclo de Vida quando o resíduo se converte em material inerte no aterro sanitário, ou quando se converte em emissões líquidas ou atmosféricas. Os resíduos podem ainda recuperar algum valor (como composto, materiais secundários ou combustível) e assim deixam de serem considerados resíduos. Este “valor” normalmente implica em um valor econômico positivo.

Figura 3.12 – (a) Ciclo de Vida de um produto, (b) Ciclo de Vida dos resíduos sólidos, (c) Enfoque da otimização ambiental

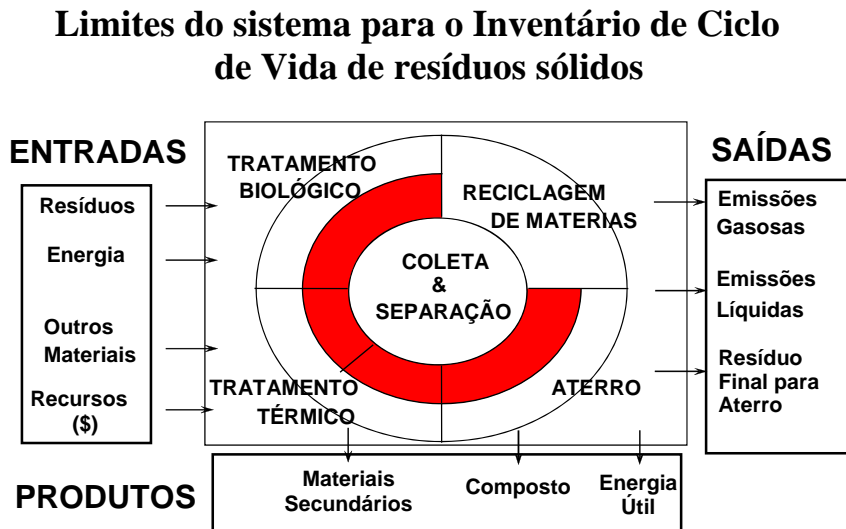


(Fonte: McDougall *et al.*, 2001)

Na figura 3.13 se apresentam de maneira esquemática os limites gerais de um sistema de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos.

Além dos resíduos, existem ainda entradas de energia e outras matérias-primas (como energia elétrica, gasolina e diesel) ao sistema. As saídas do sistema são produtos úteis como materiais recicláveis e composto, emissões líquidas e atmosféricas, e materiais inertes ou resíduo final para aterro. Também há a produção de energia nas opções de recuperação energética (incluindo o uso do biogás).

As entradas econômicas ao sistema de manejo de resíduos incluem os custos de coleta, separação ou triagem, das diferentes formas de tratamento, transporte e disposição final. Os ganhos do sistema provêm da venda de materiais recicláveis, composto e energia.

Figura 3.13 – Limites do sistema para o Inventário do Ciclo de Vida

(Fonte: McDougall *et al.*, 2001)

Todos os subsistemas (geração, coleta, reciclagem, tratamento e aterro sanitário) do modelo de gerenciamento integrado devem ter suas entradas e saídas calculadas. Esta é uma das principais dificuldades de aplicação da ferramenta de ICV, principalmente nos países em desenvolvimento, onde uma das lacunas mais significativas é a falta de informações sobre todos estes processos (Sanchez *et al.*, 2000).

Ferramentas de ciclo de vida têm sido utilizadas para otimizar sistemas de gerenciamento integrado de resíduos na Europa e América do Norte, onde são aplicados com sucesso em diferentes temas no gerenciamento de resíduos. McDougall e Aligil (2002) citam uma série de modelos de ICV que foram desenvolvidos e utilizados especificamente para gerenciamento integrado de resíduos sólidos:

1. O Programa de Pesquisa do Ciclo de Vida Agência Ambiental do Reino Unido começou em 1994. O programa computacional WISARD (*Waste Integrated Systems Assessment for Recovery and Disposal*) foi revisado e tem sido utilizado pela Agência Ambiental do Reino Unido desde 1999.

2. A Agência de Proteção Ambiental (EPA) dos Estados Unidos está trabalhando para aplicar métodos de ICV para avaliação de sistemas integrados de gerenciamento de resíduos. A pesquisa foi iniciada em 1994 e finalizada em 1999. O modelo desenvolvido chama-se MSW DST (*Municipal Solid Waste Decision Support Tool*). Thorneole e Weitz (2003) mostram um exemplo de aplicação desta ferramenta.

3. Dois grupos industriais Canadenses (a *Corporations Supporting Recycling* (CSR) e a *Environmental and Plastics Industry Council* (EPIC)), desenvolveram conjuntamente um modelo de ICV para sistemas de gerenciamento de resíduos que vem sendo amplamente divulgado em *workshops* de treinamento das municipalidades em todo Canadá.

4. ORWARE (*organic waste research*) é uma ferramenta computacional que permite a análise ambiental de sistemas municipais de gerenciamento de resíduos. O modelo calcula emissões, uso de energia, impactos ambientais potenciais e custos sob a perspectiva de ciclo de vida. Foi desenvolvido pelo Departamento de Engenharia Química e Ecologia Industrial do Instituto Real de Tecnologia de Estocolmo, Suécia. Assefa *et al.* (2005) e Eriksson *et al.* (2005) apresentam mais detalhes sobre a ferramenta computacional ORWARE.

5. IWM-2 é um modelo em plataforma Windows com dados globais atualizados. Para uma maior descrição desse modelo ver item 3.4.6.

Unger e Wassermann (2003) descrevem a utilização dos programas computacionais IWM-2, Gemis 4.1, GaBi 3 e Umberto 4 na avaliação do ciclo de vida de sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos municipais apontando os bons resultados encontrados.

3.4.5. Avaliação do ciclo de vida em resíduos sólidos

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) tem sido utilizada como ferramenta gerencial ambiental através da qual se pode avaliar os usos de energia e matéria-prima, assim como a geração de resíduos resultantes da fabricação e uso de produtos de consumo de massa, serviço ou processo industrial de interesse. Esta ferramenta se mostrou exitosa para apontar áreas concretas de oportunidades e lograr melhoras ambientais ou identificar danos não previstos. À ferramenta são atribuídas duas características fundamentais: (a) examina o ciclo de vida do produto ou serviço “do berço ao túmulo”, que permite identificar a fase onde ocorre, se for o caso, o dano ambiental e (b) permite apontar e considerar todo o peso ambiental do produto ou serviço frente a seu valor para a sociedade.

A ACV tem sido utilizada como uma eficiente ferramenta ambiental em muitos estudos. Por exemplo, entre outros, a ACV foi utilizada para comparar os impactos ambientais de diferentes automóveis (Graedel *et al.*, 1995), para comparar impactos ambientais de sistemas de fabricação de detergente (Morse *et al.*, 1995), para diminuir o conteúdo de COV na fabricação de tintas (Dobson, 1996); para reduzir as cargas ambientais no uso de baterias automotivas (Robertson *et al.*, 1997), para comparar duas alternativas de tratamento de águas

subterrâneas para remoção de dureza e cor (Sombekke *et al.*, 1997), para comparar diferentes formas de manejo de sistemas florestais (Berg, 1997), para comparar três processos de remoção de graxas na indústria metalúrgica com otimização ambiental e de custos, (Finkbeiner *et al.*, 1997), para avaliar diferentes cenários de tratamento de esgotos domésticos (Roeleveld *et al.*, 1997), para examinar as implicações potenciais no ambiente e na saúde humana de diferentes opções de remediação de áreas contaminadas (Page *et al.*, 1996) e para avaliação da sustentabilidade de sistemas de gerenciamento de resíduos da construção civil (Klang *et al.*, 2003)

Vigileos (2002) *apud* Shmelev e Powell (2005) apontam dimensões institucionais chave do gerenciamento de resíduos que não são contempladas pela maioria dos modelos, como os impactos sociais específicos do manejo de resíduos; os contratos existentes entre as empresas privadas as instituições públicas que são de longa duração, sendo que muitos destes contratos requerem o aporte de uma quantidade mínima de resíduos; barreiras impostas por regulamentações governamentais; e a falta de comunicação entre os diferentes participantes do setor de gerenciamento de resíduos sólidos.

Para Shmelev e Powell (2005) o ICV é bom para a modelagem de sistemas de resíduos, mas é apenas o primeiro passo na identificação dos impactos ambientais, como as suas concentrações em termos de emissões para a água, solo e ar, mas não fornece qualquer indicação do impacto ou da importância das emissões locais. Sugerem os autores que se faz necessária a combinação de vários métodos para a análise complexa do desenvolvimento potencial dos sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos.

Os autores acima apresentam estudos que focaram a integração de três diferentes procedimentos para análise espaço-temporal de gerenciamento de resíduos sólidos municipais, a saber: uma metodologia de inventário do ciclo de vida (módulo ICV) que ajuda a identificar as emissões dentro do sistema, uma metodologia de otimização multi-critério (módulo MCDA) que ajuda a encontrar soluções que atendam aos critérios ambiental, econômico e social e uma metodologia de sistema de informações geográficas (módulo SIG) que oferece a base para a localização geográfica de unidade de tratamento de resíduos, transporte, impactos sociais, bem como a alocação de impactos ambientais em ecossistemas de interesse.

Para completar o processo de ACV é necessário estabelecer uma conexão entre o inventário e os danos ou impactos potenciais, etapa esta correspondente à avaliação do ciclo de vida.

Na literatura várias metodologias têm sido apresentadas para realizar esta avaliação, como *Eco-indicator 99* (Goedkoop e Spriensma, 2001), CML 2001 (Guinée *et al.*, 2001), EDIP 2003 (Hauschild e Potting, 2004), EPS 2000d (Steen, 1999), *Impact (2002)+* (Jolliet *et al.*, 2003), JEPIX (Miyazaki *et al.*, 2003), LIME (Itsubo *et al.*, 2004), *Swiss Ecotoxicity* (Brand *et al.*, 1997), TRACI (Bare *et al.*, 2003) e ReCiPe 2008 (Goedkoop *et al.*, 2009).

Descrevemos dois dos principais métodos: a metodologia *Eco-indicator 99* e a metodologia CML 2001 (também conhecida como metodologia *Handbook on LCA*).

A metodologia *Eco-indicator 99* foi desenvolvida pela Pré Consultants (Goedkoop e Spriensma, 2001). Baseada nos problemas mais sérios europeus, a metodologia é orientada para categorias de indicadores de receptores finais (*endpoint-oriented approach*) e assume que há basicamente três categorias de impactos: saúde humana, qualidade dos ecossistemas e recursos.

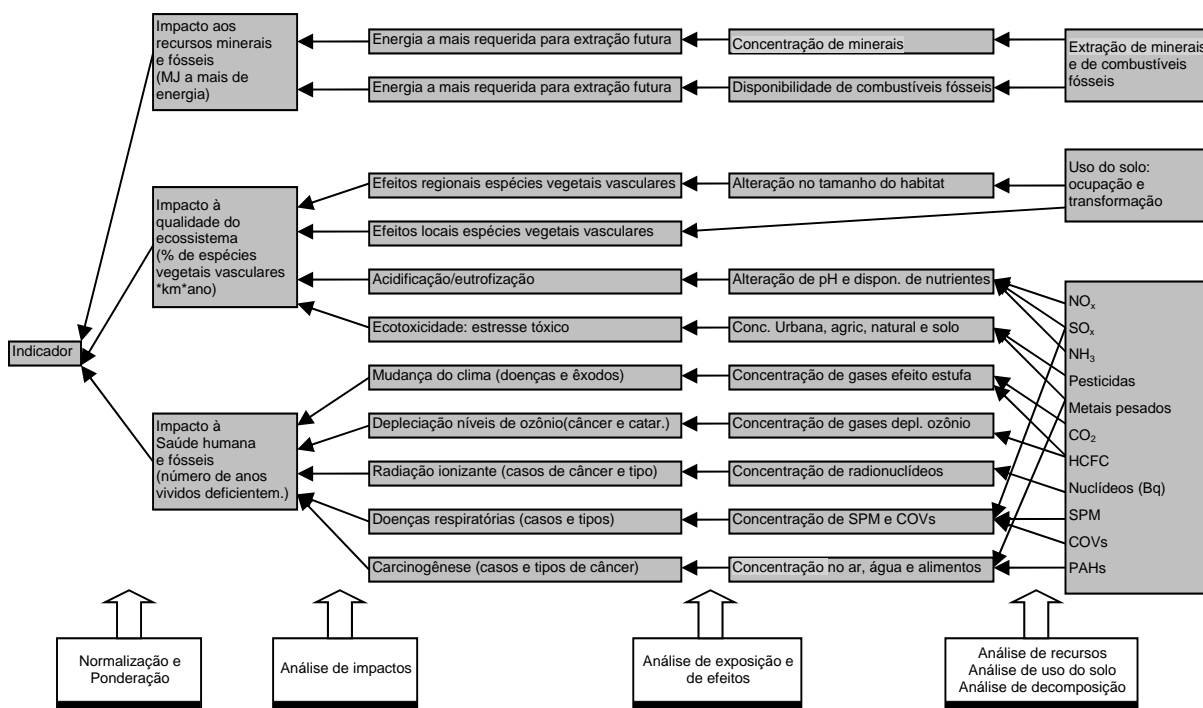
De maneira mais detalhada, as três categorias de impactos da metodologia *Eco-indicator 99* podem ser assim expressas:

- 1) Na modelagem de Saúde Humana são usadas quatro subetapas:
 - a) Análise da degradação, conectando uma emissão (expressa como massa) a uma variação temporal da concentração.
 - b) Análise de exposição, conectando esta concentração no tempo com uma dose.
 - c) Análise de efeito, conectando a dose a um número de efeitos sobre a saúde, como o número e tipos de câncer e doenças respiratórias.
 - d) Análise de impactos, conectando efeitos sobre a saúde com o número de anos vividos com deficiência e o número de anos de vida perdida.
- 2) Para a qualidade do ecossistema dois procedimentos diferentes são usados:
 - a) Emissões tóxicas e emissões que alteram a acidez e os níveis de nutrientes são analisadas pela:
 - i) Análise de degradação, conectando emissões com concentrações.
 - ii) Análise de efeito, conectando concentração com estresse tóxico ou incremento nos níveis de nutrientes ou acidez.
 - iii) Análise de impactos, conectando estes efeitos com o aumento do desaparecimento potencial de espécies vegetais.
 - b) Uso e alteração do solo é modelado com base em dados empíricos de qualidade dos ecossistemas, como uma função do tipo de uso do solo e tamanho da área.

- 3) A extração dos recursos naturais é modelada de duas maneiras:
- a) Análise dos recursos, considerada como uma etapa similar à análise de degradação, uma vez que conecta a extração de recursos a uma diminuição da concentração de recursos.
 - b) Análise de impactos, conectando concentrações mais baixas com o aumento de esforços para a extração dos recursos no futuro.

Na figura 3.14 são mostrados os diferentes procedimentos e resultados (intermediários). É feita uma distinção clara entre resultados intermediários (caixas claras) e os procedimentos (caixas cinzas) que vão de um resultado intermediário para outro.

Figura 3.14 – Representação geral da metodologia Eco-indicator 99. As caixas brancas em baixo referem-se a procedimentos e as caixas cinzas referem-se a resultados intermediários



(Fonte: Goedkoop e Spriensma, 2001)

A metodologia CML 2001 (também de chamada de *Handbook on LCA*) foi desenvolvido por um grupo de pesquisa holandês e está descrita em Guinée *et al.* (2001). Esta metodologia é orientada para categorias de indicadores de receptores intermediários (*mid-point-oriented approach*). A metodologia considera a normalização uma etapa recomendada após a caracterização e prevê fatores para fazer esta normalização em diferentes escalas espa-

ciais.

Embora as áreas de proteção para cada categoria e impacto estejam identificadas, os mecanismos não estão interligados aos seus receptores finais, pelo menos não quantitativamente. As áreas de proteção são:

- saúde humana;
- recursos naturais (biótico e abiótico);
- ambiente natural (qualidade dos ecossistemas e biodiversidade);
- ambiente construído (plantações, cultura, etc.).

As categorias de impactos adotadas pela metodologia CML 2001 são:

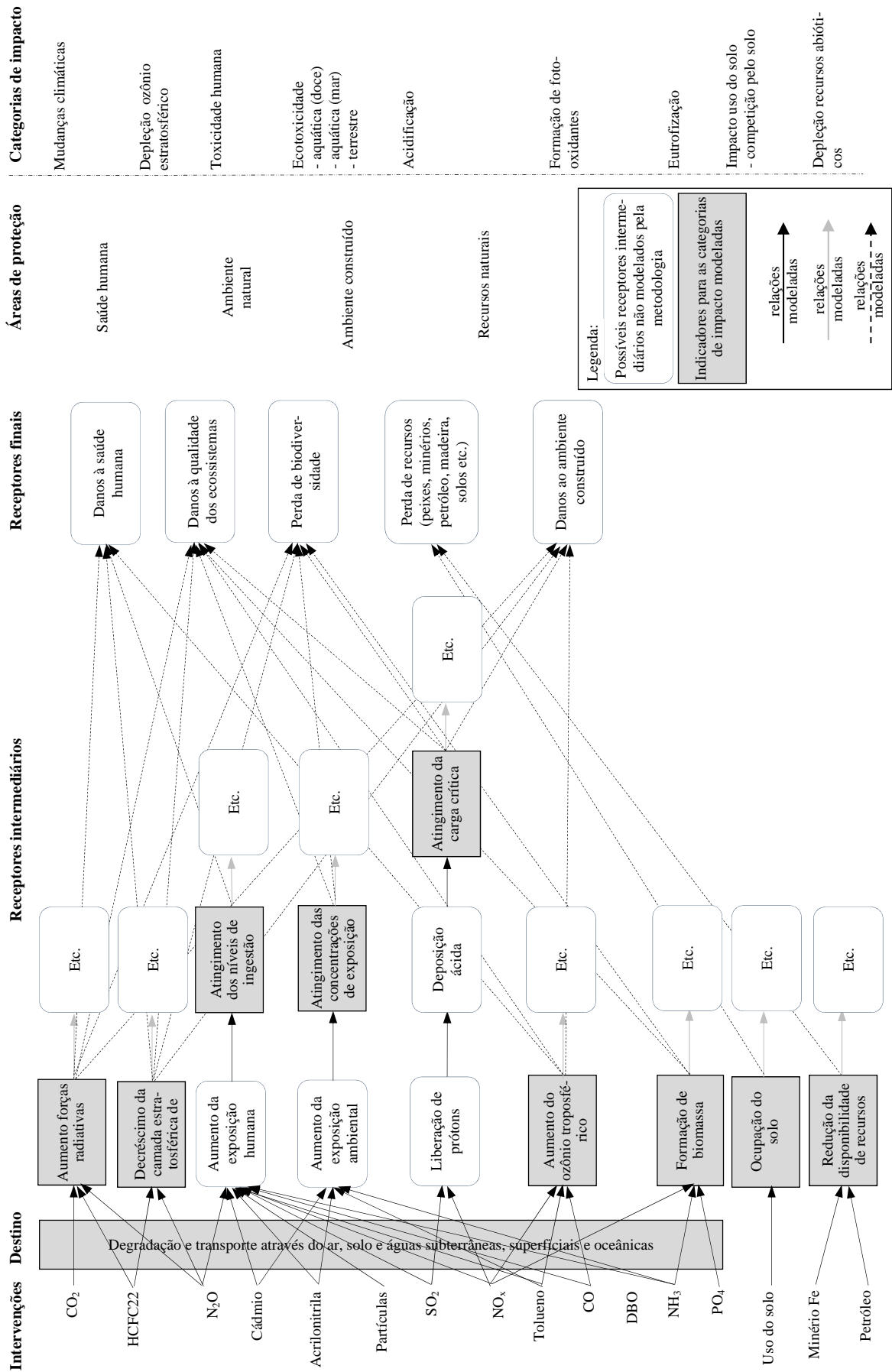
- depleção dos recursos abióticos;
- impactos sobre uso do solo (somente subcategoria competição);
- mudanças climáticas;
- depleção do ozônio estratosférico;
- toxicidade humana;
- ecotoxicidade (com subcategorias: ecotoxicidade da água doce, da água oceânica e terrestre);
- formação de foto-oxidantes;
- acidificação;
- eutrofização.

As categorias de indicadores modeladas pela CML 2001 para a linha de base das categorias de impacto recomendadas na metodologia, com uma indicação das relevâncias ambientais, estão apresentadas na figura 2.15.

Rodríguez-Iglesias *et al.* (2003) utilizaram a metodologia *Eco-indicator 95* (o predecessor do *Eco-indicator 99*) para avaliação do ciclo de vida de gerenciamento de resíduos sólidos municipais em Astúrias, na Espanha. Os autores apresentam a normalização e a ponderação (atribuição de pesos) para as seguintes categorias de impactos: gases efeito estufa, acidificação, eutrofização, metais pesados, carcinogênicos, “*smog*” de inverno e “*smog*” de verão.

Den Boer *et al.* (2005) e Den Boer *et al.* (2007) apresentam e descrevem a aplicação de metodologia de avaliação do ciclo de vida aplicada ao gerenciamento integrado de resíduos sólidos urbanos utilizando para a etapa de avaliação dos impactos a metodologia CML 2001, apresentada na figura 3.15.

Figura 3.15 – Representação geral da metodologia CML 2001



Fonte: Adaptado de Guineé *et al.* (2001)

Powell *et al.* (1995) descrevem outras metodologias utilizadas para estabelecer uma conexão entre o inventário e os danos ou impactos potenciais. Entre as mais utilizadas estão as metodologias de validação com atribuição de pesos às diferentes categorias através da realização de painéis de especialistas. Segundo os autores, métodos com participação de atores sociais apresentam resultados positivos em sua aplicação nesta etapa do ACV.

Lundie e Peters (2005) conduziram um estudo de ACV sobre alternativas de manejo de resíduos sólidos alimentares na Austrália. As alternativas avaliadas foram trituração caseira e lançamento na rede de esgotos, compostagem caseira, compostagem centralizada juntamente com resíduos verdes, e codisposição em aterros sanitários. Os indicadores ambientais e categorias de impactos escolhidos para o estudo foram uso de energia, mudanças climáticas, consumo de água, potencial toxicológico humano, potencial ecotoxicológico aquático, potencial ecotoxicológico terrestre, potencial de acidificação e potencial de eutrofização.

Como resultados do estudo os autores apontam que quando operada adequadamente, em condições aeróbias, a compostagem caseira tem os menores impactos em todas as categorias. A codisposição em aterros sanitários apresentou bons resultados, exceto com respeito a mudanças climáticas e eutrofização. Comparado com as outras três alternativas a compostagem centralizada apresentou um desempenho ambiental relativamente ruim, devido a coleta (que neste caso era feita segregadamente) requerer uso intensivo de energia.

Comparando sistemas de gerenciamento de resíduos urbanos em uma região da Áustria, comparando cenários com diferentes esquemas de reciclagem (reciclagem com coleta seletiva em sistemas de pontos de entrega voluntário, reciclagem com coleta seletiva feita porta-a-porta e cenário sem reciclagem), Beigl e Salhofer (2004) fizeram a avaliação de impacto dos resultados do inventário do ciclo de vida (modelo IWM-1) de acordo com três categorias de impacto: potencial de aquecimento global, potencial de acidificação e uso líquido de energia. O estudo incluiu análise de custos, sendo que os autores não encontraram diferenças significativas de custos para os três cenários avaliados. Os impactos ambientais foram avaliados para o sistema como um todo e para os fluxos individuais por tipos de resíduos – papel, plásticos, metal e vidro.

No estudo feito por Moberg *et al.* (2005) as categorias de impacto utilizadas foram energia total, energia não renovável, recursos abióticos, resíduos não tratados, aquecimento global, depleção dos níveis de ozônio na estratosfera, formação de foto-oxidantes, SO_x, NO_x, acidificação excluindo SO_x e NO_x, eutrofização aquática excluindo NO_x, impactos eco-

toxicológicos, e impactos ecotoxicológicos humanos. O estudo de ACV foi feito comparando os cenários de reciclagem, incineração com recuperação energética e disposição em aterro sanitário de resíduos recicláveis. A pesquisa conclui que, para as condições da Suécia, as premissas assumidas pelo estudo, incluindo a adoção de valores com aspectos éticos são importantes quando se analisa opções de tratamento de resíduos sólidos urbanos.

Um destes aspectos éticos e de valores importantes em relação aos aterros sanitários é a dependência temporal das emissões desses aterros. Não há consenso na literatura sobre quando cessam as emissões de um aterro sanitário. Um grupo de pesquisadores em ACV em modelos de gerenciamento integrado de resíduos sólidos municipais trabalha com períodos curtos, entre 30 e 500 anos. Outro grupo trabalha com tempos maiores, por exemplo, 60.000 anos (baseado na expectativa do tempo para a próxima era glacial) ou mesmo tempos infinitos. Thomas e McDougall (2005) recomendam que para a AICV (Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida) sejam consideradas emissões infinitas, ou na impossibilidade, um período de 100 anos com análise de sensibilidade.

Finneveden (1999) diz que estas questões éticas e ideológicas refletem as questões de qual forma de crescimento econômico é esperado e qual é o valor dado às gerações futuras. Quando os impactos são considerados apenas em um curto período de tempo, implica-se na assunção de que os que ocorrerem após este período não são importantes, o que consiste em dizer, segundo o autor, que as futuras gerações não são importantes.

Mendes *et al.* (2003) comparando os impactos ambientais através da ACV de aterro sanitário, compostagem e tratamento biológico (biogásificação) de resíduos sólidos municipais da cidade de São Paulo, e analisando o uso de energia, recuperação de materiais e emissões para o ar e a água em termos de potencial de aquecimento global, acidificação e nutrientes, concluíram que o aterro sanitário é, geralmente, a pior alternativa, sendo que a compostagem e a biogásificação da fração orgânica reduzem os impactos ambientais.

Analisando alternativas de reaproveitamento energético dos resíduos sólidos, Consonni *et al.* (2005) utilizaram os seguintes indicadores de impactos: potencial de aquecimento global, potencial de toxicidade humana, potencial de acidificação, potencial de criação fotoquímico de ozônio e o “volume de aterro”, isto é, o volume de total de resíduos a ser disposto em aterro.

Por sua vez, Eriksson *et al.* (2005) fizeram a ACV de diferentes combinações de incineração, reciclagem de materiais plástico e papelão coletados em contêineres e tratamento

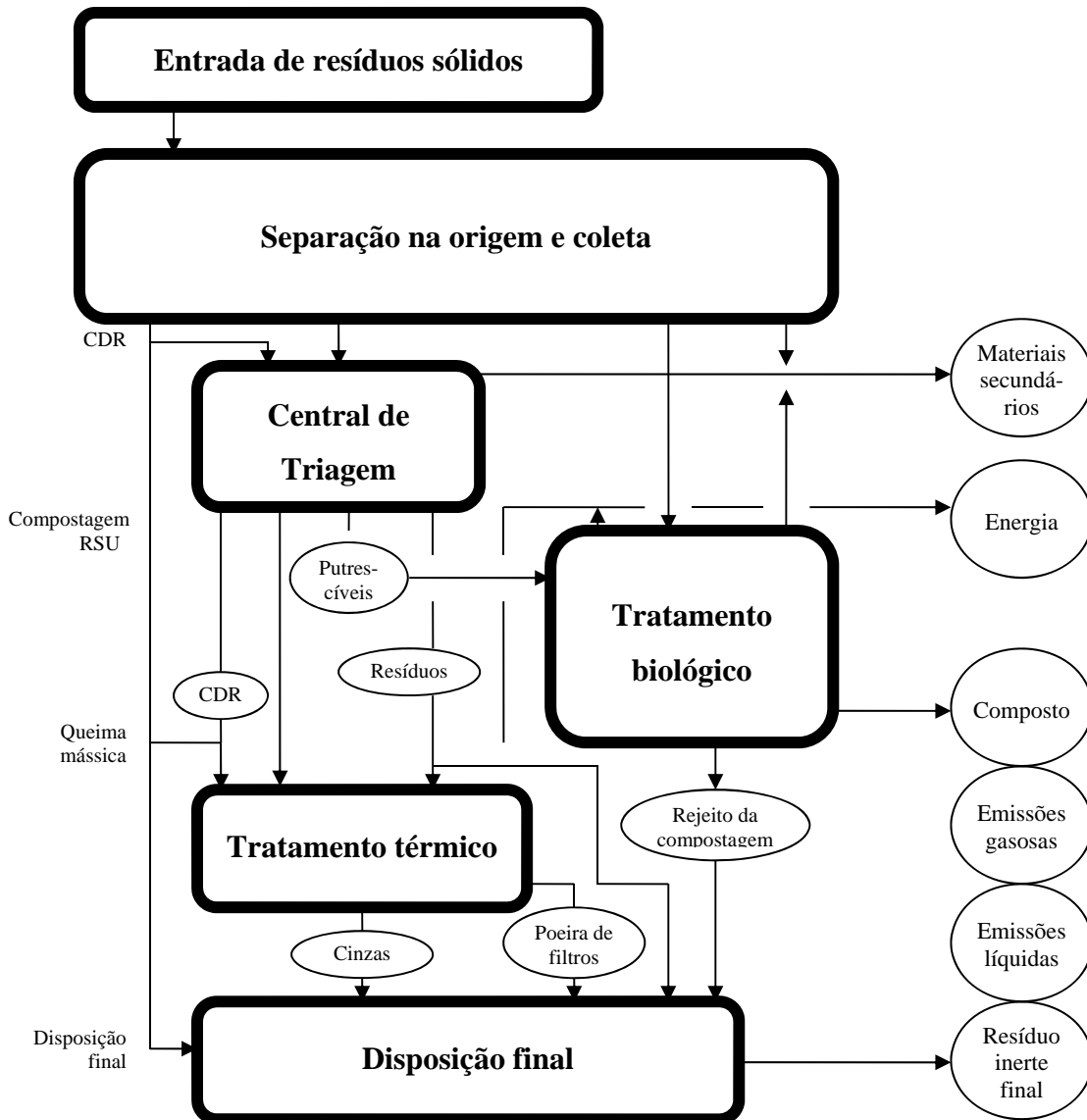
biológico (digestão anaeróbia e compostagem) de resíduos orgânicos, comparando à disposição em aterro sanitário. O estudo conclui que a redução do envio de resíduos ao aterro em favor da reciclagem resultou em menor impacto ambiental, menor consumo de energia e menores custos. As categorias de impacto ambiental utilizadas foram potencial de aquecimento global, potencial de acidificação, potencial de eutrofização, formação de oxidantes fotoquímicos (excluído NO_x), emissões de NO_x e metais pesados (análise de entrada e saída).

A aplicação da ACV em gerenciamento de resíduos urbanos vem sendo muito utilizada no continente europeu. No entanto, como já discutido por Reichert (2007), um dos desafios para realizar a etapa de ICV na realidade brasileira e demais países subdesenvolvidos ou em desenvolvimento, é a falta ou a pouca confiabilidade do grande número de dados ou informações necessárias para aplicar os modelos computacionais de ICV. Mas dessa forma, até a necessidade do município ter que buscar esses dados e informações já gera um ganho ao setor público municipal, uma vez que este é obrigado a buscar autoconhecimento maior.

3.4.6. O Modelo IWM-2

O modelo IWM (*Integrated Waste Management*) foi desenvolvido por White *et al.* (1995) e modificado por McDougall *et al.* (2001), sendo rebatizado de IWM-2. Da aplicação deste modelo se obtém resultados como consumo de energia, taxas de emissões mássicas de descargas à atmosfera, à água e ao solo (rejeito a dispor em aterro sanitário), taxas de produção de materiais recicláveis, composto, entre outros. Além disso, o modelo incorpora uma sub-rotina para avaliação de custos.

Como afirmam Sanchez *et al.* (2000), o modelo é uma ferramenta de suporte ao processo de decisão na busca de soluções para a problemática associada ao manejo e disposição dos resíduos sólidos, que sejam social e ambientalmente sustentáveis, assim como efetivas, do ponto de vista de custos. Ou como escrevem McDougall *et al.* (2001), ICV é ferramenta de suporte à decisão, não uma ferramenta de tomada de decisão. Isto porque o modelo permite avaliar o desempenho de diferentes estratégias de gerenciamento integrado de resíduos, fazendo a comparação dos diferentes cenários em termos dos resultados do inventário do ciclo de vida permitindo a escolha da melhor prática ambiental para o gerenciamento de todos os resíduos de uma determinada localidade. Na figura 3.16 apresentam-se os componentes do SGIRS utilizado pelo modelo IWM-2.

Figura 3.16 – Componentes de um sistema de Gerenciamento Integrado de resíduos sólidos

(Fonte: McDougall *et al.*, 2001)

O modelo IWM-2 permite a comparação de vários cenários ou estratégias de gerenciamento integrado de resíduos sólidos. Assim, com base nas saídas do modelo, como consumo de energia, emissões gasosas, líquidas e resíduos sólidos (rejeito), bem como os custos econômicos de cada parte do sistema, podem ser feitas comparações assumindo que o fluxo de resíduos é constante e avaliando o desempenho de diferentes sistemas de gerenciamento integrado de resíduos. Outra forma é assumir que o sistema de gerenciamento é constante, avaliando o efeito da alteração da quantidade e composição dos resíduos dentro do sistema.

Fica ainda uma questão: como escolher entre as opções ou cenários? Para tanto,

pode-se adotar critério simples ou critério múltiplo.

Critério Simples: se o objetivo for minimização das áreas para aterro sanitário (em países como o Japão, por exemplo), então o sistema ou cenário que conduz a este objetivo será o escolhido. Por outro lado, se somente o custo é fator importante, a opção mais barata pode ser selecionada. No entanto, dificilmente um fator sozinho será o responsável pela tomada de decisão. De fato, se o objetivo do gerenciamento integrado de resíduos é a sustentabilidade econômica e ambiental, tanto a carga ambiental como o custo econômico devem ser considerados. Da mesma forma, entre todas as cargas ambientais, há muitos fatores individuais a serem considerados, e não apenas um.

Critério Múltiplo: é utilizado quando mais de um aspecto é importante, por exemplo, falta de espaços para aterros e consumo de energia. O critério “menos é melhor” é utilizado quando uma opção/cenário é menor em todas as categorias (energia, emissões e custos). Pode ser escolhido ainda um cenário que cause o menor impacto ambiental (o modelo, no entanto, não faz uma completa avaliação de impacto ambiental, somente um inventário do ciclo de vida).

O modelo IWM-2 tem sido utilizado em vários países desenvolvidos (McDougall, 1999). Davison *et al.* (2000) utilizaram o modelo na municipalidade de North Tyneside, uma cidade norte-americana que produz cerca de 300 t/d de resíduos sólidos. Sanchez *et al.* (2000) aplicaram o modelo da cidade de Caroní, Venezuela, com 617 mil habitantes.

Lopez *et al.* (2003) descrevem a aplicação do modelo IWM-2 para realização do inventário do ciclo de vida na cidade de Venâncio Aires, RS. Outros estudos ainda podem ser verificados em Rodríguez-Iglesias *et al.* (2003), Beigl e Salhofer (2004), Morrissey e Browne (2004) e Xará *et al.* (2005).

Todos os autores relatam a extrema utilidade do modelo com ferramenta de suporte para a tomada de decisão e na comparação entre distintos cenários e sistemas de gerenciamento integrado.

Thomas e McDougall (2005) apontam as principais questões que estão sendo objeto das pesquisas do grupo de especialistas em avaliação do ciclo de vida de sistemas integrados de resíduos sólidos municipais:

- a escolha da unidade funcional;
- classificação dos resíduos e a mudanças na composição dos resíduos domésticos;

- os fluxos de energia;
- a modelagem da não-geração de emissões;
- balanço de carbono no sistema de gerenciamento de resíduos;
- dados utilizados para o inventário na ACV de GIRS;
- problemas temporais e espaciais da aplicação da metodologia ciclo de vida a aterros sanitários e compostagem;
- diferentes procedimentos na alocação dos problemas;
- metodologia para análise de sensibilidade e incertezas;
- técnicas de apresentação dos resultados.

3.5. Sustentabilidade social

3.5.1. Participação social na definição dos sistemas de gerenciamento

Conforme apresentado no item 3.3.4 desta revisão bibliográfica, a questão da sustentabilidade social e a aceitação pela comunidade do modelo de gerenciamento de resíduos sólidos municipais que está sendo proposto são determinantes para o sucesso ou o fracasso do modelo.

Hung *et al.* (2007) dividem a sustentabilidade social dos modelos de gerenciamento integrado de resíduos sólidos municipais em duas categorias: uma que incorpora fatores sociais nos métodos de tomada de decisão e outra que inclui a participação popular no processo de tomada de decisão. Na maioria das metodologias pesquisadas a população tem pouca participação nos processos de tomada de decisão, participando tão somente das discussões. Para os autores um modelo sustentável de tomada de decisão deve não somente acomodar simultaneamente fatores econômicos, ambientais e sociais, mas deve também incorporar necessariamente a participação popular no processo de tomada de decisão. Com isso procura-se atingir um equilíbrio entre decisões científicas e os valores dos decisores ou atores participantes do processo de decisão.

Para Joos *et al.* (1999) os especialistas em resíduos sólidos que devem ser convidados a participar do processo são autoridades públicas e agentes do governo, grupos de ação local, legisladores, operadores de unidades de tratamento e disposição de resíduos, planejadores, empresas de reciclagem, fornecedores de tecnologia, ONGs ambientais e de consumidores, representantes do setor industrial e cientistas e pesquisadores especialistas em resíduos sólidos.

Joseph (2006) aponta os atores sociais envolvidos e seus papéis para a proteção ambiental (Tabela 3.14). Segundo o autor, a população (os munícipes) forma a maior categoria de decisores no gerenciamento de resíduos e têm uma relação multifacetada com as atividades de manejo de resíduos: como geradores de resíduos, como clientes dos serviços de gerenciamento de resíduos; como recebedores de informação e como participantes na mobilização para o gerenciamento dos resíduos e a limpeza urbana.

A qualidade da análise ambiental através de julgamentos feitos por um grupo de especialistas depende, fundamentalmente, da credibilidade dos especialistas e da qualidade dos seus julgamentos (Kontic, 2000 *apud* Noble, 2004). Um dos maiores desafios da utilização de painéis de especialistas na definição ambiental está na definição do tamanho, composição e especialidades do painel. Para Noble (2004) o tamanho do painel depende, entre outros, dos objetivos da avaliação de impacto e dos recursos e tempo disponíveis, e é, portanto, específico para cada caso. Em uma ampla pesquisa na literatura o autor acima citado refere que na prática o número de painelistas varia de 10 até mais de 100, sendo que o mais usual é a participação de 40 a 50 pessoas. No que diz respeito à composição, Scheele (1975) *apud* Noble (2004) sugere que três tipos de participantes devem ser considerados, incluindo especialistas, decisores (tomadores de decisão) e facilitadores.

Tabela 3.14 – Atores chave e seus papéis para a proteção ambiental

Ator	Papel / Interesse
Agentes ambientais	Estabelecer regulamentos e padrões ambientais, monitoramento e fiscalização
Agências de planejamento	Integrar o meio ambiente no planejamento do desenvolvimento
Políticos	Visão política com visão de longo prazo na alocação de recursos
Agências setoriais	Coordenação cruzada e incorporação de aspectos ambientais nos projetos
População	Participação na tomada de decisão, implementação e monitoramento
ONGs	Mobilização da participação da comunidade e expressar os interesses locais
Setor privado	Pesquisa e implementação de ações apropriadas
Mídia	Consciência ambiental e foco nas reais necessidades locais em vez de sensacionalismo
Comunidade científica	Foco nas necessidades da população mais vulnerável e diálogo com uma audiência mais ampla, incluindo planejadores, gerentes e definidores de políticas
Instituições financeiras	Suporte ao desenvolvimento ambiental

Fonte: Joseph (2006)

Há certo ceticismo na utilização de metodologias como a análise multicritério ou a ACV, uma vez que seriam baseadas nas preferências de certos analistas ou decisores, sem considerar a opinião da população como um todo. Segundo De Marchi *et al.* (2000), este ceticismo vem do fato de estas metodologias serem consideradas “tecnocráticas”, onde o analista constrói o problema baseado na opinião de especialistas que conhecem as tecnicidades do

problema. Para evitar esta armadilha os autores sugerem o uso simultâneo de diferentes metodologias da pesquisa social, formando uma triangulação de métodos: (1) A análise institucional, baseada principalmente em documentos históricos, legislativos e administrativos, resulta um mapa dos decisores formais, (2) A informação e interpretação resultantes desta perspectiva interna, devem ser complementadas com entrevistas com alguns atores locais chave, (3) A realização de uma pesquisa com uma amostra randômica da população residente.

Aplicação de questionários na definição de sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos, proporcionando a participação da comunidade e a sustentabilidade social foi feita por Joos *et al.* (1999) na definição de modelos de gerenciamento de resíduos sólidos para regiões da Suíça e por Schneider *et al.* (1998) para o julgamento de indicadores por especialistas no planejamento de resíduos sólidos com participação social na Alemanha.

Powell *et al.* (1995) sugerem a utilização de painel de julgamento por especialistas para a fase alocação de pesos em um estudo de avaliação do ciclo de vida (na fase de avaliação do impacto ambiental).

Joos *et al.* (1999) apontam os principais problemas da participação social na definição dos modelos de gerenciamento de resíduos: a falta de conhecimento especializado por parte da população, a redução do sistema de votação a um simples “sim” ou “não”, de que qualquer modelo de gerenciamento resulta em uma quantidade de resíduos com quais se deve lidar, o efeito NIMBY (do inglês, não no meu quintal) e o fato inevitável que as gerações futuras não estão presentes para ajudar a determinar coisas que as afetarão.

Choguill (1996) e Joseph (2006) apontam a necessidade de se levar em conta a existência de um setor informal de coletores e recicladores de resíduos sólidos nas cidades. Fato este que tem se agravado muito nos últimos anos nas cidades brasileiras (Abreu, 2002; D’Almeida e Vilhena, 2000; Gonçalves, 2003; Magera, 2003; Romani, 2004; IPES, 2006).

As leis e políticas governamentais devem ser apropriadamente adequadas de modo a assegurar a participação dos diferentes atores sociais na definição dos serviços de gerenciamento de resíduos sólidos (Joseph, 2006). No Brasil, a participação popular na definição das políticas públicas está legalmente definida pela Lei Federal nº 10.257/2001, chamada de Estatuto das Cidades (Brasil, 2001).

3.5.2. Indicadores de impacto social

O gerenciamento de resíduos sólidos está associado à mágica de fazê-los desaparecer, o que pode ser feito transformando-os em algo útil, como produtos reciclados e energia. Embora esteja claro que os especialistas em gerenciamento de resíduos sólidos são os informados das vantagens e desvantagens econômicas e ambientais das diferentes opções, eles devem ter em mente que decisões sobre a realização de um projeto não deveriam ser tomadas apenas em critérios técnicos e que as decisões devem ser suportadas por aqueles aos quais potencialmente afetam, a sociedade.

Segundo Den Boer *et al.* (2005), a inclusão dos aspectos sociais do gerenciamento de resíduos sólidos no processo de tomada de decisão, embora não seja em si um conceito novo, tem sido limitada, como a pesquisa sobre de que forma medir as preocupações sociais está apenas começando.

Os autores colocam ainda que os seguintes aspectos devem ser considerados na sustentabilidade social do gerenciamento de resíduos:

- direitos e obrigações dos cidadãos;
- direitos e obrigações dos trabalhadores/empregados;
- responsabilidades dos fornecedores de serviços;
- responsabilidades do governo ou autoridade pública competente;
- proteção social e ambiental;
- envolvimento da comunidade.

Todos os critérios e indicadores devem ser classificados sob três diferentes perspectivas de sustentabilidade social:

- aceitabilidade social (SGIRS precisa ser aceito);
- equidade social (distribuição equitativa dos benefícios e malefícios do SGIRS entre os cidadãos);
- função social (benefício social do SGIRS).

Na tabela 3.15 apresenta-se uma lista de critérios e indicadores sociais para medir a sustentabilidade social classificados em três diferentes estágios do sistema de gerenciamento: armazenamento temporário, coleta e transporte e tratamento dos resíduos.

Tabela 3.15 – Lista de critérios e indicadores sociais

Aceitabilidade social	Armazenamento temporário	Coleta e Transporte	Tratamento
Odor	Sim	Não	Sim
Impacto visual	Sim	Não	Sim
Conveniência	Sim	Não	Não
Espaço urbano	Sim	Não	Sim
Espaço privado	Sim	Não	Não
Impacto sonoro	Sim	Sim	Sim
Complexidade	Sim	Não	Não
Tráfego	Não	Sim	Sim
Percepção de risco	Não	Não	Sim
Equidade social			
Alocação e distribuição	Sim	Não	Não
Qualidade dos empregos	Não	Sim	Sim
Função social			
Destinação (reciclagem/disposição)	Não	Não	Sim
Criação de empregos diretos	Não	Sim	Sim

Fonte: Den Boer *et al.* (2005)

3.6. Sustentabilidade, índices e indicadores

Sustentabilidade vem do latim “*sustentare*” que significa sustentar, suportar, conservar em bom estado, manter, resistir. Dessa forma, sustentável é tudo aquilo que é capaz de ser suportado, mantido.

A sustentabilidade, de acordo com Sachs (1990), constitui-se num conceito dinâmico que leva em conta as necessidades crescentes das populações em um contexto internacional em constante expansão. Para o autor, a sustentabilidade tem como base cinco dimensões principais: a sustentabilidade social, a econômica, a ecológica, a geográfica e a cultural. Já Den Boer *et al.* (2005) apontam que em processos de avaliação de sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos, por meio da avaliação do ciclo de vida, as dimensões mais utilizadas são a sustentabilidade ambiental, a econômica e a social. A sustentabilidade ambiental está vinculada ao uso efetivos dos recursos naturais e na minimização da deterioração ambiental. A sustentabilidade econômica está vinculada a administração correta dos recursos disponíveis. Segundo Den Boer *et al.* (2005) um sistema de gerenciamento de RSU é economicamente sustentável quando ele cobre todas as suas despesas e se espera que continue assim por todo o período de análise. A sustentabilidade social está vinculada ao planejamento e a gestão dos resíduos urbanos de uma forma responsável para com a sociedade, que tem um interesse legítimo no tema e não apenas atendendo às questões definidas na legislação.

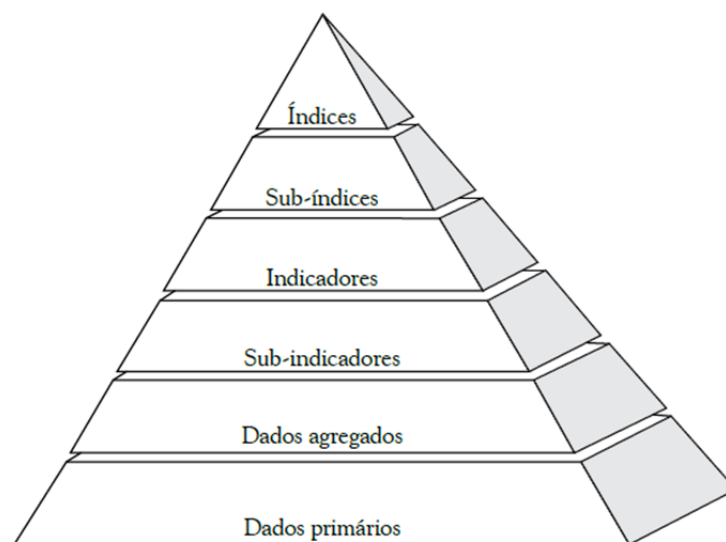
A ideia de desenvolver indicadores para avaliar a sustentabilidade surgiu na Con-

ferência Mundial sobre o Meio Ambiente – Rio 92 –, quando foi postulada a necessidade de elaborar indicadores de sustentabilidade que sirvam de base para a tomada de decisão em todos os níveis (ONU, 1992).

Para Mueller *et al.* (1997), um indicador pode ser um dado individual ou um agregado de informações, sendo que um bom indicador deve conter os seguintes atributos: simples de entender, quantificação estatística e lógica coerente, e comunicar eficientemente o estado do fenômeno observado. Para Shields *et al.* (2002), um índice revela o estado de um sistema ou fenômeno.

Como pode ser observado na Figura 3.17, o topo da pirâmide corresponde ao grau máximo de agregação de dados, enquanto a base representa os dados primários desagregados.

Figura 3.17 – Nível de agregação de dados de uma determinada avaliação de sustentabilidade



Fonte: Siche *et al.* (2007)

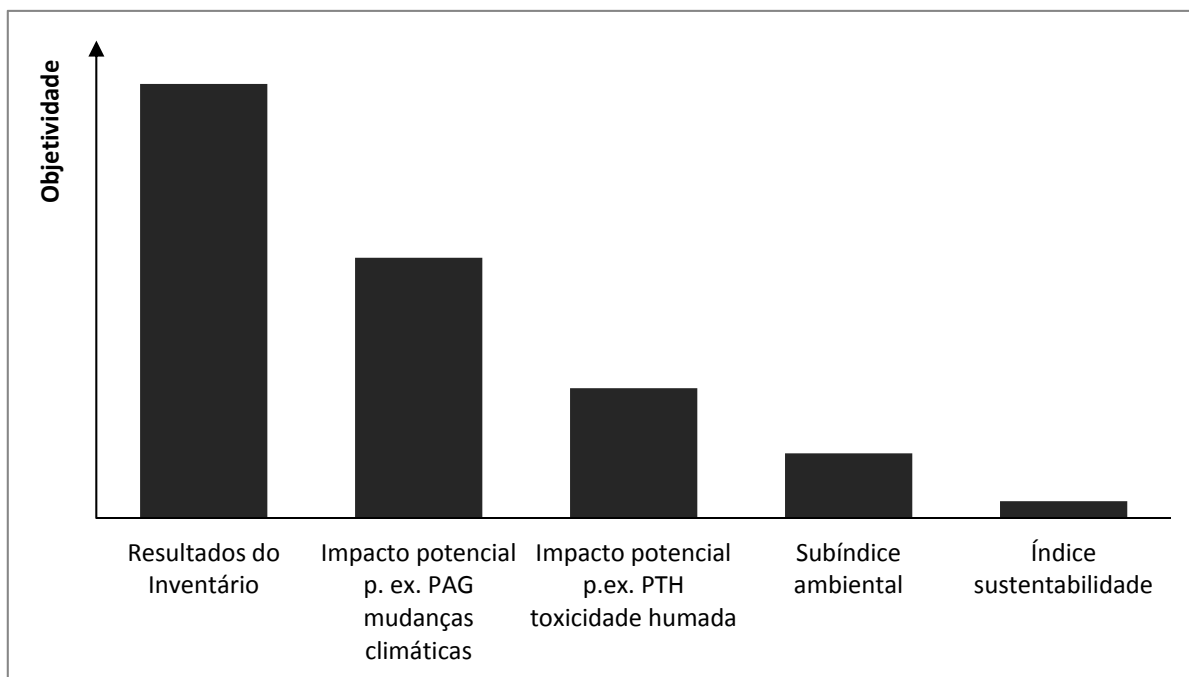
Em uma análise superficial, índice e indicador possuem o mesmo significado. A diferença está em que um índice é o valor agregado final de todo um procedimento de cálculo onde se utilizam, inclusive, indicadores como variáveis que o compõem. Pode-se dizer também que um índice é simplesmente um indicador de alta categoria (Khanna, 2000). É importante salientar que um índice pode se transformar em um componente de outro índice

Para Siche *et al.* (2007) índice é um valor numérico que representa a correta interpretação da realidade de um sistema simples ou complexo (ambiental, econômico ou social), utilizando em seu cálculo bases científicas e métodos adequados. O índice pode servir como

um instrumento de tomada de decisão e previsão, e é considerado um nível superior da junção de um jogo de indicadores ou variáveis. Os autores definem ainda indicador como um parâmetro selecionado e considerado isoladamente ou em combinação com outros para refletir sobre as condições do sistema em análise. Normalmente um indicador é utilizado como um pré-tratamento aos dados originais.

Segundo Stypka (2005), os dados dos inventários do ciclo de vida são normalizados, agrupados ou agregados por meio da atribuição de pesos. Se por um lado isso facilita o entendimento geral do processo por parte dos decisores em processos de apoio à decisão, por outro lado esta condensação dos dados na forma de índices resulta em uma perda significativa de objetividade. A escala desta perda potencial de objetividade e confiança está apresentada na Figura 3.18 a seguir.

Figura 3.18 – Decréscimo da objetividade e confiança ao longo da ACV



Fonte: Adaptado de McDougall *et al.* (2001)

4. METODOLOGIA

4.1. A forma atual de tomada de decisão em GIRSU

O problema a ser resolvido é estabelecer como se pode desenvolver um sistema de gerenciamento integrado de resíduos sólidos urbanos – GIRSU – sustentável do ponto de vista ambiental, econômico e social.

O desenvolvimento de modelos de gerenciamento sustentável de resíduos é desafio presente para a sociedade atual no Brasil e no mundo. Os gestores públicos, a quem em última instância cabe a tomada de decisão final sobre a adoção e implantação destes modelos, têm se baseado em elementos empíricos e não sistêmicos. Uma abordagem sistêmica quer dizer que mais do que olhar para um fator isolado do sistema, os modelos devem olhar para as relações entre os fatores e as partes que compõem o sistema.

As decisões sobre os modelos de gerenciamento a serem implantados pelos municípios são geralmente tomadas sem este olhar sistêmico, logo não são considerados todos os fatores e aspectos envolvidos no gerenciamento de resíduos. Como exemplo, entre outros, citamos a implantação de vários projetos de coleta seletiva e reaproveitamento de resíduos nos municípios brasileiros, que implantados de forma desarticulada não garantem a sustentabilidade necessária. Além disso, apenas alguns técnicos especialistas vinculados ao setor de resíduos sólidos das instituições públicas diretamente envolvidas é que acabam participando do processo de definição do modelo de gerenciamento a ser adotado, deixando de fora atores sociais importantes que têm interesses na área.

O sistema de gerenciamento de resíduos urbanos tornou-se altamente complexo englobando desde aspectos quantitativos e qualitativos de geração de resíduos, armazenamento provisório (no âmbito das residências), coleta seletiva e convencional, transbordo e transporte, a reciclagem, as diversas formas de tratamento de resíduos, a disposição final em aterros seguros e aproveitamento da energia resultante tanto do biogás dos aterros como de outras formas de tratamento de resíduos (como a biodigestão e a incineração).

O aumento desta complexidade do gerenciamento dos resíduos urbanos, aliado a

processos decisórios simplórios e não sistêmicos, e ainda sem o envolvimento dos diversos interessados no processo (além dos técnicos especialistas), levou historicamente à adoção de soluções parciais e não sustentáveis, que não conseguiram resolver verdadeiramente o problema. Prova disso está nos baixos índices de reciclagem e de tratamento de resíduos pós-consumo no Brasil, e está também, no ainda alto grau de disposição final inadequado (cerca de 40 % da massa de resíduos sendo ainda disposta em “lixões”), conforme apresentado no Capítulo 1.

A necessidade do estabelecimento de novas rotinas adequadas para definição de modelos de GIRUS é importante considerando o crescente interesse público no manejo dos resíduos, os altos custos envolvidos e os danos ambientais decorrentes do manejo inadequado. A aprovação, em 2 de agosto do ano de 2010, da Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei nº 12.305/2010) é outro fator que vem a corroborar, pois estabelece a obrigatoriedade da formulação dos planos de gerenciamento de resíduos por todos os Estados e Municípios do país, estabelece um prazo de 4 anos para o fim dos lixões e a implantação da disposição final ambientalmente adequada dos resíduos; prioriza o gerenciamento integrado que vise a não geração, a redução, a reutilização, a reciclagem, o tratamento dos resíduos sólidos e a disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos; nesta ordem. Esta lei define ainda como princípios e objetivos da política nacional de resíduos, entre outros, o desenvolvimento sustentável, a visão sistêmica na gestão de resíduos, a avaliação do ciclo de vida, o direito da sociedade à informação e ao controle social.

4.2. Tomada de decisão em sistemas complexos

Conforme apontado por Simon (1960) *apud* Hoffman (2008), o processo de tomada de decisão se divide em três estágios: o primeiro estágio, a inteligência, consiste em identificar, definir e categorizar o problema. No segundo estágio, a concepção, são geradas alternativas para solucionar o problema. Finalmente, no estágio da escolha, utilizam-se métodos de seleção de alternativas para apontar uma ou mais soluções a adotar.

No presente trabalho o problema a resolver é como desenvolver um sistema de gerenciamento integrado de resíduos sólidos urbanos, avaliando as diversas opções e possíveis possibilidades de técnicas e tecnologias de gerenciamento e tratamento, que resulte em uma solução que seja ambientalmente efetiva, economicamente viável e aceita pela sociedade a qual vai atender.

A hipótese apresentada é a de que quando são utilizadas técnicas estruturadas de apoio à decisão, a participação dos diferentes atores sociais envolvidos na definição de modelos de GIRSU resulta em um sistema mais sustentável do que quando estes modelos são desenvolvidos somente com a participação de técnicos especialistas diretamente envolvidos na área.

Esta participação dos outros atores sociais envolvidos, assim como dos técnicos especialistas, dar-se-á tanto no estágio de concepção de alternativas como no estágio de escolha da alternativa a adotar. Neste trabalho propõe-se que estas alternativas sejam geradas na forma de possíveis cenários de gerenciamento de resíduos (como o apresentado na figura 4.2).

Ferramentas computacionais têm sido utilizadas para o estágio de escolha entre as alternativas ou cenários construídos. Conforme descrito na sequência desta proposta, a ferramenta computacional utilizada foi o programa IWM-2 (McDougall *et al.*, 2001), que faz o inventário do uso de energia, da geração de efluentes (líquidos e atmosféricos) e resíduos finais, tendo também uma sub-rotina de cálculo de custos de todo o sistema de gestão de resíduos urbanos. Na tomada de decisão em sistemas complexos, baseada na análise de alternativas ou cenários, há uma etapa final de atribuição de pesos. É nesta etapa que aparecem fortemente os valores dos decisores, portanto, nesta proposta de trabalho esta etapa também terá a participação de todos os atores sociais envolvidos.

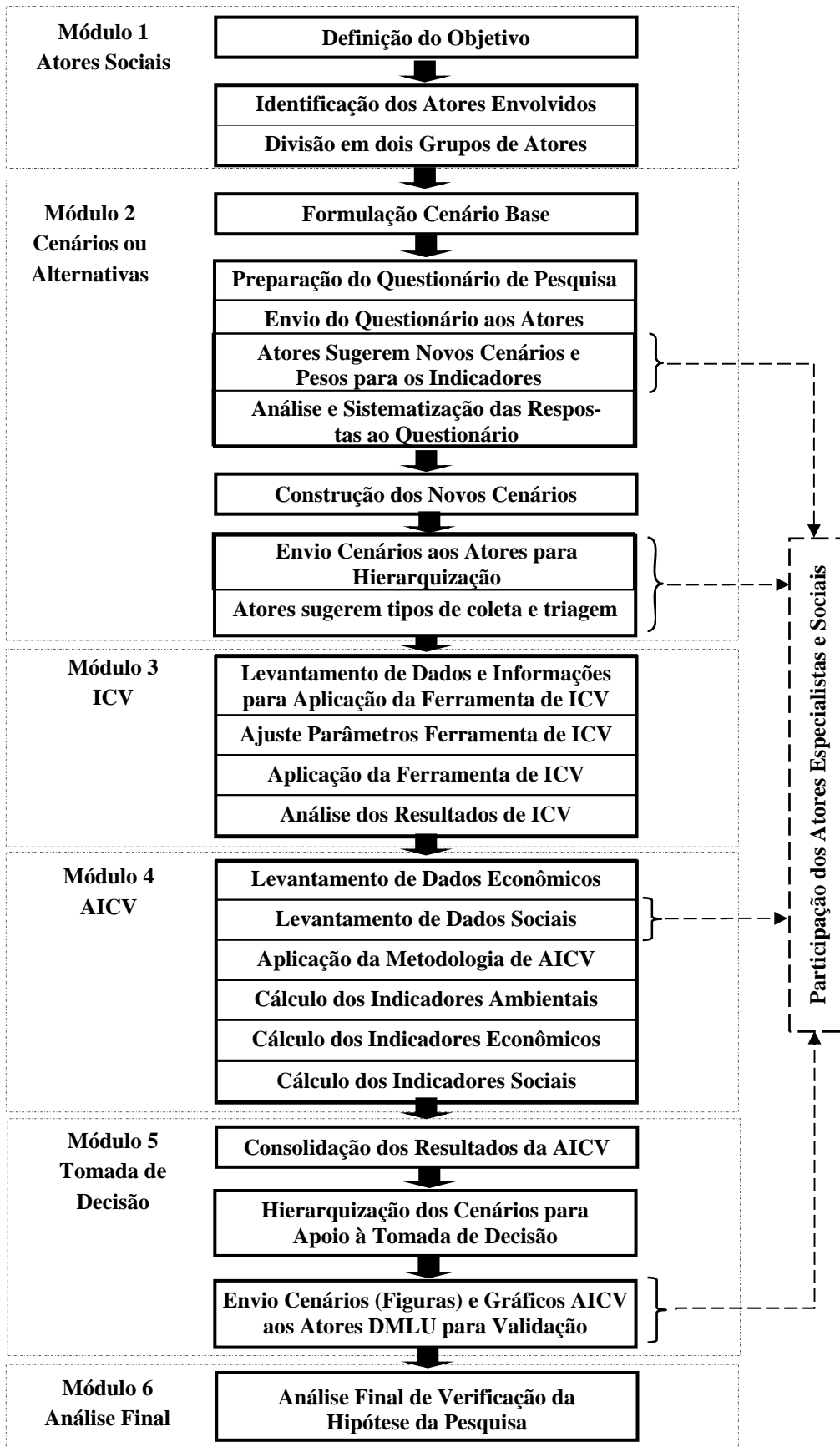
No item seguinte será descrita a metodologia geral adotada neste estudo, passando-se na sequência ao detalhamento metodológico.

4.3. Metodologia de pesquisa adotada

Na definição de modelos integrados e sustentáveis de gerenciamento de resíduos sólidos municipais, além dos aspectos ambientais e econômicos, a questão da sustentabilidade social é fundamental na determinação do sucesso ou dos fracassos destes modelos. Entende-se por sustentabilidade social a real participação dos diversos atores sociais na formulação do problema e na definição de alternativas de soluções do problema, aliado à utilização de indicadores de impacto sociais específicos na metodologia de avaliação do ciclo de vida.

Na Figura 4.1 mostra-se um esquema da metodologia geral adotada na presente pesquisa. Esta metodologia foi estabelecida para atingir os objetivos estabelecidos no Capítulo 2, e é dividida em seis módulos, conforme descrito a seguir.

Figura 4.1 – Metodologia geral da pesquisa



No Módulo 1 define-se os atores sociais que participam da pesquisa e da definição do modelo de apoio à tomada de decisão, fazendo a divisão dos atores sociais em dois grupos: os especialistas no órgão municipal de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos e os especialistas convidados (chamados de outros atores sociais) ligados diretamente ou indiretamente à gestão de resíduos sólidos e questões ambientais, mas não pertencentes ao órgão municipal de resíduos sólidos.

No Módulo 2, a partir da montagem pelo autor de um Cenário Base, os atores sociais sugerem a montagem de outros cenários de gerenciamento de RSU para o município de Porto Alegre. Os cenários foram sistematizados, em termos de fluxo de massa, e reenviados aos atores sociais para que estes fizessem uma hierarquização prévia da sustentabilidade dos Cenários.

No Módulo 3 é feita a aplicação da ferramenta de ICV por meio da utilização do programa computacional IWM-2, resultando no inventário de energia utilizada e da emissão de efluentes (sólidos, líquidos e gasosos), bem como a produção de energia útil e materiais recicláveis.

A avaliação dos impactos do ciclo de vida – AICV – é feita no Módulo 4, com a utilização de indicadores de sustentabilidade ambiental, econômica e social.

No Módulo 5 faz-se a consolidação final de todos os resultados da AICV dos cenários avaliados, fazendo a hierarquização final dos cenários segundo o índice de sustentabilidade geral obtido a partir dos indicadores avaliados, e comparando com a hierarquização feita no Módulo 2 pelos diferentes grupos de atores sociais.

Por fim, no Módulo 6, foi verificada a hipótese da pesquisa, de que a participação de diferentes atores sociais resulta em cenários de gerenciamento de RSU mais sustentáveis do que os cenários definidos somente por especialistas do setor municipal de gerenciamento de RSU.

A participação dos atores sociais deu-se em três dos seis Módulos. A primeira das três participações dos atores ou tomadores de decisão envolvidos foi no Módulo 2. Os atores sociais participaram da definição das possíveis alternativas de modelos de gerenciamento integrado de resíduos, alternativas estas que são aqui denominadas de cenários. Nesta mesma oportunidade os atores sociais também sugeriram pesos relativos para os indicadores ambientais, econômicos e sociais. Estes pesos foram utilizados no Módulo 4 de AICV.

A segunda participação dos atores sociais foi em relação ao envio pelo autor dos

fluxos de massa do cenário Base e dos cenários propostos pelos atores para que os mesmos fizessem uma hierarquização com base percepção de sustentabilidade de cada um dos atores. Neste momento foi solicitado também aos atores contribuição sobre dados para definição de indicadores sociais utilizados no Módulo 4.

A terceira participação social foi no Módulo 5, quando os resultados das avaliações do ciclo de vida dos diferentes cenários construídos foram submetidos aos especialistas do órgão municipal para a validação da hierarquização final dos cenários avaliados.

A metodologia proposta e adotada visa juntar os pontos positivos da utilização da metodologia de Inventário do Ciclo de Vida com a necessária participação dos diferentes atores sociais envolvidos no processo de tomada de decisão em gerenciamento de resíduos municipais. A metodologia de tomada de decisão faz uso da ferramenta de inventário do ciclo de vida do sistema de manejo de resíduos urbanos, com seu uso de energia e materiais, e suas emissões ambientais. Indicadores sociais também foram utilizados para atender a sustentabilidade social. A participação dos atores sociais deu-se através da aplicação de questionários enviados e recebidos via correio eletrônico.

Na sequência serão descritos mais detalhadamente os seis módulos que fazem parte da metodologia proposta.

4.3.1. Atores sociais / decisores – Módulo 1

A utilização de modelos de avaliação do ciclo de vida em sistemas de gerenciamento de resíduos urbanos tem se mostrado um caminho para a tomada de decisão mais coerente e acertada. Porém, os modelos desenvolvidos não têm incorporado os aspectos sociais na definição da solução a ser adotada.

Como o objeto principal da presente pesquisa é a comparação de modelos de gerenciamento integrado de resíduos sólidos urbanos concebidos com e sem a participação de atores sociais que não só os técnicos especialistas diretamente ligados ao setor municipal de gerenciamento de resíduos sólidos, inicialmente serão definidos dois grupos de atores sociais envolvidos. Para a definição dos atores convidados a participar da pesquisa foram utilizados os critérios e orientações apresentados por Joos *et al.* (1999) e Joseph (2006) e descritos no item 3.5.1 deste trabalho.

Em um primeiro grupo, denominado de Atores do DMLU, estão os técnicos do Departamento Municipal de Limpeza Urbana de Porto Alegre, que é o órgão público respon-

sável pela gestão dos resíduos neste município que será usado como estudo de caso nesta pesquisa. Neste grupo foram convidados a participar como atores especialistas os engenheiros, arquiteto e sociólogo que atuam nas distintas áreas (educação ambiental, coleta, unidades de triagem, tratamento, destino final) do DMLU bem como outros funcionários em cargos de gestores e diretores. Ao total foram convidados 19 Atores do DMLU, sendo 13 (treze) especialistas em cargos técnicos (engenheiros, arquiteto e sociólogo) e 6 (seis) atores em cargos administrativos de direção do Departamento.

O outro grande grupo de atores, os Decisores Sociais ou Outros Atores, é composto não necessariamente por especialistas em resíduos sólidos, embora todos tenham alguma atuação na área ambiental ou de planejamento urbano. Nenhum dos convidados para este grupo de atores estará vinculado ao órgão gestor de resíduos, mesmo que alguns deles possam ter conhecimentos específicos sobre resíduos ou até mesmo atuarem na área em outras instituições públicas ou em empresas privadas.

Este grupo de atores convidados é composto por representantes da sociedade civil organizada, Poder Público, Poder Legislativo e empresas privadas. Na Tabela 4.1 apresenta-se a composição dos grupos de atores convidados para a presente pesquisa com a discriminação das entidades ou instituições de vinculação.

Tabela 4.1 – Grupos de atores ou decisores (atores sociais) convidados

Grupo	Ordem	Entidades de vinculação dos decisores	Nº de Convidados
Atores do DMLU ¹	1.a	DMLU – especialistas técnicos	13
	1.b	DMLU – gestores e administradores	6
	1	Subtotal de atores especialistas	19
Outros Atores ou Decisores Sociais ²	2.a	Comam POA ³	56
	2.b	CAUGE POA ⁴	24
	2.c	Comitê Lago Guaíba ⁵	75
	2.d	Órgão de Controle Ambiental (Estadual e Municipal)	7
	2.e	Universidade	5
	2.f	Instituição de apoio financeiro e fomento	4
	2.g	Poder Legislativo Municipal	4
	2.h	Associação Técnica Científica	4
	2.i	Consultor	13
	2.j	Empresas Privadas Prestadoras de Serviços	5
	2	Subtotal de decisores sociais ou outros atores	197
Total de atores convidados			216

¹ Atores do DMLU: especialistas técnicos e gestores do órgão público responsável pelo gerenciamento dos RSU

² Outros Atores: outros atores não vinculados ao órgão público responsável pelo gerenciamento dos RSU

³ Comam POA: Conselho Municipal de Meio Ambiente de Porto Alegre

⁴ Cauge POA: Comissão de Análise Urbanística e Gerenciamento da Prefeitura de Porto Alegre

⁵ Comitê Lago Guaíba: Comitê de Gerenciamento da Bacia Hidrográfica do Lago Guaíba

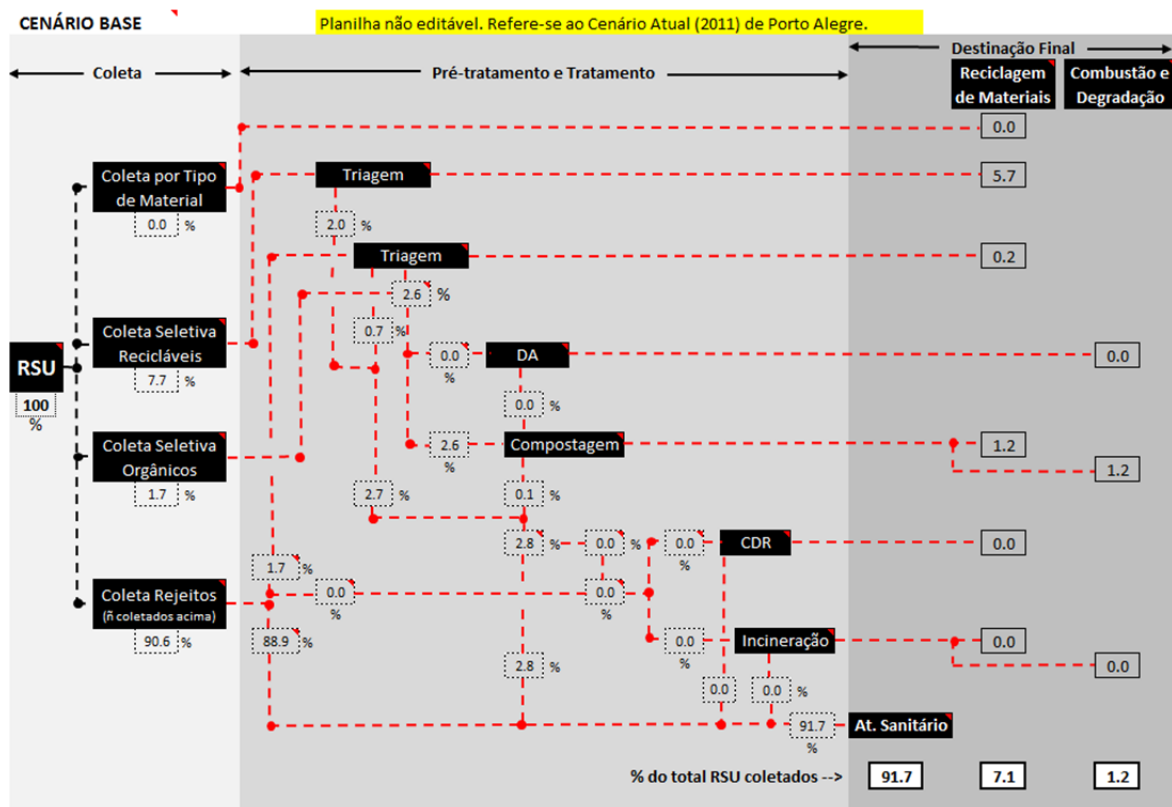
Dos atores listados na Tabela 4.1, os identificados como ordem 2.a, 2.b e 2.c, res-

pectivamente, os representantes com assentos no Comam, Cauge e Comitê Lago Guaíba, foram convidados a participar através de envio e correio eletrônico para as Secretarias Executivas respectivas e para os demais atores sociais ou decisores os convites eletrônicos foram enviados diretamente pelo autor desta pesquisa.

4.3.2. Cenários ou alternativas de gerenciamento – Módulo 2

Na construção dos cenários a situação atual ou inicial deve ser analisada para identificação dos elementos chave que fazem parte do sistema de manejo de resíduos. O processo decisório é feito com base na análise e avaliação de diferentes cenários de gerenciamento de resíduos sólidos. Na construção dos outros cenários ou alternativas de gerenciamento foram consideradas as diferentes opções de coleta, reciclagem e tratamento dos resíduos sólidos. Primeiro foi construído o cenário inicial ou atual, chamado de Cenário BASE. Para a montagem deste cenário considerou-se a situação do sistema de gerenciamento aplicado em Porto Alegre no ano 2011, conforme apresentado na Figura 4.2.

Figura 4.2 – Cenário BASE para Porto Alegre (ano de 2011 – porcentual em massa)

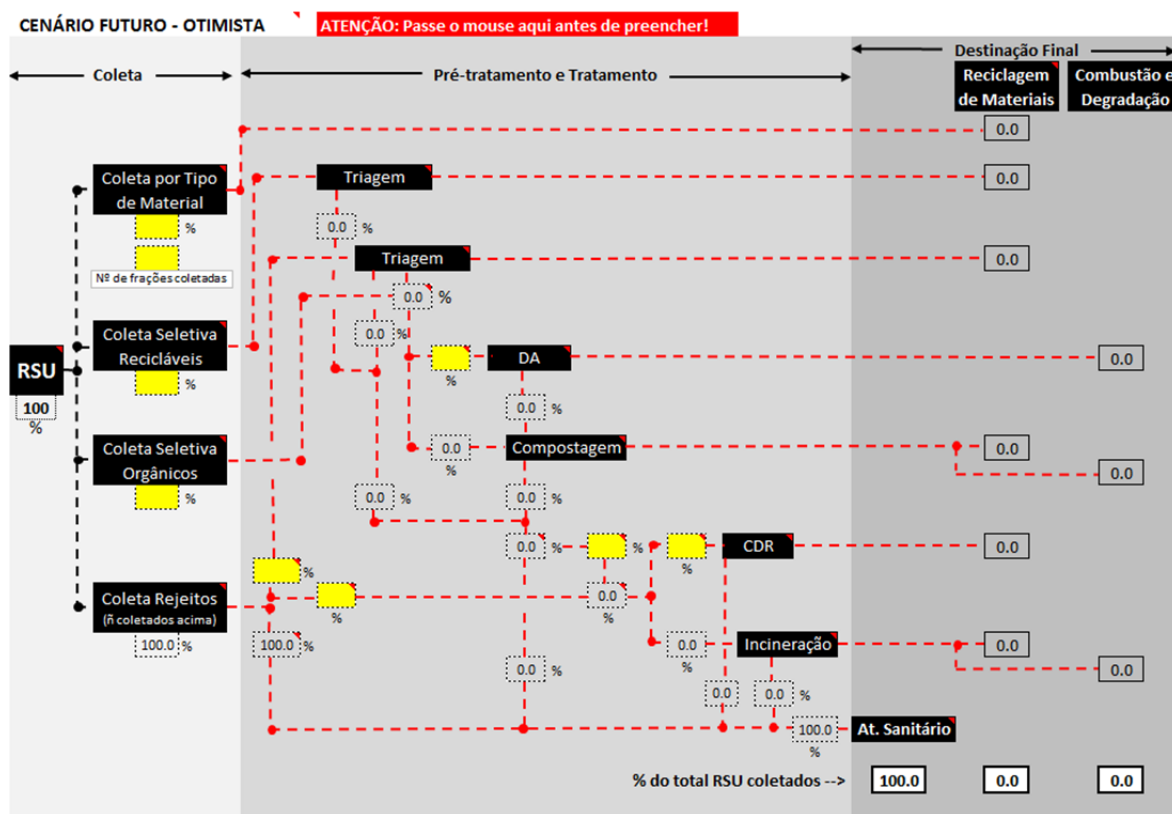


O Cenário BASE foi construído pelo autor com os dados e informações obtidas

para Porto Alegre no ano de 2011. Uma descrição detalhada do sistema atual de Porto Alegre está no Capítulo 5 deste trabalho.

Tendo como referência este Cenário BASE, os respondentes ao questionário (os painelistas, decisores ou atores) foram provocados a sugerir outros cenários de gerenciamento de resíduos para Porto Alegre. Para isso foi enviado por correio eletrônico uma planilha eletrônica estruturada em Excel para que os atores definissem seu cenário futuro ou alternativa de gerenciamento de RSU desejável. Esta planilha (Figura 4.3) foi enviada juntamente com o Cenário BASE, para servir como modelo, e um texto explicando o objetivo da pesquisa e fornecendo orientações para o preenchimento. O texto explicativo enviado aos atores está no Apêndice A (A.1 – Orientações).

Figura 4.3 – Modelo enviado aos atores sociais para sugestão de novos Cenários



Na ferramenta de pesquisa, a planilha estruturada em Excel, os atores sugeriram percentuais em massa dos RSU que iriam para cada tipo de coleta ou de tratamento. Como padrão inicial na planilha está coleta de 100% pela “Coleta de Rejeitos”, ou seja, sem nenhum tipo de coleta seletiva ou segregada, sendo estes 100% dos RSU encaminhados para aterro sanitário (ver Figura 4.3). Os atores sociais convidados a participar da construção dos cenários

tinham que preencher as nove células destacadas em amarelo, sendo que a partir daí todas as outras células foram preenchidas automaticamente pela programação feita pelo autor.

Os atores foram orientados a preencher a planilha da esquerda para a direita e de cima para baixo, pois nesta ordem a planilha foi concebida e nesta ordem se dá o fluxo de massa no sistema do fluxograma.

Assim, primeiro os atores preenchiam o percentual de RSU a ser coletado por sistema tipo *blue box*, ou seja, por tipo de material separado na origem e encaminhado direto à reciclagem sem passar por unidade de triagem ou separação. Neste caso também indicavam o número de frações ou tipos de resíduos a serem coletados por este sistema.

Em seguida era feito o preenchimento da porcentagem de RSU coletados pelo sistema de coleta seletiva de resíduos recicláveis ou secos. Na sequência, deveria ser informada a porcentagem de resíduos orgânicos (resíduos verdes ou restos de alimentos) coletados seletivamente. A planilha calculava automaticamente e dispunha o percentual restante de RSU a ser coletado pelo sistema de coleta de rejeitos ou resíduos não separados.

O preenchimento das células ficou sob o livre julgamento de cada ator convidado, mas em cada uma das células havia um limitador máximo. No caso da coleta por tipo de resíduo o máximo era 5%, com base em sistemas similares utilizados na Europa (McDougall *et al.*, 2001) e para as coletas seletiva de recicláveis secos e de orgânicos, os limites eram respectivamente de 30% e 47%, que corresponde às quantidades máximas dessas frações presentes nos RSU de Porto Alegre conforme caracterização de 2011 (ver Capítulo 5).

Definido o sistema de coleta os atores deveriam definir os tipos e as porcentagens encaminhadas para cada forma de tratamento ou pré-tratamento. Como possibilidades de tratamento foram disponibilizadas as formas mais utilizadas e consolidadas utilizadas no Brasil e no mundo, com base na revisão bibliográfica feita. Assim, as possibilidades incluem triagem de resíduos seletivos secos, triagem de resíduos misturados (ou também aqui chamados de rejeitos), digestão anaeróbia, compostagem, CDR e incineração.

Na definição pelos atores dos tipos tratamento e quantidade de RSU enviados para cada tipo, em porcentagem, era feita pelo preenchimento das cinco células amarelas da parte intermediária da planilha da Figura 4.3. Também aqui havia um limitador que não permitia que o respondente do questionário colocasse um valor maior que a quantidade de resíduos efetivamente disponível.

As quantidades de materiais para reciclagem, quantidade de composto gerado,

quantidades de rejeitos e quantidades biodegradadas (nos processos biológicos) ou gaseificadas (na incineração e CDR) foram previamente definidas na planilha com base na experiência atual de Porto Alegre e na literatura (McDougall *et al.*, 2001 e Den Boer *et al.*, 2005a).

A parte da direita da planilha, “destinação final”, apresenta uma síntese do cenário proposto pelo autor em termos de totais de resíduos a serem dispostos em aterro sanitário, quantidade de materiais reaproveitada ou reciclada, quantidade de resíduos que se transformaram em gases (por biodegradação, combustão ou simplesmente perda de unidade).

A planilha foi enviada bloqueada aos atores, de modo que os mesmos só poderiam alterar ou incluir valores nas nove células amarelas já comentadas. Para ajudar o preenchimento por parte dos atores, em cada uma das células ou tipos de tratamento apareciam explicações e definições para colaborar com a compreensão dos atores no momento do preenchimento do instrumento de pesquisa.

Foi solicitado que os autores sugerissem dois cenários, um chamado de Cenário Otimista, onde deveriam considerar que esta seria a melhor solução para o município na visão do entrevistado, considerando a sustentabilidade do sistema (ambiental, econômica e social) e um outro chamado de Cenário Provável, que na visão do ator social seria a solução mais provável a ser adotada em Porto Alegre (a visão pessimista).

Juntamente com o envio do questionário para levantamento e construção dos novos cenários, no mesmo arquivo Excel, foi enviado também um questionário para que os atores sociais sugerissem pesos relativos para os indicadores de sustentabilidade a serem utilizados do Módulo 4 da pesquisa, a etapa de AICV.

Os questionários para definição dos novos cenários foram enviados na primeira semana de novembro de 2012 e foram recebidos em devolução até o final de dezembro do mesmo ano. Após esta data foi feita a tabulação dos resultados (que estão apresentados no Capítulo 6). Foram estabelecidos oito cenários, sendo um deles o Cenário BASE (correspondendo ao modelo atual de gerenciamento de RSU adotado em Porto Alegre), mais quatro cenários da sistematização das respostas dos atores sociais convidados, sendo os outros três cenários construídos e inseridos pelo Autor da pesquisa.

Os oito cenários construídos foram nomeados, tendo os resultados sistematizados em termos de quantitativos percentuais em cada tipo de coleta e em cada tipo de tratamento, sendo estes resultados colocados em tabelas e gráficos e enviados novamente, em março de 2013, para que os atores sociais fizessem a hierarquização dos cenários, com base na sua ava-

liação pessoal. O questionário de envio aos atores com as instruções de preenchimento da segunda participação está apresentado no Apêndice B. Os atores ordenaram os cenários segundo sua avaliação pessoal, sendo estes resultados sistematizados pelo autor.

Neste segundo questionário enviado aos atores sociais foram incluídas duas perguntas sobre o nível de containerização dos tipos de coleta, onde os atores sugeriam porcentuais de containerização (automatização) das coletas seletivas de recicláveis e de orgânicos e da coleta de rejeitos e ou de resíduos misturados. A outra pergunta era sobre o nível de mecanização a ser utilizado nas unidades de triagem de resíduos seletivos secos e de triagem de resíduos misturados (rejeitos). As perguntas feitas estão apresentadas no Apêndice B. Estas duas informações coletadas neste instrumento de pesquisa foram utilizados no Módulo 4 de AICV, para cálculo dos indicadores ambientais, econômicos e sociais.

4.3.3. Inventário do Ciclo de Vida (ICV): aplicação do Modelo IWM-2 – Módulo 3

A ACV inclui a etapa de inventário do ciclo de vida – ICV – que consiste na compilação de todas as entradas e saídas ao longo de todo o sistema de gerenciamento de resíduos. No caso dos resíduos sólidos urbanos, o ciclo de vida vai desde o momento que o produto ou bem perde seu valor e, portanto, vira resíduo (no cesto ou contêiner) até o momento de retorno ao ambiente na forma de resíduo inerte no aterro sanitário ou quando recuperam valor (como composto, materiais secundários ou combustível) e assim deixam de ser resíduos.

Na etapa de ICV, chamada de inventário, todas as entradas e as saídas do sistema de gerenciamento de resíduos foram identificadas e quantificadas. Para a realização da etapa de inventário – ICV – foi utilizado o programa de computador IWM-2 desenvolvido por McDougall *et al.* (2001) e descrito e apresentado no item 3.4.6 da Revisão Bibliográfica deste trabalho. Este programa de computador é comercializado juntamente com o livro *Integrated Solid Waste Management: A Life Cycle Inventory* de McDougall *et al.* (2001), sendo que o autor da presente Tese tem a propriedade do livro e o direito de uso do referido programa computacional. Neste trabalho foi utilizada a versão 2.50-1 do programa IWM-2, disponibilizado em janeiro de 2013 pelo proprietário do mesmo (McDougall, 2013).

Os cenários montados como descrito anteriormente (Item 4.3.2 – Módulo 2) foram submetidos ao inventário do ciclo de vida para cálculo do uso de energia e emissões através da utilização do modelo computacional IWM-2. Nesta parte da pesquisa não houve a participação direta dos atores sociais (embora exista a participação indireta por meio da construção

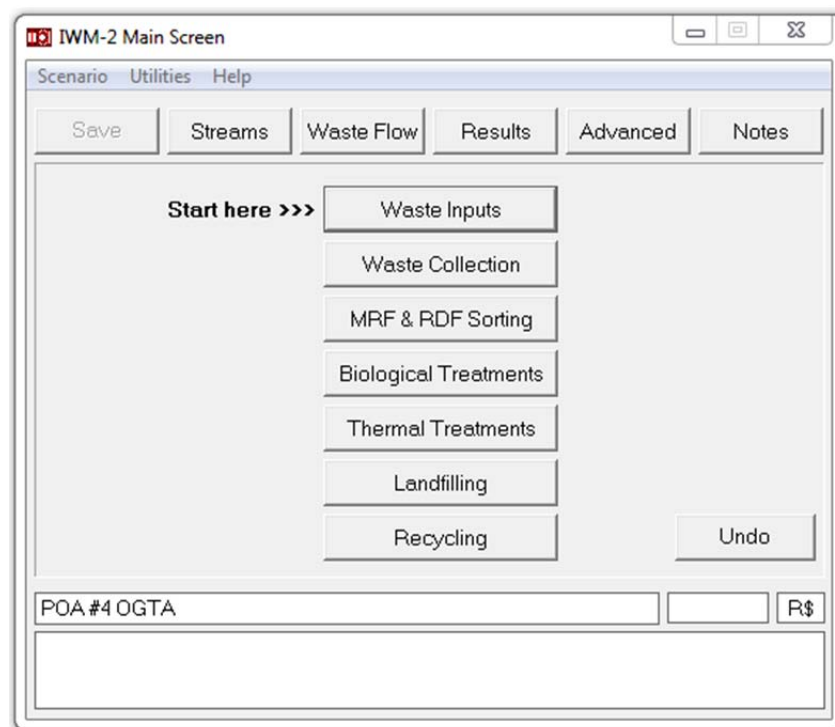
participativa dos Cenários), sendo o inventário de ICV conduzida pelo autor.

Todos os cálculos do inventário do ciclo de vida são apresentados pelo IWM-2 para as seguintes etapas do sistema de gerenciamento de resíduos:

- coleta (regular e seletiva, junto ao meio-fio e containerizada)
- separação (em unidade de triagem centralizada);
- tratamento biológico (compostagem e digestão anaeróbia);
- tratamento térmico (incineração e CDR – combustível derivado de resíduo);
- aterro sanitário;
- reciclagem.

Na figura 4.4 apresenta-se a tela principal de entrada do Programa IWM-2 onde são mostradas as etapas acima listadas que podem ser simuladas no inventário e ciclo de vida.

Figura 4.4 – Tela principal de entrada de dados do programa IWM-2



No Apêndice C apresenta-se a impressão de todas as telas de entrada de dados para o Cenário #4 OGTA. A compilação dos dados dos oito cenários simulados está apresentada no Capítulo 6 deste trabalho. A seguir uma descrição das “telas” de entrada de dados do IWM-2 e as informações necessárias.

O programa IWM-2 necessita de informações sobre os quantitativos de resíduos

que são coletados pelos diferentes sistemas de coleta (domiciliar, pontos de entrega de voluntária e resíduos comerciais). Também devem ser informadas as composições percentuais mássicas de cada um desses tipos de resíduos na tela de entrada *Waste Inputs*.

No item sistemas de coleta (*Waste Collection*), podem ser analisados sistemas de coleta porta-a-porta (tanto coleta convencional como coleta seletiva ou segregada) e coleta em pontos de entrega voluntária.

As informações sobre a separação de materiais para fins de reaproveitamento são introduzidas na tela de entrada sobre triagem (*MRF & RDF Sorting*). Devem ser fornecidos dados sobre separação para fins de reciclagem mássica e de recuperação energética através da produção de CDR – Combustível Derivado de Resíduos.

O programa IWM-2 modela também o inventário do ciclo de vida para as etapas tratamento biológico (tela *Biological Treatments*), incluindo os processos de compostagem (aeróbia) e biogásificação (digestão anaeróbia). O inventário para tratamento térmico pode ser calculado para os processos de incineração e para queima de CDR (tela *Thermal Treatments*). É possível simular dois processos de incineração com diferentes níveis de controle de emissões em um mesmo cenário, bem como a queima de RDF com resíduos rejeito e com resíduos de papel e plástico coletados segregadamente após separação na origem.

O inventário das emissões e uso de energia da utilização de estação de transferência para envio dos resíduos ao aterro sanitário pode ser realizado pelo Programa. Assim como devem ser fornecidas informações sobre uso de energia para operação do aterro sanitário, e também sobre as eficiências de coleta e de tratamento de lixiviados e de biogás, e os custos associados a estes sistemas. Informações sobre estação de transbordo e do aterro sanitário são inseridas na tela *Landfilling*.

Todas as equações dos cálculos internos realizados pelo IWM-2, em todas as etapas, podem ser verificadas pelo usuário (atendendo o que preconiza a NBR ISO 14.040 que aborda a avaliação do ciclo de vida (ABNT, 2009)). Os parâmetros internos também podem ser verificados e alterados ou adequados pelo usuário.

Os dados a serem alimentados sobre a etapa de reciclagem são inseridos na tela *Recycling*. Devem ser fornecidas informações sobre os índices de reciclagem de cada material, as distâncias de transporte das unidades de triagem até as unidades processadoras da reciclagem de fato, os custos envolvidos e os preços de venda dos materiais recicláveis.

Na parte superior da tela principal de entrada do Programa destaca-se os botões

“Streams”, “Waste Flow”, “Results” e “Advanced”. Na tela *Waste Flow* o programa mostra o fluxo de massa dos resíduos para os diferentes tipos de tratamento utilizados no cenário em análise e os totais (e porcentuais) aterrados, reciclados ou biodegradados/queimados (que viraram gases). Esta ferramenta do IWM-2 foi importante para fazer o ajuste ou calibração do modelo IWM-2 de modo a reproduzir corretamente o fluxo de massa e as opções de coleta e tratamento construídos pelos atores nos diferentes cenários avaliados.

Na tela *Streams* o programa mostra o inventário de fluxo de materiais na entrada e na saída de cada uma das opções de tratamento dos cenários avaliados. Já na tela *Advanced* o usuário pode alterar alguns dos parâmetros padrão do programa, como a matriz nacional de geração de energia elétrica, o consumo de combustível de carros e caminhões, o padrão legal de emissões atmosféricas da incineração, além de informações sobre sistema de coleta e triagem, produção de CDR, aterro sanitário e reciclagem. Como o modelo IWM-2 foi desenvolvido para a realidade europeia, foi necessário fazer uma adaptação aos parâmetros nacionais – definições internas do modelo, como matriz energética local e outros parâmetros de processo –, de modo que o modelo possa ser aplicado no Brasil.

Para cada cenário analisado o programa IWM-2 calcula e apresenta na tela *Results* as seguintes informações, todas em relação à unidade funcional adotada (tonelada de RSU):

- custos – despesas, receitas, custos unitários por domicílio e por pessoa;
- energia utilizada – combustíveis e energia elétrica;
- emissões atmosféricas – 24 parâmetros;
- emissões líquidas – 27 parâmetros;
- resíduo sólido final.

Os resultados numéricos do inventário (energia utilizada, emissões atmosféricas, emissões líquidas, e resíduos sólidos final) calculados pelo programa IWM-2 para os oito cenários em avaliação foram utilizados no Módulo 4 deste trabalho para a definição e cálculo das categorias e dos indicadores de impacto ambiental para a etapa de avaliação dos impactos do ciclo de vida.

Embora o programa IWM-2 tenha uma rotina de cálculo de custos para cada cenário avaliado, neste trabalho esta rotina econômica do IWM-2 somente foi utilizada para cálculo das receitas advindas da comercialização de materiais e de energia, em função desta rotina não incluir os custos de implantação dos sistemas de tratamento. A metodologia para avaliação econômica, inclusive dos custos, dos cenários será descrito no próximo item 4.3.4.

4.3.4. Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV) – Módulo 4

Conforme apresentado na Figura 4.1, no Módulo 4 está a apresentada a metodologia utilizada para a etapa de AICV. A metodologia de AICV utilizada considera as três partes da sustentabilidade de sistemas, as sustentabilidades ambiental, econômica e social, e foi adaptada da metodologia CML 2001 de Guinée *et al.* (2001), modificada e adaptada para resíduos sólidos urbanos por Den Boer *et al.* (2005a), Den Boer *et al.* (2005b), Den Boer *et al.* (2005b) e Den Boer *et al.* (2005d), e está descrita a seguir.

CrITÉRIOS e indicadores de sustentabilidade ambiental

A etapa de AICV consiste na aplicação de uma metodologia para estabelecer uma conexão entre o inventário e os danos ou impactos potenciais, como mudanças climáticas ou toxicidade humana.

Os resultados obtidos na etapa do inventário, feito com a utilização do programa IWM-2, foram agregados ao longo de todo ciclo de vida do sistema. Multiplicando resultados simples de emissões e uso de recursos por fatores de caracterização estes foram atribuídos aos indicadores de ACV, conforme descrito na sequência.

A etapa de AICV tem por objetivo entender e avaliar a magnitude e a significância dos impactos ambientais potenciais de determinado cenário de gerenciamento de RSU. Esta fase se divide em três etapas obrigatórias, conforme descrito no item 3.4.3 deste trabalho e apresentado resumidamente a seguir:

- **Seleção das categorias de impacto:** indicadores para as categorias e modelos para quantificar a contribuição das diferentes entradas e emissões para cada categoria específica de impacto. Os seguintes indicadores e categorias de impactos são utilizados neste trabalho:
 - uso de energia;
 - mudanças climáticas;
 - toxicidade humana;
 - formação de foto-oxidantes ou oxidação química;
 - acidificação;
 - eutrofização;

- disposição em aterro de materiais recicláveis secos;
 - disposição em aterro de materiais recicláveis orgânicos.
- **Classificação**, que é a alocação dos resultados do inventário às categorias de impacto, sendo que os dados podem pertencer a mais de uma categoria. Para cálculo do uso de recursos e geração de emissões foi utilizado o programa computacional IWM-2 (descrito em 4.3.3). A classificação, e a etapa seguinte de caracterização, foram feitas adotando a metodologia CML 2001 (apresentada em 3.4.5 e descrita por Den Boer *et al.*, 2005c). Por exemplo, a emissão de dióxido de carbono (CO₂) pode ser classificada na categoria mudanças climáticas. Já emissões de amônia (NH₃) afetam ao mesmo tempo a toxicidade humana, a acidificação e a eutrofização, devendo então ser classificada nestas três categorias;
 - **Caracterização**, onde são realizados cálculos para avaliar a significância relativa de cada fator contribuinte ao impacto global do sistema em estudo, convertendo-os em um indicador comum. Categorias de impacto são tipicamente caracterizadas usando a seguinte equação:

$$\text{Indicador de Impacto} = \text{Fator de Caracterização} \times \text{Resultado do Inventário}$$

Na Tabela 4.2 apresenta-se a classificação dos distintos poluentes de acordo com as categorias de impacto bem como os fatores de caracterização de cada um destes poluentes emitidos.

Como exemplo tem-se a categoria de impacto mudanças climáticas. Potencial de Aquecimento Global (PAG) é usado como fator de caracterização para avaliação e agregação da categoria mudanças climáticas. O indicador geral é calculado da seguinte maneira:

$$MdCl = \sum_{i=1}^n PAG_i \times m_i$$

onde:

$MdCl$ = resultado do indicador, que é expresso em kg-CO₂-equivalente;

PAG_i = Potencial de Aquecimento Global da substância i ;

m_i = massa da substância i emitida em kg.

Utilizando a Tabela 4.2 verifica-se que contribuem para o impacto “mudanças climáticas” o dióxido de carbono, o metano e o óxido nitroso, sendo o PAG do CO₂ = 1; do CH₄ = 23 e do N₂O = 296 kg CO₂ equivalente.

No Apêndice D descreve-se detalhadamente a forma de cálculo de todos os outros indicadores ambientais.

Tabela 4.2 – Fatores de caracterização e normalização aplicados no CML 2001

Categoria de Impacto			Depleção recursos naturais	Mudanças Climáticas	Toxicidade humana	Oxidação fotoquímica	Acidificação	Eutrofização	Emissão EU-W, 1995
			PDRN	PAG	PTH	PCFO	PA	PE	Emissão referencial
Substância		Unidade	kg antimônio eq	kg CO ₂ eq	kg C ₆ H ₄ Cl ₂ eq	kg C ₂ H ₄ eq	kg SO ₂ eq	kg PO ₄ eq	t·ano ⁻¹
Nome	Emissão ou extração								
Petróleo	recursos	kg	2,01E-02						3,23E+11
Amônia	ar	kg			1,00E-01		1,60E+00	3,50E-01	3,54E+09
Arsênico	ar	kg			3,48E+05				1,93E+05
Cádmio	ar	kg			1,45E+05				1,33E+05
Dióxido de carbono	ar	kg		1,00E+00					3,39E+12
Monóxido de carbono	ar	kg				2,70E-02			4,28E+10
Cromo	ar	kg			6,47E+02				5,17E+05
Cobre	ar	kg			4,30E+03				5,98E+05
Óxido nitroso	ar	kg		2,96E+02					1,30E+09
Dioxinas	ar	kg			1,93E+09				0,00E+00
Ácido clorídrico	ar	kg			5,00E-01				7,30E+08
Ácido fluorídrico	ar	kg			2,85E+03				2,32E+07
Ácido sulfídrico	ar	kg			2,20E-01				0,00E+00
Chumbo	ar	kg			4,67E+02				1,25E+07
Mercúrio	ar	kg			6,01E+03				1,64E+05
Metano	ar	kg		2,30E+01		6,00E-03			2,03E+10
Níquel	ar	kg			3,50E+04				1,58E+06
NO _x	ar	kg			1,20E+00	2,80E-02	5,00E-01	1,30E-01	1,41E+10
SO ₂	ar	kg			9,60E-02	4,80E-02	1,00E+00		1,22E+10
Zinco	ar	kg			1,04E+02				6,51E+06
Amônio (ion)	água	kg						3,30E-01	0,00E+00
Arsênico	água	kg			9,51E+02				1,17E+05
Bário	água	kg			6,30E+02				0,00E+00
Cádmio	água	kg			2,29E+01				2,13E+04
DQO	água	kg						2,20E-02	0,00E+00
Cromo	água	kg			2,05E+00				2,71E+05
Cobre	água	kg			1,34E+00				1,69E+06
Dioxinas	água	kg			8,58E+08				0,00E+00
Fluoreto	água	kg			3,64E+03				0,00E+00
Chumbo	água	kg			1,23E+01				2,26E+06
Mercúrio	água	kg			1,43E+03				1,43E+04
Níquel	água	kg			3,31E+02				5,51E+05
Nitrato	água	kg						1,00E-01	0,00E+00
Fenóis	água	kg			4,92E-02				1,73E+05
Fosfato	água	kg						1,00E+00	0,00E+00
Zinco	água	kg			5,84E-01				1,12E+07

Fonte: Adaptado de Den Boer *et al.* (2005b)

Obs.: C₆H₄Cl₂ é a fórmula química do 1,4-diclorobenzeno; e C₂H₄ é o etileno.

As etapas opcionais (opcionais segundo a NBR ISO 14.044 (ABNT, 2009)) que foram realizadas nesta pesquisa são as seguintes:

- **Normalização**, que é a etapa utilizada para expressar o indicador de impacto de maneira a possibilitar a sua comparação dentre as categorias de impacto. O procedimento normaliza o resultado do indicador dividindo-o por um determinado valor de referência, como o total de emissões ou recursos de uma determinada área, a razão de uma alternativa ou cenário em relação a outro (por exemplo, ce-

nário base). Os valores de normalização utilizados nesta pesquisa são os apresentados na Tabela 4.3, tomando como base a emissão mundial em 1995. Desta forma os indicadores ambientais foram normalizados em termos de equivalentes populacionais – EP – (habitantes), conforme metodologia sugerida por Guinée *et al.* (2001), sendo os resultados apresentados em porcentagem (%) da população de Porto Alegre para os indicadores mudanças climáticas, toxicidade, formação de foto-oxidantes, acidificação e eutrofização, e uso de energia, disposição em aterro sanitário de resíduos recicláveis secos e disposição de resíduos orgânicos com potencial de reciclabilidade.

- **Ponderação** (atribuição de pesos), etapa da AICV que consiste na atribuição de pesos ou valores relativos às diferentes categorias de impacto baseada nas suas respectivas importâncias ou relevâncias. É uma etapa subjetiva da avaliação de impacto, baseada nos julgamentos e nos valores básicos das partes envolvidas (ou dos atores sociais). O intervalo de variação para os fatores de ponderação a ser adotado nesta pesquisa vai de 3 (muito importante) a 0 (sem importância). Estes pesos foram definidos pelos atores sociais participantes da pesquisa e estão apresentados no Capítulo 6.5.1.

Tabela 4.3 – Fatores de normalização CML 2001, referência anual per capita

Categoria de Impacto	Local		
	Holanda, 1997	Europa Ocidental, 1995	Mundo, 1995
Mudanças climáticas, kg CO ₂ eq·ano ⁻¹ ·cap ⁻¹	16.100	14.600	6.830
Toxicidade humana, kg 1,4-diclorobenzeno eq·ano ⁻¹ ·cap ⁻¹	12.100	23.300	8.800
Formação de foto-oxidantes, kg C ₂ H ₄ eq·ano ⁻¹ ·cap ⁻¹	11,7	25,4	8,04
Acidificação, kg SO ₂ eq·ano ⁻¹ ·cap ⁻¹	42,9	84,2	52,9
Eutrofização, kg PO ₄ eq·ano ⁻¹ ·cap ⁻¹	32,1	38,4	22,8
Uso de energia GJ energia eq·ano ⁻¹ ·cap ⁻¹	-	-	72,0

Fonte: Adaptado de Guinée *et al.* (2001)

Avaliação econômica

De acordo com Den Boer *et al.* (2005) as seguintes definições são utilizadas na avaliação econômica em AICV:

- A **Sustentabilidade econômica** está relacionada a um determinado sistema técnico-organizacional, um horizonte temporal específico e a um sistema de decisão específico;
- Um sistema opera de **maneira economicamente sustentável** se ele cobre todos os seus custos e quando espera fazê-lo ao longo do horizonte de avaliação;
- Se o sistema cobre parte de seus custos através de subsídios, ele pode ser considerado sustentável somente se há uma garantia de que estes subsídios continuarão disponíveis “para sempre”.

Os seguintes critérios são aplicados neste trabalho:

- Eficiência em nível de subsistema e em nível de sistema;
- Equidade;
- Dependência de subsídios.

Como indicadores de **eficiência** do sistema total propõem-se os seguintes:

- Custo total por tonelada, por domicílio e por pessoa;
- Custo do SGIRSU como porcentagem do orçamento total do município.

O objetivo do critério **equidade** é examinar a distribuição quantitativa da carga econômica entre todos os cidadãos ou munícipes. Sugere-se o seguinte indicador:

- Custo por pessoa como porcentagem do valor do salário mínimo.

A extensão na qual a municipalidade é autossustentável ou dependente de recursos externos, isto é, de **subsídios ou subvenções**, pode ser examinada. O indicador sugerido para este fim é:

- Relação entre receitas e despesas do SMGIRS.

Neste trabalho não foram utilizados os resultados de saída de custos do programa de ICV IMW-2, embora o programa tenha uma sub-rotina de cálculo de custos, conforme comentado no Capítulo 4.3.3. Para avaliação da sustentabilidade econômica dos cenários foi realizado o levantamento de todos os custos reais atuais do sistema de gerenciamento de RSU em Porto Alegre. Estes custos foram levantados junto ao DMLU e a Prefeitura de Porto Alegre e serviram para definição dos indicadores econômicos do Cenário #1 BASE, tendo como referência o ano de 2011. Os custos levantados estão apresentados no Capítulo 5.

Para a avaliação econômica dos demais cenários construídos com a participação social, duas metodologias distintas foram adotadas. Para estimativa dos custos dos sistemas futuros de coleta tomou-se como base os custos unitários (R\$/t) de cada tipo de coleta (con-

vencional porta-a-porta, seletiva e containerizada). Como base nos tipos de coleta adotados em cada um dos cenários fez-se o cálculo proporcional do custo total da coleta naquele cenário.

Para estimativa dos custos dos sistemas de tratamento e aterro sanitário dos cenários futuros foram utilizadas curvas de custo apresentadas por Tsilemou e Panagiotakopoulos (2005), apresentadas na Tabela 4.4, e referendadas por Den Boer *et al.* (2005a), que utilizam estas curvas no modelo de AICV LCA-IWM. Estas curvas apresentam equações que estimam os custos de implantação e de operação com base na capacidade instalada projetada de cada unidade de tratamento ou disposição final.

Embora estas curvas tivessem sido desenvolvidas para a realidade dos países europeus, e em Euros, nas simulações feitas nesta pesquisa, para a realidade em estudo de Porto Alegre e em Reais (R\$), verificou-se que utilizando estas equações os valores encontrados ficam muito próximos aos valores verificados no Cenário #1 BASE, ou seja, aos valores atuais em Porto Alegre. Para tipos de tratamento ainda não existentes no município, como de digestão anaeróbia ou incineração, verificou-se que os custos calculados pelas equações referidas para estas unidades ficam similares aos custos levantados pelo autor em seus trabalhos profissionais anteriores dentro do DMLU.

Tabela 4.4 – Curvas de custos totais das unidades de tratamento e disposição

Tipo de unidade	Investimento inicial (R\$)	Custo de Operação (R\$/t)	Intervalo de validade (t/ano)
Incineração	$y = 5.000 * x^{0,8}$	$y = 700 * x^{-0,3}$	$20.000 \leq x \leq 600.000$
Triagem semi-mecanizada	$y = 1.500 * x^{0,8}$	$y = 4.000 * x^{-0,4}$	$7.500 \leq x \leq 250.000$
Digestão aneróbia	$y = 34.500 * x^{0,55}$	$y = 17.000 * x^{-0,6}$	$2.500 \leq x \leq 100.000$
Compostagem	$y = 2.000 * x^{0,8}$	$y = 2.000 * x^{-0,5}$	$20.000 \leq x \leq 120.000$
Aterro sanitário	$y = 3.500 * x^{0,7}$	$y = 250 * x^{-0,3}$	$40.000 \leq x \leq 1.500.000$

Fonte: Adaptado de Tsilemou e Panagiotakopoulos (2005)

Avaliação social

Assim como a sustentabilidade ambiental e a econômica, a sustentabilidade social é parte integrante da sustentabilidade em gerenciamento de resíduos sólidos. Em termos gerais, a sustentabilidade social é o comportamento ético de um sistema de gerenciamento de resíduos para com a sociedade (Den Boer *et al.*, 2005d).

Baseado em Den Boer *et al.* (2005d) os seguintes critérios e indicadores foram utilizados, sendo aplicados aos estágio de armazenamento temporário, coleta e destina-

ção/tratamento:

Aceitabilidade social:

- Odor;
- Impacto visual;
- Uso espaço urbano;
- Uso espaço privado;
- Complexidade.

Equidade social:

- Qualidade dos empregos gerados.

Função social:

- Índice de reciclagem / disposição final;
- Quantidade de empregos.

A **metodologia de cálculo dos indicadores** sociais proposta por Den Boer *et al.* (2005a) e adotada nesta pesquisa é:

- Definição de possíveis valores para variáveis independentes que são classificados em níveis, da melhor situação (a situação socialmente aceitável, igual e funcional) para a pior (a socialmente inaceitável, desigual e que não atende a função social).
- Um valor de escala (variando 0 a 4) é atribuído a cada situação. Este valor é definido pelo nível de sustentabilidade social atribuído antes, em que: 0 significa a melhor situação e 4 a pior situação do ponto de vista da sustentabilidade social.
- O indicador é calculado como a média aritmética de todos os valores parametrizados:

$$Indicador = \frac{v_1 + v_2 + v_3 + \dots + v_{n-1} + v_n}{n}$$

- O indicador resultante é normalizado entre 0 e 1. O valor 0 significa a melhor situação e 1 a pior situação. Com isso é possível condensar informação e comparar componentes de sistemas simples ou similares com um indicador:

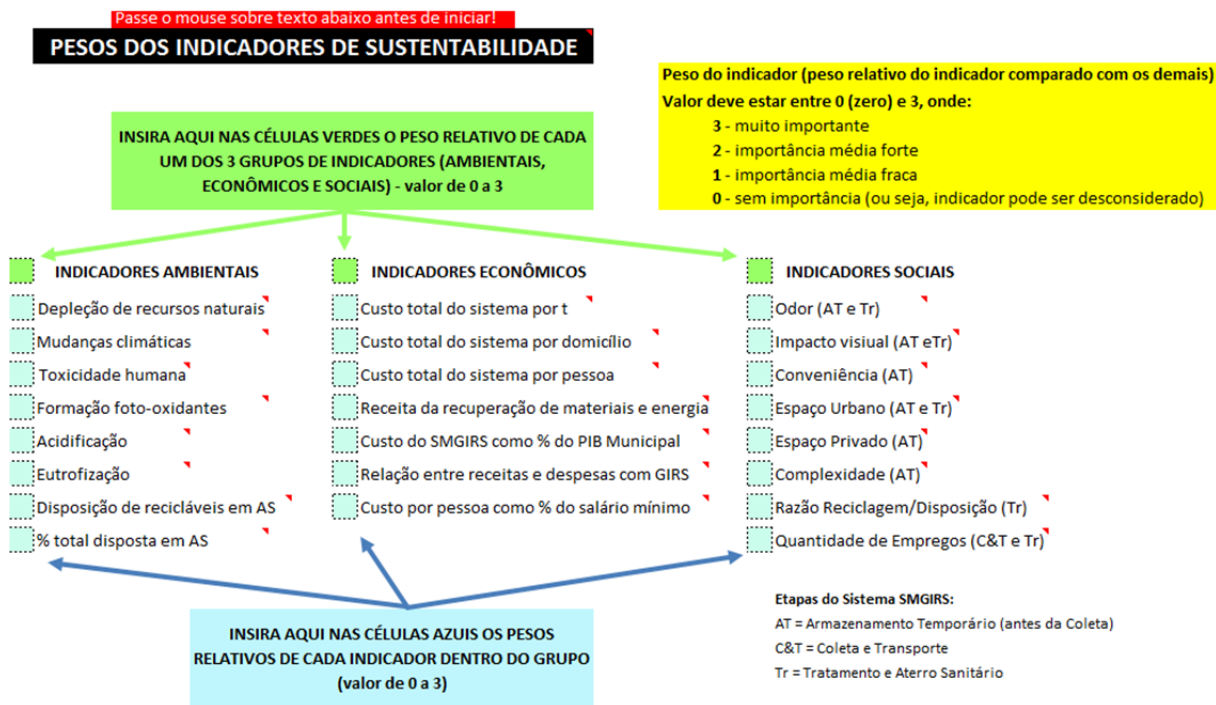
$$Indicador_normalizado = \frac{Indicador}{4}$$

No Apêndice E descrevem-se as fórmulas de cálculo, os valores padrão das variáveis independentes e os valores de normalização dos indicadores sociais utilizados na pesquisa.

A etapa de **ponderação**, feita após o cálculo dos indicadores, consiste em atribuir pesos a cada indicador nos diferentes estágios do sistema de gerenciamento de resíduos. Sendo uma etapa subjetiva, a atribuição de pesos reflete o sentimento e os valores dos decisores ou partes interessadas, sendo que se propõe uma variação para os fatores de ponderação de 0 (impacto irrelevante) a 3 (impacto relevante).

Para realizar a ponderação dos indicadores de impacto nas diferentes categorias, foram utilizadas as médias dos pesos atribuídos a cada indicador pelos atores sociais. Estes pesos foram obtidos pela aplicação do questionário enviado conforme descrito no Módulo 2 (Apêndice A) e conforme modelo constante na Figura 4.5.

Figura 4.5 – Instrumento de pesquisa para atores sociais sugerirem pesos dos indicadores



Também neste instrumento de pesquisa, enviado em planilha Excel, em que os atores sociais sugeriram pesos para os indicadores em cada uma das células (os indicadores) aparecia uma breve descrição de cada indicador para auxiliar o entendimento dos respondentes ao questionário.

4.3.5. Tomada de decisão – Módulo 5

Como já referido em outras oportunidades ao longo deste trabalho, a metodologia

aplicada para testagem da hipótese de pesquisa não será de tomada de decisão, mas de apoio a processo de tomada de decisão na definição de sistemas integrados de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos. Portanto, a metodologia não resultará ou apontará um sistema ótimo, mas será do tipo “se fizer isso” o “resultado será este”, ou seja, traduzirá em números, os indicadores e índices, os impactos decorrentes de determinados cenários futuros que possam vir a ser adotados, facilitando aos tomadores de decisão a escolha do sistema mais adequado para a realidade local.

No Módulo 5 desta pesquisa (a Tomada de Decisão) os resultados finais da etapa de AICV foram sistematizados e analisados. Com base nos pesos atribuídos pelos atores aos indicadores de sustentabilidade dos diferentes cenários de gerenciamento de resíduos sólidos, os cenários ou alternativas foram hierarquizados em termos de sustentabilidade (por meio do cálculo dos indicadores e dos subíndices ambientais, econômicos e sociais).

Para cada cenário foi feita a representação gráfica do fluxo de resíduos no cenário, os resultados gráficos dos indicadores de impacto da AICV e o resultado gráfico para os cenários do impacto relativo global para os três aspectos da sustentabilidade (a representação gráfica normalizada para impactos ambientais, econômicos e sociais por meio dos respectivos subíndices).

A hierarquização da sustentabilidade dos cenários foi realizada de duas maneiras: uma pela “percepção” dos atores e outra por meio da aplicação dos indicadores e índices da AICV.

Na primeira etapa foi enviada aos atores sociais a comparação dos cenários com base somente no fluxo de massa dos resíduos em termos de tipos de coleta, tipos de tratamento e destinação final (no Apêndice B mostra-se a sistematização dos dados enviados e o questionário aplicado). Esta hierarquização feita pelos atores baseou-se na opinião pessoal e no “sentimento ou percepção” dos atores envolvidos na pesquisa.

A metodologia de AICV foi aplicada aos resultados ambientais do inventário do ciclo de vida e aos dados econômicos e sociais. Os resultados foram analisados e sistematizados tanto em planilhas como em gráficos comparativos. Os seguintes subíndices, com os indicadores envolvidos, foram construídos para apoiar a tomada de decisão sobre a hierarquização dos cenários em termos de sustentabilidade:

- Subíndice de sustentabilidade ambiental:
 - mudanças climáticas;

- toxicidade humana;
- formação de foto-oxidantes;
- acidificação;
- eutrofização;
- uso de energia;
- disposição de recicláveis secos em aterro sanitário;
- disposição de recicláveis orgânicos em aterro sanitário.
- Subíndice de sustentabilidade econômica:
 - custo por tonelada;
 - custo por domicílio;
 - custo por habitante;
 - % do orçamento da PMPA;
 - % do salário mínimo;
 - relação receita e despesa.
- Subíndice de sustentabilidade social:
 - odor;
 - impacto visual;
 - conveniência;
 - espaço urbano;
 - espaço privado;
 - complexidade;
 - qualidade dos empregos;
 - quantidade de empregos;
 - taxa de recuperação.

Os três subíndices foram calculados pela seguinte equação geral:

$$SI = \sum_{i=1}^n Ind_i \times p_i$$

onde:

SI = subíndice calculado (ambiental, econômico ou social);

Ind_i = valor calculado e normalizado (entre 0 e 1) do indicador i ;

p_i = peso do indicador i ;

n = número de indicadores que compõem o subíndice.

Os pesos dos indicadores utilizados no cálculo dos subíndices foram as médias dos valores apontados pelos atores sociais.

Primeiramente foram calculados os subíndices de sustentabilidade ambiental, econômica e social. Os indicadores sociais já foram calculados de maneira a resultar em valores variando entre 0 (zero) e 1 (um), sendo 0 a melhor situação e 1 a pior.

Como os indicadores ambientais e econômicos têm unidades e ordens de grandeza diferentes entre si, para poder ser feita a comparação entre eles e a construção do subíndice ambiental e do subíndice econômico, estes indicadores foram novamente agregados a valores entre 0 e 1, sendo que para cada indicador o valor 0 foi atribuído ao cenário com o menor valor, e o valor 1 ao cenário de maior valor, fazendo-se uma distribuição linear para os demais cenários.

Finalmente, resumindo ainda mais a informação, construiu-se um índice de sustentabilidade geral, permitindo assim uma hierarquização final dos cenários avaliados. Este índice foi calculado pela média ponderada dos três subíndices (ambiental, econômico e social), sendo os pesos desta ponderação também definidos pelos atores sociais, conforme equação a seguir:

$$ISG = \frac{1}{3} \sum_{i=1}^3 SI_i \times ps_i$$

onde:

ISG = índice de sustentabilidade geral;

SI_i = subíndice i ;

ps_i = peso do subíndice i ;

3 = número de subíndices que compõem o índice geral.

A proposição destes índices e subíndices tem como objetivo resultar em uma hierarquização mais simplificada das alternativas avaliados, facilitando a visualização por parte dos tomadores de decisão. Embora exista perda de objetividade e de confiança nas informações (em relação a análise dos indicadores, por exemplo), como apontado por Stypka (2005) e McDougall *et al.* (2001), há ganhos em relação a visualização e entendimento dos decisores.

Salienta-se que, ao contrário dos indicadores, estes índices e subíndices não têm qualquer significado físico, servindo apenas para resumir informação e facilitar a comparação entre cenários.

Os cenários hierarquizados segundo os índices de sustentabilidade geral calculados foram submetidos uma última vez à análise dos Atores DMLU para validação final da ordenação dos cenários.

Esta validação da hierarquização final dos cenários foi submetida em reunião com os Atores do DMLU, realizada em junho de 2013 na sede do DMLU em Porto Alegre, com a participação de 13 decisores, entre técnicos da instituição que participaram da pesquisa, bem como do corpo diretivo do Departamento. A apresentação foi feita em PowerPoint em uma oficina realizada no auditório do DMLU, sendo as informações fornecidas aos decisores as constantes do Apêndice H.

4.3.6. Análise final – Módulo 6

No Módulo 6 foi feita a análise final de verificação da hipótese de pesquisa. A hipótese considerada é a de que, quando são utilizadas técnicas estruturadas de apoio à decisão, a participação social na definição de modelos de gerenciamento integrado de resíduos sólidos urbanos resulta em um sistema mais sustentável, em comparação a modelos desenvolvidos somente com a participação de técnicos especialistas.

Durante o processo de participação dos atores nenhum deles tinha conhecimento de quais eram os outros atores participantes da pesquisa. Também, nenhum dos atores sabia qual o peso de ponderação atribuído pelos outros atores para os diversos indicadores de impacto utilizados na avaliação do ciclo de vida.

Assim, com os retornos das respostas dos atores sobre a hierarquização dos cenários com base em sua percepção pessoal de sustentabilidade (dos mais sustentáveis para os menos sustentáveis), fez-se a comparação destas hierarquizações por Grupo de Atores com a hierarquização ponderada da AICV.

A hierarquização final dos cenários foi feita com base no cálculo dos índices de sustentabilidade geral, sendo o cenário mais sustentável o que tiver o valor do índice mais próximo a zero.

Desta forma foi possível verificar qual Grupo de Atores resultou na proposição de cenários mais sustentáveis. Lembrando sempre que a análise da melhor solução é subjetiva, dependente da visão e dos valores destes Grupos.

5. BASE DE DADOS – ESTUDO DE CASO: PORTO ALEGRE

5.1. Justificativa do estudo de caso

Porto Alegre é capital do Estado do Rio Grande Sul e tinha uma população, em 2011, de 1.413.094 habitantes (IBGE, 2012). O Departamento Municipal de Limpeza Urbana – DMLU – é a autarquia municipal que detém a atribuição legal de realizar a gestão pública e ambiental dos resíduos sólidos do município de Porto Alegre, desempenhando-a por meio do Sistema de Gerenciamento Integrado, que contempla os serviços de limpeza, coleta, tratamento e disposição final dos resíduos sólidos urbanos gerados em seu território.

Estudos de avaliação do ciclo de vida requerem a disponibilização de grande número de informações e dados. Nesta pesquisa foi adotado o sistema de gerenciamento de RSU de Porto Alegre por duas razões fundamentais: o município vem implantando há mais de duas décadas um sistema integrado de gerenciamento de resíduos sólidos com um bom controle dos dados operacionais, o que é condição necessária para aplicação deste tipo de estudo, e o autor desta Tese é funcionário de carreira do DMLU tendo assim maior facilidade de acesso às informações necessárias. Além disso, a pesquisa resultará em um retorno à sociedade porto-alegrense.

Os dados e informações levantados são relativos ao fluxo de massa do cenário atual de gerenciamento (Cenário #1 BASE) bem à descrição do atual sistema de gerenciamento de RSU de Porto Alegre; os dados necessários para a aplicação da ferramenta de ICV (Inventário do Ciclo de Vida), com utilização do programa computacional IWM-2; e os dados para a construção dos indicadores de sustentabilidade da avaliação dos impactos do ciclo de vida, a AICV.

5.2. Descrição do Cenário Base

5.2.1. O sistema de gerenciamento integrado de RSU de Porto Alegre

Conforme definido acima, o sistema de gerenciamento do município de Porto Alegre foi utilizado como base para a presente pesquisa. Pela atualidade e também pela quan-

tidade e qualidade dos dados e das informações disponíveis, o cenário base será a situação do gerenciamento de resíduos no ano de 2011. O modelo de gerenciamento integrado de RSU em Porto Alegre vem sendo implantado pelo DMLU desde o início da década de 1990.

Na definição de resíduos sólidos urbanos – RSU – deste trabalho, incluem-se todos os resíduos domiciliares ou residenciais coletados pelos sistemas oficiais de coleta da Prefeitura (domiciliares convencionais, domiciliares da coleta containerizada e domiciliares seletivos), acrescidos dos resíduos verdes de podas e dos resíduos comerciais. Incluem-se ainda os resíduos de saúde do Grupo D (resíduos comuns não perigosos) e os resíduos orgânicos destinados à suinocultura. Estão excluídos os resíduos públicos de varrição, os resíduos da construção (RCC) e os resíduos especiais (lâmpadas, pilhas e baterias, pneus, entre outros).

Os sistemas de coleta de resíduos incluem a coleta domiciliar convencional, que é a coleta dos resíduos domiciliares no sistema porta-a-porta por caminhões coletores de carga traseira e utilização de uma equipe de três garis em cada equipamento. Desde o ano de 2010, também há a coleta containerizada dos resíduos domiciliares convencionais, que é feita em contêineres de 2,4 e 3,2 m³ de capacidade estacionados junto ao meio-fio, na área de estacionamento ou sobre a calçada. Esse tipo de coleta é feita de forma automatizada, sendo que o veículo de coleta conta somente com um motorista, sem o emprego de garis.

A coleta seletiva, que atende a 100% dos bairros da cidade, é feita com caminhões de carroceria tipo “boiadeiro”, sem compactação, com utilização de quatro garis por equipe, que fazem a carga e a descarga manual dos resíduos. A coleta dos resíduos comerciais e dos outros tipos de resíduos é feita em veículos distintos, que podem ter ou não compactação.

Como unidades de pré-tratamento ou de tratamento há dezessete Unidades de Triagem de resíduos seletivos, que são operados de forma independente por diferentes associações de catadores ou de triadores. Há ainda uma Unidade de Triagem e Compostagem que recebe os resíduos misturados e onde se faz a separação dos recicláveis e dos rejeitos em catação manual em esteira, encaminhando a fração orgânica para um pátio de compostagem em leiras a céu aberto em área anexa ao local da triagem.

Não há presença de formas mais avançadas de tratamento em Porto Alegre, como compostagem acelerada, digestão anaeróbia ou incineração. Mesmo Porto Alegre sendo considerada uma referência brasileira em gerenciamento de resíduos urbanos, no atual cenário, 91,7% da massa de resíduos ainda são enviados para aterro sanitário. Esse aterro sanitário é privado e fica a uma distância de 110 km de Porto Alegre, sendo um aterro que tem licença

ambiental de operação e queima central do biogás, além do tratamento dos lixiviados.

5.2.2. Quantidade de resíduos urbanos gerenciados

A quantidade de resíduos sólidos gerados em um município depende fundamentalmente dos seguintes fatores: do número de habitantes; do poder aquisitivo da população; das condições climáticas; do nível cultural, hábitos e costumes da população; da cobertura dos serviços de coleta. Em Porto Alegre, desde 1992, é feito um controle efetivo dos quantitativos de resíduos sólidos que chegam às unidades de tratamento e disposição final controladas pelo DMLU. Assim os resíduos domiciliares, comerciais e públicos destinados à estação de transbordo, à unidade de triagem e compostagem e ao aterro sanitário têm suas massas controlados em balanças rodoviárias.

Já os resíduos seletivos não têm controle por pesagem de suas massas destinada às unidades de triagem de seletivos, pois as 18 unidades desse tipo existentes em Porto Alegre não estão dotados de balanças rodoviárias. Para estimativa dos resíduos seletivos coletados, foram utilizados os dados que as Unidades de Triagem enviam periodicamente ao DMLU, informando os totais de materiais recicláveis comercializados. Como os rejeitos das Unidades de Triagem são recolhidos pelo DMLU e destinados à estação de transbordo, e como lá são pesados, tem-se a massa real desses rejeitos (Tabela 5.1).

Tabela 5.1 – Quantitativos de resíduos seletivos em Porto Alegre, em 2011

Tipo de material ou resíduo	Massa	
	t/d	t/a
Papel e papelão	38,5	12.057,0
Plásticos filme	16,3	5.114,8
Plásticos rígidos	14,3	4.484,2
Vidros	3,0	935,0
Metais ferrosos	1,6	487,0
Metais não ferrosos	0,7	216,0
Rejeitos	25,9	8.097,3
Total de seletivos	100,3	31.391,3

Fonte: DMLU (2012)

Na Tabela 5.2, apresentam-se os quantitativos de resíduos, classificados por tipo de resíduo ou por tipo de coleta, gerenciados pelo DMLU. Os dados são apresentados em toneladas por dia (t/d), que é a forma usual de divulgação, e em toneladas por ano (t/a), que é a forma que eles são utilizados para modelagem no programa IWM-2.

Tabela 5.2 – Quantitativos de RSU em Porto Alegre, em 2011

Tipo de resíduo/coleta	Massa	
	t/d	t/a
Resíduo domiciliar coleta convencional	900,5	281.875,6
Resíduo domiciliar coleta containerizada	120,0	37.560,0
Resíduo domiciliar coleta seletiva	100,3	31.391,3
Resíduo comercial	121,0	37.873,0
Resíduo de serviços de saúde (Grupo D)	19,5	6.103,5
Resíduo de restos de madeira	7,0	2.191,0
Resíduo verde (podas)	30,7	9.609,1
Resíduo orgânico – suinocultura	11,0	3.443,0
Total de RSU	1.310	410.047

Fonte: DMLU (2012)

5.2.3. Caracterização e composição gravimétrica

Composição gravimétrica é o termo utilizado para descrever os componentes individuais que formam uma determinada massa de resíduos, geralmente expressa em porcentagem de massa úmida. Informações sobre a composição dos resíduos sólidos são importantes para avaliar as necessidades de equipamentos, sistemas, planos e programas de gerenciamento (Tchobanoglous *et al.*, 1993).

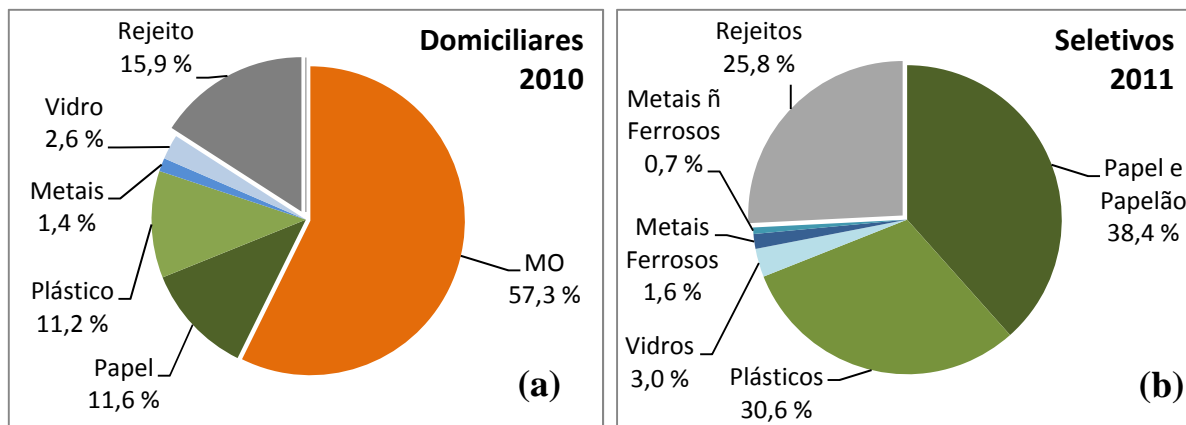
O conhecimento da composição dos resíduos também é fundamental para a definição de alternativas de tratamento, como, por exemplo, a compostagem da fração orgânica putrescível ou o reaproveitamento dos recicláveis como plásticos, papel, vidros ou metais.

Na Figura 5.1.(a), é apresentado o resultado de composição gravimétrica dos RSU provenientes da coleta domiciliar regular de Porto Alegre para o ano de 2010, sendo que os valores mostrados são a média dos valores feitos em duas caracterizações, uma no inverno e outra no verão. Importante frisar que o estudo da composição foi realizado sobre uma amostra que representa os resíduos domiciliares regulares, ou seja, os coletados nos domicílios onde há separação na origem e coleta seletiva de resíduos recicláveis. Esses dados são utilizados tanto para coleta domiciliar convencional (sistema porta-a-porta) como para os resíduos da coleta domiciliar containerizada.

Para os resíduos da coleta domiciliar seletiva, não há estudos de composição gravimétrica recente. O último estudo disponível data de 2002 e considerou-se que os dados não são mais válidos (34,7% papel e papelão; 20,5% plásticos; 14,7% vidros; 6,7% metais; 23,4 rejeitos (Huergo, 2002)). Para esta pesquisa de Tese, a composição dos resíduos seletivos foi estimada da mesma forma que os quantitativos, ou seja, com base nas informações repassadas ao DMLU pelas Unidades de Triagem referentes à venda dos materiais recicláveis e pelos

dados de pesagem dos rejeitos recolhidos e destinados à estação de transbordo, conforme Tabela 5.1 e Figura 5.1.(b).

Figura 5.1 – Composição gravimétrica úmida dos resíduos de Porto Alegre, base 2011: (a) resíduos da coleta domiciliar convencional e (b) resíduos da coleta seletiva

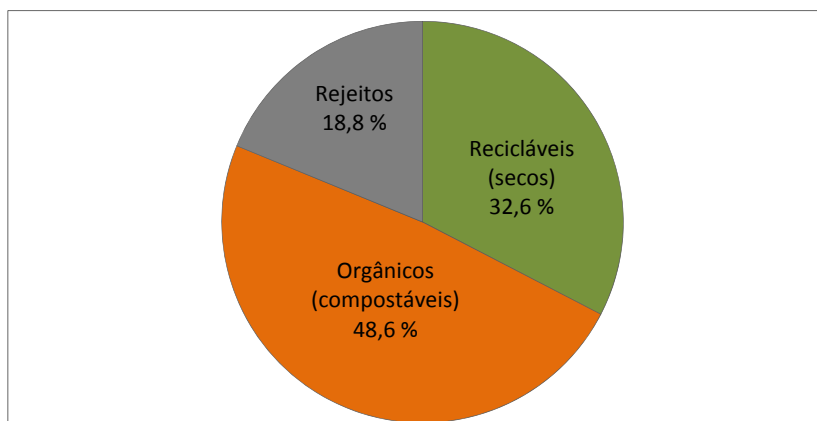


(Fonte: DMLU, 2012)

Não há dados disponíveis sobre a composição gravimétrica dos resíduos comerciais, sendo que neste trabalho considerou-se que esses resíduos têm a mesma composição dos resíduos seletivos. Já para os resíduos de serviços de saúde e madeiras, que constam na Tabela 5.2, considerou-se como sendo 100 % de rejeitos; os resíduos verdes e podas e da suinocultura foram considerados 100 % matéria orgânica para fins de composição gravimétrica.

Fazendo a composição gravimétrica proporcional para todos os tipos de resíduos (domiciliares regulares, seletivos e comerciais) e considerando somente as frações seletivos recicláveis secos, orgânicos compostáveis e rejeitos, tem-se o resultado da Figura 5.2.

Figura 5.2 – Composição gravimétrica úmida dos RSU de Porto Alegre, considerando as frações de recicláveis, orgânicos e rejeitos



Fonte: o Autor (2013)

5.2.4. Fluxo de massa do Cenário BASE

Conforme definido acima, o sistema de gerenciamento do município de Porto Alegre foi utilizado como base para a presente pesquisa. Com as informações e com os dados acima, foi construído o fluxo de massa para o cenário atual, chamado de Cenário #1 BASE, conforme mostrado na Figura 4.2 (Capítulo 4).

Um resumo do fluxo de massa mostrado na Figura 4.2 está apresentado na Tabela 5.3 a seguir. Tem-se que a maior parte dos RSU é coletada de forma misturada (90,6%). A coleta desses resíduos misturados é também chamada, neste trabalho, de coleta de rejeitos (considera os resíduos misturados como “rejeitos” uma vez que não foram coletados de forma seletiva). A coleta seletiva de materiais recicláveis representa 7,7% do total. Nas colunas de tipos de tratamento, vê-se que apenas uma pequena massa é tratada, nas unidades de triagem e na compostagem.

Como resultado, tem-se que são desviados do aterro sanitário apenas 8,3% da massa de RSU coletada por ano em Porto Alegre, sendo, dessa, 7,1% revertidos em materiais reciclados (seletivos e composto orgânico) e 1,2% dos resíduos transformados em gás, na biodegradação. São enviados ao aterro sanitário 91,7% dos resíduos coletados e gerenciados.

Tabela 5.3 – Fluxo de massa e de materiais para o Cenário #1 BASE

Cenário #1 BASE – Cenário Atual (POA, 2011)													
Quantidade	Por tipo de coleta (%)				Por tipo de tratamento (t/d)						Destinação final (%)		
	Reciclagem Direta	Seletiva de recicláveis	Seletiva de orgânicos	Rejeitos	UT – Unidade de triagem	UTC – Unid. triagem e compostagem	Digestão anaeróbia	Compostagem	CDR – Combustível derivado de resíduos	Incineração	Aterro sanitário	Reciclagem de materiais	Biodegradação ou com-bustão
t/a	0	31574	6971	371502	100,9	22,3	0,0	34,1	0,0	0,0	376013	29113	4921
%	0	7,7	1,7	90,6	–	–	–	–	–	–	91,7	7,1	1,2

Obs.: Como um mesmo resíduo pode passar por sucessivas unidades de tratamento, não faz sentido a representação em porcentagem, pois a soma pode resultar em menos ou em mais de 100%, por isso consta o símbolo “–” nestas células.

5.3. Inventário do Ciclo de Vida – ICV: Modelo IWM-2

O Inventário do Ciclo de Vida foi realizado para os oito cenários simulados (cenários descritos no item 6.2). Para a realização da etapa de ICV, foi utilizado o programa de computador IWM-2 (McDougall *et al.*, 2001), descrito nos itens 3.4.6 e 4.3.3 deste trabalho. Muitos dos dados necessários são valores padrão do próprio programa, outros precisam ser adaptados à realidade brasileira e local (visto que o programa é Europeu) e há ainda os que devem ser alimentados de acordo com os fluxos definidos nos cenários avaliados.

Conforme apresentado anteriormente, os seguintes grupos de dados e informações serão necessários para o inventário do ciclo de vida usando o IWM-2:

- Quantidade e composição dos resíduos sólidos gerenciados;
- Informações sobre os sistemas de coleta;
- Informações sobre separação de resíduos;
- Informações sobre tratamento biológico;
- Informações sobre tratamento térmico;
- Informações sobre aterro sanitário;
- Informações sobre processos de reciclagem.

Em função das características próprias de concepção e funcionamento do programa de ICV, os dados para os cenários avaliados foram ajustados ao formato de entrada do IWM-2. Na sequência, apresenta-se uma sistematização dos dados de entrada para o Cenário BASE, que é o cenário atual, em Porto Alegre, tomando com referência o ano de 2011.

Os valores de entrada dos demais Cenários avaliados, como os próprios Cenários correspondem a um dos resultados desta pesquisa, estão apresentados no Capítulo 6. Alguns dos dados de entrada de outros cenários não se alteram em relação ao Cenário BASE. Nesse caso, utilizaram-se também os dados descritos a seguir (em cada um dos subitens abaixo, está descrito se os dados listados são somente para o Cenário BASE ou para todos os cenários).

No Apêndice C, apresenta-se uma impressão completa de todas as telas de entrada de dados do programa IWM-2 para um dos cenários avaliados, o Cenário #4 OGTA.

Neste Apêndice C, podem ser verificados também os dados sobre matriz energética, uso de energia e a economia de energia a partir da reciclagem nas telas da guia *Advanced* do programa IWM-2. Esses valores são aplicados a todos os cenários.

5.3.1. Dados sobre geração e composição dos resíduos

Os seguintes dados de entrada são utilizados em todos os cenários avaliados, uma vez que não foi considerada alteração na quantidade gerada e nem na composição gravimétrica:

- População atendida (Porto Alegre, 2011): 1.413.094 habitantes;
- Número de pessoas por domicílio: 2,7 pes./dom.;
- Número de domicílios: 523.368 dom.;
- Geração média de resíduos domiciliares (convencionais e seletivos): 248,3 kg/hab./a;
- Total de resíduos enviados diretamente para reciclagem: 0 (zero) kg/dom.·ano;
- Geração total de resíduos comerciais: 59.176 t/ano.

Os dados de composição dos resíduos para entrada no programa IWM-2 são os percentuais por tipo de material nos resíduos domiciliares e nos resíduos comerciais. Os dados devem ser fornecidos como uma média dos resíduos domiciliares, isto é, considerando os resíduos domiciliares da coleta convencional e da coleta seletiva. Considerou-se que a composição desses resíduos não sofre alteração nos diferentes cenários. Os valores utilizados estão na Tabela 5.4 e foram definidos em função dos dados mostrados nos itens 5.2.2 e 5.2.3.

Tabela 5.4 – Composição dos resíduos domiciliares e comerciais para entrada no IWM-2 (todos os cenários)

Tipo de resíduo	Composição (% em massa)						
	Papéis	Vidros	Metais	Plásticos	Têxteis	Orgânicos	Outros
Domiciliares	14,0	2,6	1,4	12,9	1,0	52,2	15,9
Comerciais	24,6	1,9	1,4	19,6	0,0	22,0	30,5

	Composição detalhada dos metais		Composição detalhada dos plásticos	
	Ferroso	Não Ferroso	Filme	Rígido
Domiciliares	78,6	21,4	48,1	51,8
Comerciais	71,0	29,0	40,0	60,0

Obs.: Dados construídos a partir das informações dos itens 5.5.2 e 5.2.3 deste Capítulo, sendo que, na composição dos resíduos comerciais, consideraram-se como comerciais os resíduos da coleta comercial somados aos resíduos de madeira e aos RSSS Grupo D.

5.3.2. Dados sobre sistemas de coleta

Os dados sobre os sistemas de coleta mudam de acordo com os cenários. Por isso, neste item, são apresentados somente os dados do Cenário Base (todos os dados foram levantados pelo autor junto ao DMLU, em 2012). As informações de entrada para a ICV e a AICV para os demais cenários avaliados estão apresentadas no Capítulo 6.

No Cenário BASE, foram adotados dois sistemas de coleta, um cobrindo 88,2 % dos domicílios, que é o sistema de coleta convencional junto ao meio-fio; e outro que abrange a coleta containerizada e tem cobertura de 11,8 % dos domicílios do município. Os valores de entrada para os demais cenários estão na Tabela 6.8.

A quantidade de resíduos coletados pela coleta seletiva e enviados para triagem e reciclagem deve ser informada em termos de massa coletada por domicílio por ano. O programa faz a verificação e não permite que essa massa específica coletada seja maior que a quantidade de cada tipo de material disponível (em função dos quantitativos totais e da composição anteriormente informados). Para fins de entrada no IWM-2, os rejeitos estão embutidos em cada uma das frações dos materiais aproveitáveis, por isso foi feita correção e adequação dos dados de composição dos resíduos seletivos em relação aos valores da Figura 5.1. (b), que resultou nos valores abaixo.

Para o Cenário BASE foram consideradas as seguintes quantidades:

- Papel: 31,0 kg/dom./ano;
- Vidro: 2,4 kg/dom./ano;
- Metal ferroso: 1,3 kg/dom./ano;
- Metal não ferroso: 0,6 kg/dom./ano;
- Plástico filme: 11,9 kg/dom./ano;
- Plástico rígido: 12,8 kg/dom./ano;
- Têxteis: 0,0 kg/dom./ano;
- Orgânicos (suinocultura): 7,0 kg/dom./ano.

Na Tabela 6.6, mostram-se os valores de entrada da quantidade de resíduos coletados seletivamente para os demais cenários, ajustados ao padrão de entrada do Programa IWM-2.

Para considerar o rejeito presente nos resíduos coletados seletivamente (da forma como dever ser feita a entrada no programa), foi informada na entrada no IWM-2 uma fração de rejeitos na triagem, na tela *Advanced*, de 25,8 %.

O consumo total de óleo diesel na coleta (todos os tipos de coleta) no Cenário BASE é de 1.962.601 L/ano. Já na coleta containerizada o consumo de óleo diesel por tonelada coletada é de 4,3 L/t.

Os resíduos comerciais orgânicos (resíduos verdes) coletados separadamente somam 3.443 t/ano no Cenário BASE, e o consumo estimado de óleo diesel para a coleta dos resíduos comerciais é de 125.000 L/ano. O consumo de óleo diesel (combustível) para o sistema de coleta nos demais Cenários está apresentado na Tabela 6.7.

5.3.3. Dados sobre separação ou triagem dos resíduos

Os dados a serem fornecidos para modelagem do IMW-2 referentes aos processos de triagem são o consumo de energia elétrica e de diesel e os valores de venda dos materiais recicláveis. Os dados utilizados estão a seguir:

- Consumo de energia elétrica: 15,0 kWh/t para o Cenário BASE (DMLU, 2012) e 30,0 kWh/t para os demais cenários (McDougall et al., 2001);
- Consumo de diesel: 1,0 L/t para os todos os cenários (DMLU, 2012);
- Preços de venda dos materiais recicláveis (DMLU, 2012):
 - Papel: R\$ 250,00 por tonelada;
 - Vidro: R\$ 50,00 por tonelada;
 - Metal ferroso: R\$ 160,00 por tonelada;
 - Metal não ferroso: R\$ 2.300,00 por tonelada;
 - Plástico filme: R\$ 600,00 por tonelada;
 - Plástico rígido: R\$ 1.000,00 por tonelada.

5.3.4. Dados sobre tratamento biológico

Embora os valores para tratamentos biológicos possam variar em função da tecnologia específica a ser utilizada em cada caso, esta pesquisa não chegou a aprofundar esses aspectos específicos. Adotaram-se, então, os valores abaixo para todos os cenários, com base em McDougall *et al.* (2001).

Para compostagem:

- Preço de venda do composto orgânico: R\$ 25,00 por tonelada;

- Consumo de energia na compostagem: 40 kWh/t;
- Perda de massa na compostagem: 50 %.

Na digestão anaeróbia os seguintes valores foram considerados:

- Consumo de energia na digestão anaeróbia: 50 kWh/t;
- Produção de energia: 160 kWh/t;
- Perda de massa na digestão anaeróbia: 60 %.

5.3.5. Dados sobre tratamento térmico

No Cenário BASE não há utilização de processo de tratamento térmico. Nos cenários em que esse tratamento é utilizado, os dados a seguir foram introduzidos no IWM-2.

Para a incineração (com base em McDougall *et al.*, 2001):

- Eficiência energética do processo: 30 %;
- Preço de venda da energia: R\$ 0,102 / kWh;
- Destino das cinzas: aterro sanitário;
- Padrão de emissão atmosférica (utilizado padrão Europeu conforme fonte acima citada): 23 ·m³ para SO₂; 15 mg/Nm³ para HCl; 279 mg/Nm³ para NO_x; 4,5 ng/Nm³ para Dioxinas/Furanos; 33 mg/Nm³ para CO; e 4 ng/Nm³ para Particulados.

Para a CDR (com base em McDougall *et al.*, 2001):

- Eficiência energética do processo: 30 % (somente recuperação de energia elétrica, sem recuperação de vapor);
- Poder calorífico do material: 16,0 GJ/t;
- Uso de energia: 20 kWh/t.

5.3.6. Dados sobre transferência e aterro sanitário

Qualquer que seja o cenário, haverá a presença de um aterro sanitário e, no caso do estudo de caso Porto Alegre, todos os resíduos que são dispostos em aterro sanitário passam pela estação de transbordo ou de transferência. Considerando esses fatos, os dados abaixo são válidos para todos os cenários avaliados, mudando somente os quantitativos de resíduos enviados para aterro em cada cenário, o que é informado no Capítulo 6. Todos os dados foram levantados junto ao DMLU, em 2012.

Para estação de transbordo ou de transferência:

- Porcentagem do material transferido enviado ao aterro sanitário: 100 %;
- Consumo de energia elétrica no transbordo: 0,2 kWh/t;
- Consumo de diesel na estação de transbordo e transporte: 3,3 L/t;
- Distância do aterro sanitário à estação de transbordo: 110 km.

Para aterro sanitário:

- Consumo de energia elétrica: 1,6 kWh/t;
- Consumo de diesel no aterro: 0,8 L/t;
- Custo do transporte: R\$ 33,30/t;
- Custo aterro: R\$ 31,40 /t;
- Eficiência de coleta de biogás: 70 %;
- Energia recuperada do biogás: 0 % para o Cenário BASE e 100 % para os demais cenários;
- Eficiência de coleta de lixiviados: 98 %;
- Eficiência de tratamento de lixiviados: 95 %.

5.3.7. Dados sobre reciclagem

Em relação ao inventário, na parte da reciclagem, o usuário do programa IWM-2 deve informar as distâncias de transporte dos materiais recicláveis da unidade de triagem até a indústria de transformação. Os dados utilizados em todos os cenários avaliados neste trabalho estão listados abaixo e foram levantados junto ao DMLU em relação aos atuais destinos dos materiais recicláveis separados em Porto Alegre:

- Distância de transporte até a indústria de reciclagem:
 - Papel: 90 km;
 - Vidro: 70 km;
 - Metal ferroso: 30 km;
 - Metal não ferroso: 15 km;
 - Plástico filme: 30 km;
 - Plástico rígido: 30 km.

5.4. Avaliação dos Impactos do Ciclo de Vida – AICV

Assim como para os dados necessários para o Módulo 3 de ICV, no Módulo 4, uma parte dos dados para a etapa de AICV também foram levantados previamente, e uma outra parte dos dados necessários para a avaliação do ciclo de vida são resultado da pesquisa.

Os dados necessários para a ponderação dos indicadores (atribuição de pesos) foram levantados durante o presente processo de pesquisa, sendo os pesos atribuídos pelos atores sociais convidados a participar. Esses pesos estão apresentados como resultados da pesquisa no Capítulo 6.5.1.

5.4.1. Dados para indicadores ambientais

Os cálculos dos indicadores ambientais foram realizados com os resultados da aplicação do ICV com a utilização do programa IWM-2. As informações e os dados utilizados para os indicadores ambientais estão apresentados no Capítulo 6.3.

5.4.2. Dados para os indicadores econômicos

Os seguintes dados foram utilizados para cálculo dos indicadores econômicos para todos os cenários avaliados:

- Massa total de resíduos gerenciados: 410.047 t/a;
- População atendida: 1.413.093 hab.;
- Número de domicílios atendidos: 523.368 dom.;
- Orçamento anual da Prefeitura de Porto Alegre: R\$ 2.405.231.863,00;
- Valor do salário mínimo mensal: R\$ 610,00;
- Cotação do Euro: R\$ 2,60 (base ano de 2011);
- Receita anual do DMLU com arrecadação da “Taxa de Coleta de Resíduos”: R\$ 99.561.329,00.

Os valores referentes aos custos dos sistemas de coleta foram baseados nos custos reais de coleta em Porto Alegre (DMLU, 2012) para o Cenário BASE (Tabela 5.5) e os valores modificados a partir destes custos para os demais cenários.

Tabela 5.5 – Custos de coleta no Cenário BASE

Tipo de coleta	Custo	
	R\$/ano	R\$/t
Convencional porta-a-porta	24.285.295,00	86,14
Seletiva secos porta-a-porta	5.541.744,00	176,52
Seletiva orgânicos (suinocultura)	572.383,00	162,24
Containerizada (rejeitos)	6.093.815,00	162,24
Total da coleta	36.493.237,00	---

Fonte: O autor a partir de dados do DMLU (2012)

Os custos de coleta para os novos cenários propostos pelos atores sociais participantes da pesquisa foram estimados tomando os custos unitários de cada tipo de coleta (convencional, seletiva e containerizada) e os percentuais de cobertura de cada tipo de coleta definida pelos atores para os cenários. Os valores de coleta adotados para os cenários utilizados estão na Tabela 6.7.

Os custos de tratamento e disposição final em aterro no Cenário BASE, com base nos valores praticados em Porto Alegre em 2011 (DMLU, 2012), são os seguintes:

- Custo da triagem de resíduos seletivos: R\$ 80,00 por tonelada;
- Custo triagem de resíduos misturados (rejeitos): R\$ 80,00 por tonelada;
- Custo da compostagem: R\$ 120,00 por tonelada;
- Custo do transporte (transbordo): R\$ 33,27 por tonelada;
- Custo disposição final em aterro sanitário: R\$ 31,39 por tonelada.

Os dados acima resultam em um custo total nos sistemas de tratamento de R\$ 4.362.920,00 por ano e um custo de disposição final (incluindo a transferência ou transbordo) de R\$ 24.313.001,00 por ano.

Os custos dos tipos de coleta da Tabela 5.5 e os valores acima para transbordo e aterro sanitário são os custos pagos às empresas terceirizadas que prestam o serviço no município. Os valores da triagem e da compostagem são estimados. No entanto, há no DMLU os setores de planejamento, de fiscalização e o administrativo e financeiro, que também têm custo. Para definição dos custos dos recursos humanos dos funcionários do DMLU relativos aos serviços de coleta, tratamento e disposição final, foi considerado o orçamento total anual do DMLU em 2011 no valor de R\$ 186.859.634,34. Desse valor, R\$ 67.289.447,82 foram gastos com pessoal e encargos, e R\$ 119.570.185,50 foram gastos em contratação de serviços. Do valor gasto em serviços, R\$ 65.185.082,00 foram gastos com coleta, tratamento e disposição final, o correspondente a 54,5 % do valor de serviços (o restante foi gasto para os serviços de

limpeza pública, que não entra na pesquisa em foco).

Considerando o acima exposto, adotou-se o critério que 54,5 % do custo de pessoal do DMLU referem-se aos serviços de gerenciamento de resíduos, o que equivale a R\$ 36.686.207,00 por ano. Dessa forma, o custo total no Cenário BASE para o gerenciamento dos resíduos resulta em R\$ 101.855.364,00 por ano (R\$ 36.493.237,00 da coleta; R\$ 4.362.920,00 do tratamento; R\$ 24.313.001,00 da disposição final; R\$ 36.686.207,00 do valor proporcional das despesas do DMLU com pessoal e com administração) ou em R\$ 248,40 por tonelada.

Os custos das unidades de tratamento e aterro sanitário foram estimados para os cenários futuros pelas curvas que constam na Tabela 4.4, com base nos quantitativos resultantes dos fluxos de massas (capacidades instaladas) de cada unidade (conforme Tabela 6.4).

As receitas obtidas pela comercialização dos materiais recicláveis, do composto e da energia líquida gerada, foram calculadas através da sub-rotina de custos do programa IWM-2, utilizando os valores de comercialização dos materiais recicláveis apontados no item 5.3.3 e o valor de venda do composto do item 5.3.4.

5.4.3. Dados para os indicadores sociais

Conforme metodologia de cálculo dos indicadores sociais descrita no subitem 4.3.4, e detalhada no Apêndice E, é necessário o levantamento de um grande número de dados e informações para a definição das variáveis necessárias. Na Tabela 5.6, apresentam-se os dados levantados sobre os serviços de coleta, unidades de tratamento e aterro sanitário. Esses dados foram levantados junto às empresas que prestam serviços ao DMLU, às unidades de triagem e junto à Divisão de Recursos Humanos do DMLU no caso dos servidores públicos.

A partir dos dados apontados na tabela acima, foi feito o preenchimento da linha correspondente ao Cenário #1 BASE das Tabelas 5.7 e 5.8, respectivamente, às variáveis para cálculo dos indicadores de quantidade e qualidade dos empregos na coleta e no tratamento.

As definições de todas as variáveis, bem como os valores que elas podem assumir e as faixas de variação de cada uma das variáveis que constam das Tabelas 5.7 a 5.17 estão descritas no Apêndice E. Considerando o número de empregados por tipo de coleta apontado na Tabela 5.6 e os quantitativos coletados por cada tipo de coleta (ver Tabela 6.7), tem-se a geração de 1,49 empregos por 1.000 toneladas coletadas pela coleta convencional no Cenário BASE. Já para a coleta seletiva porta-a-porta, a geração de empregos é de 4,14 empre-

gos/1.000 t, e de 0,53 empregos/1.000 t para coleta contêinerizada. Extrapolando esses valores, considerando que o número de empregos gerados na coleta nos demais cenários seja proporcional à quantidade de resíduos coletados, tem-se os valores apontados na primeira coluna da primeira parte da Tabela 5.7.

Tabela 5.6 – Dados e informações para a construção dos indicadores sociais

Etapa	Por tipo ou empresa	Informações para indicadores sociais						
		Nº empregos (nº)	Nível de pagamento (-)	Treinamento (%)	Gênero (%)	Acidentes de trabalho (nº)	Dias trabalho perdidos (nº)	Trabalhadores acima 55 anos (nº)
Coleta	Convencional	421	igual	100	3,8	31	0	9
	Seletiva	130	igual	95	1,5	4	0	2
	Contêinerizada	20	igual	100	0	1	0	0
	DMLU	176	acima	8,4	21,5	9	0	64
	Total ou média¹	747	igual	77,5	7,5	45	0	75
Tratamento	Aterro	38	acima	100	0	2	0	0
	UTC	114	acima	100	61,4	5	0	13
	UTH	25	abaixo	100	70	3	2	3
	UTs	700	igual	10	85	30	1	70
	DMLU	267	acima	8,4	21,5	10	0	97
	Total ou média¹	1.144	acima	23,6	64,7	50	0,7	183

Obs.: Dados levantados diretamente junto às empresas que prestam serviços ao DMLU e à Divisão de Recursos Humanos do DMLU. “Nível de pagamento” refere-se a se os salários pagos estão acima, igual ou abaixo do mercado para o setor. “Treinamento” refere-se à porcentagem de trabalhadores que participam de atividades de treinamento por ano. “Gênero” refere-se ao número de mulheres em relação ao número total de empregados. “Acidentes de trabalho” refere-se ao número de acidentes de trabalho em um ano com afastamento superior a 3 dias. “Dias trabalho perdidos” refere-se ao número de dias de trabalho perdidos em um ano devido a paralisações ou greves. “Trabalhadores acima de 55 anos” refere-se ao número de trabalhadores com idade superior a 55 anos ainda na ativa.

¹ Para “Nível de pagamento”, “Treinamento”, “Gênero” e “Dias trabalho pedidos” foi usado média ponderada em relação ao número de empregados; para as demais colunas foi adotado a soma dos valores.

Os valores das colunas esforço físico, contato com resíduos e acidentes trabalhos foram atribuídos pelo Autor com base nos tipos de coleta adotados para cada Cenário, segundo estabelecido na Tabela 6.10. Nas demais variáveis, como não há elementos para a sua determinação, considerou-se que não corre variação em relação ao Cenário BASE.

Considerando o número de postos de trabalho para as unidades atuais de tratamento da Tabela 5.6, tem-se 2.324 empregos/100.000 t/a na triagem manual e 10 empregos/100.000 t/a no aterro sanitário. Esse valor de empregos gerados em aterro sanitário será utilizado na Tabela 5.8 para entrada no cálculo do número total de empregos gerados por cenário. Para os outros tipos de tratamento, considerando que não haverá triagem totalmente manual para os demais cenários, tomou-se como referência os valores apresentados por Den Boer *et al.* (2005d): triagem semimecanizada - 350 empregos/100.000 t/a; triagem mecanizada - 60 empregos/100.000 t/a; compostagem - 50 empregos/100.000 t/a; digestão anaeróbia - 35 empregos/100.000 t/a; e incineração - 40 empregos/100.000 t/a. Para definir o número de empregos em estação de transferência, utilizou-se o valor atual de 5 empregos/100.000 t/a.

Tabela 5.7 – Dados de entrada para cálculo dos indicadores quantidade e qualidade de empregos na coleta – $QTEm$ (C&T) e $QuEm$ (C&T)

Cenário	Variáveis de entrada – na coleta					
	Total de empregos <i>ToEm</i> (n°)	Esforço físico <i>EsFi</i> (-)	Contato com resíduos <i>CoEm</i> (-)	Nível de pagamento <i>NiPa</i> (-)	Treinamento <i>TreEd</i> (%)	Representação de gênero <i>ReGe</i> (%)
#1 BASE	747	requerido	manual	igual	77,5	7,5
#2 PGTA	555	não requerido	automatizado	igual	77,5	7,5
#3 PDT	512	não requerido	automatizado	igual	77,5	7,5
#4 OGTA	642	não requerido	automatizado	igual	77,5	7,5
#5 ODT	663	não requerido	automatizado	igual	77,5	7,5
#6 DASI	542	não requerido	automatizado	igual	77,5	7,5
#7 QM	553	não requerido	automatizado	igual	77,5	7,5
#8 GICI	619	não requerido	automatizado	igual	77,5	7,5

Cenário	Acidentes de trabalho <i>AcTra</i> (n°/100.000)	Contratos dos empregados <i>ConEm</i> (-)	Flexibilidade h de trabalho <i>FeHT</i> (-)	Dias perdidos <i>DiTP</i> (d/a)	Trabalhadores mais velhos <i>TraVe</i> (%)
#1 BASE	6.024	contrato fixo	não	0	10
#2 PGTA	2.000	contrato fixo	não	0	10
#3 PDT	2.500	contrato fixo	não	0	10
#4 OGTA	2.000	contrato fixo	não	0	10
#5 ODT	2.500	contrato fixo	não	0	10
#6 DASI	2.000	contrato fixo	não	0	10
#7 QM	2.000	contrato fixo	não	0	10
#8 GICI	2.000	contrato fixo	não	0	10

Obs: Para detalhamento do significado das variáveis acima, ver Capítulo 4.3.4 e Tabela AE.27 do Apêndice E.

Tabela 5.8 – Dados de entrada para cálculo dos indicadores quantidade e qualidade de empregos no tratamento– $QTEm$ (Tr) e $QuEm$ (Tr)

Cenário	Variáveis de entrada – no tratamento					
	Total de empregos <i>ToEm</i> (n°)	Esforço físico <i>EsFi</i> (-)	Contato com resíduos <i>CoEm</i> (-)	Nível de pagamento <i>NiPa</i> (-)	Treinamento <i>TreEd</i> (%)	Representação de gênero <i>ReGe</i> (%)
#1 BASE	1.144	requerido	manual	acima	23,6	64,7
#2 PGTA	712	não requerido	manual	acima	23,6	64,7
#3 PDT	500	não requerido	automatizado	acima	23,6	64,7
#4 OGTA	977	não requerido	manual	acima	23,6	64,7
#5 ODT	756	não requerido	automatizado	acima	23,6	64,7
#6 DASI	1.829	não requerido	Manual	acima	23,6	64,7
#7 QM	711	não requerido	Manual	acima	23,6	64,7
#8 GICI	796	não requerido	Manual	acima	23,6	64,7

Cenário	Acidentes de trabalho <i>AcTra</i> (n°/100.000)	Contratos dos empregados <i>ConEm</i> (-)	Flexibilidade h de trabalho <i>FeHT</i> (-)	Dias perdidos <i>DiTP</i> (d/a)	Trabalhadores mais velhos <i>TraVe</i> (%)
#1 BASE	4.371	informal	sim	0,7	16
#2 PGTA	3.000	contrato fixo	não	0,7	16
#3 PDT	2.000	contrato fixo	não	0,7	16
#4 OGTA	3.000	contrato fixo	não	0,7	16
#5 ODT	2.000	contrato fixo	não	0,7	16
#6 DASI	3.000	contrato fixo	não	0,7	16
#7 QM	3.000	contrato fixo	não	0,7	16
#8 GICI	3.000	contrato fixo	não	0,7	16

Obs: Para detalhamento do significado das variáveis acima, ver Capítulo 4.3.4 e Tabela AE.27 do Apêndice E.

Os valores das variáveis para cálculo dos indicadores ambientais referentes ao aterro sanitário estão na Tabela 5.9.

Tabela 5.9 – Dados de entrada sobre aterro sanitário para cálculo dos indicadores sociais

Cenário	Variáveis de entrada indicadores sociais – aterro sanitário								
	Obs. ¹	Cap. inst. (t/a)	Pop. afet. TaPo (hab)	Dist. pop. DiPo (m)	Int. traf. Aces (-)	Camp. vis. CaVi (-)	Cond. qualid. meio		Sup. Esp. (m ² /t)
							CoQu orig (-)	CoQu Tr (-)	
#1 BASE	Comuns	376.013	8.000	1.000	alto	sem	1,75	1	0,5
#2 PGTA	Comuns	259.560	8.000	1.000	alto	sem	1,75	1	0,5
#3 PDT	Comuns	344.029	8.000	1.000	alto	sem	1,75	1	0,5
#4 OGTA	Comuns	76.269	8.000	1.000	alto	sem	1,75	1	0,5
#5 ODT	Comuns	141.466	8.000	1.000	alto	sem	1,75	1	0,5
#6 DASI	Rejeitos	157.048	8.000	1.000	alto	sem	1,75	1	0,5
#7 QM	Rejeitos	66.018	8.000	1.000	alto	sem	1,75	1	0,5
#8 GICI	Rejeitos	43.055	8.000	1.000	alto	sem	1,75	1	0,5

¹ Nesta coluna, identifica-se se os resíduos que vão para aterro sanitário são resíduos comuns ou misturados em sua maioria ou se, na sua maior parte, são rejeitos de processos de triagem ou tratamento.

Como se considerou que, independente do Cenário avaliado, a disposição final será feita no mesmo aterro utilizado no Cenário BASE, os valores são os mesmos para todos os cenários. Nas Tabelas 5.10 a 5.15, a seguir, os valores das capacidades instaladas das unidades de triagem, de tratamento biológico, de tratamento térmico e estação de transferência foram sistematizados a partir dos Cenários avaliados. As demais variáveis foram atribuídas pelo Autor, sendo a variáveis para o Cenário BASE levantado diretamente, e para os demais cenários arbitrado considerando unidades novas instaladas atendendo aos critérios legais.

Na Tabela 5.16, apresentam-se os dados gerais de entrada para cálculo dos indicadores sociais relativos à etapa de armazenamento temporário. A área por domicílio foi determinada a partir de Carrion e Scussel (2000), e o número de habitantes por domicílio a partir de IBGE (2013). Os valores das demais variáveis para o Cenário #1 BASE foram levantados pelo Autor em relação à situação atual do sistema de gerenciamento de RSU em Porto Alegre.

Tabela 5.10 – Dados de entrada sobre compostagem para cálculo dos indicadores sociais

Cenário	Variáveis de entrada indicadores sociais – compostagem								
	Obs. ¹	Cap. inst. (t/a)	Pop. afet. TaPo (hab)	Dist. pop. DiPo (m)	Int. traf. Aces (-)	Camp. vis. CaVi (-)	Cond. qualid. meio		
							CoQu orig (-)	CoQu Tr (-)	
#1 BASE	Sem biofiltro	10.661	15.000	200	muito alto	não evidente	6	4	
#2 PGTA	Com biofiltro	56.580	30.000	400	alto	segundo plano	6	4	
#3 PDT	Com biofiltro	32.804	30.000	400	alto	segundo plano	6	4	
#4 OGTA	Com biofiltro	161.969	100.000	400	alto	dominante	6	4	
#5 ODT	Com biofiltro	133.265	100.000	400	alto	dominante	6	4	
#6 DASI	Com biofiltro	114.813	100.000	400	alto	dominante	6	4	
#7 QM	Com biofiltro	20.502	30.000	400	alto	segundo plano	6	4	
#8 GICI	Com biofiltro	86.110	50.000	400	alto	segundo plano	6	4	

¹ Nesta coluna, identifica-se se o sistema de compostagem é a céu aberto ou fechado (com biofiltro).

Tabela 5.11 – Dados de entrada sobre digestão anaeróbia para cálculo dos indicadores sociais

Cenário	Variáveis de entrada indicadores sociais – digestão anaeróbia							
	Obs. ¹	Cap. inst. (t/a)	Pop. afet. <i>TaPo</i> (hab)	Dist. pop. <i>DiPo</i> (m)	Int. traf. <i>Aces</i> (–)	Camp. vis. <i>CaVi</i> (–)	Cond. qualid. meio	
							<i>CoQu</i> orig (–)	<i>CoQu</i> Tr (–)
#1 BASE	–	0	–	–	–	–	–	–
#2 PGTA	Fechado	16.402	30.000	500	alto	segundo plano	6	4
#3 PDT	–	0	–	–	–	–	–	–
#4 OGTA	Fechado	82.009	50.000	500	alto	segundo plano	6	4
#5 ODT	Fechado	82.009	50.000	500	alto	segundo plano	6	4
#6 DASI	Fechado	164.019	100.000	500	alto	dominante	6	4
#7 QM	–	0	–	–	–	–	–	–
#8 GICI	Fechado	123.014	100.000	500	alto	dominante	6	4

¹ Considera-se que as plantas de DA sejam todas totalmente em sistemas fechados (controle de odor).

Tabela 5.12 – Dados de entrada sobre triagem de seletivos para cálculo dos indicadores sociais

Cenário	Variáveis de entrada indicadores sociais – triagem de seletivos							
	Obs. ¹	Cap. inst. (t/a)	Pop. afet. <i>TaPo</i> (hab)	Dist. pop. <i>DiPo</i> (m)	Int. traf. <i>Aces</i> (–)	Camp. vis. <i>CaVi</i> (–)	Cond. qualid. meio	
							<i>CoQu</i> orig (–)	<i>CoQu</i> Tr (–)
#1 BASE	Sem biofiltro	31.574	170.000	20	moderado	dominante	6	4
#2 PGTA	Sem biofiltro	61.507	170.000	100	moderado	dominante	6	4
#3 PDT	Sem biofiltro	41.005	170.000	100	moderado	dominante	6	4
#4 OGTA	Sem biofiltro	102.512	170.000	100	moderado	dominante	6	4
#5 ODT	Sem biofiltro	98.411	170.000	100	moderado	dominante	6	4
#6 DASI	Sem biofiltro	82.009	170.000	100	moderado	dominante	6	4
#7 QM	Sem biofiltro	82.009	170.000	100	moderado	dominante	6	4
#8 GICI	Sem biofiltro	102.512	170.000	100	moderado	dominante	6	4

¹ Considera-se que as plantas de triagem de resíduos seletivos secos não tenham sistema de biofiltro para gases.

Tabela 5.13 – Dados de entrada sobre triagem de resíduos misturados (resíduos da coleta de rejeitos) para cálculo dos indicadores sociais (inclui produção de CDR)

Cenário	Variáveis de entrada indicadores sociais – triagem de resíduos misturados ou de rejeitos							
	Obs. ¹	Cap. inst. (t/a)	Pop. afet. <i>TaPo</i> (hab)	Dist. pop. <i>DiPo</i> (m)	Int. traf. <i>Aces</i> (–)	Camp. vis. <i>CaVi</i> (–)	Cond. qualid. meio	
							<i>CoQu</i> orig (–)	<i>CoQu</i> Tr (–)
#1 BASE	Sem biofiltro	6.971	15.000	150	muito alto	não evidente	6	4
#2 PGTA	Com biofiltro	41.005	30.000	400	moderado	segundo plano	6	4
#3 PDT	Com biofiltro	41.005	30.000	400	moderado	segundo plano	6	4
#4 OGTA	Com biofiltro	61.507	50.000	400	moderado	segundo plano	6	4
#5 ODT	Com biofiltro	69.709	50.000	400	moderado	segundo plano	6	4
#6 DASI	Com biofiltro	328.038	100.000	400	moderado	dominante	6	4
#7 QM	–	0	–	–	–	–	–	–
#8 GICI	–	0	–	–	–	–	–	–

¹ Considera-se que as plantas de triagem de resíduos misturados ou de rejeitos seja feita em unidades com controle de odor com biofiltro, uma vez que podem ter elevado teor de resíduos orgânicos.

Tabela 5.14 – Dados de entrada sobre incineração para cálculo dos indicadores sociais

Cenário	Variáveis de entrada indicadores sociais – incineração							
	Obs. ¹	Cap. inst. (t/a)	Pop. afet. <i>TaPo</i> (hab)	Dist. pop. <i>DiPo</i> (m)	Int. traf. <i>Aces</i> (-)	Camp. vis. <i>CaVi</i> (-)	Cond. qualid. meio	
							<i>CoQu</i> orig (-)	<i>CoQu</i> Tr (-)
#1 BASE	–	0	–	–	–	–	–	–
#2 PGTA	Rejeitos	46.745	200.000	400	moderado	dominante	6	4
#3 PDT	–	0	–	–	–	–	–	–
#4 OGTA	Rejeitos	76.269	200.000	400	moderado	dominante	6	4
#5 ODT	–	0	–	–	–	–	–	–
#6 DASI	–	0	–	–	–	–	–	–
#7 QM	Comuns	346.080	300.000	400	moderado	fora escala	6	4
#8 GICI	Comuns	214.455	300.000	400	moderado	fora escala	6	4

¹ Nesta coluna, identifica-se se os resíduos que vão para a unidade de incineração são resíduos comuns ou misturados em sua maioria ou se, na sua maior parte, são rejeitos de processos de triagem ou de tratamento.

Tabela 5.15 – Dados de entrada estação de transferência para cálculo dos indicadores sociais

Cenário	Variáveis de entrada indicadores sociais – estação de transferência							
	Obs. ¹	Cap. inst. (t/a)	Pop. afet. <i>TaPo</i> (hab)	Dist. pop. <i>DiPo</i> (m)	Int. traf. <i>Aces</i> (-)	Camp. vis. <i>CaVi</i> (-)	Cond. qualid. meio	
							<i>CoQu</i> orig (-)	<i>CoQu</i> Tr (-)
#1 BASE	Sem biofiltro	376.013	15.000	200	muito alto	dominante	6	4
#2 PGTA	Com biofiltro	259.560	30.000	400	alto	dominante	6	4
#3 PDT	Com biofiltro	344.029	30.000	400	alto	dominante	6	4
#4 OGTA	Com biofiltro	76.269	30.000	400	alto	segundo plano	6	4
#5 ODT	Com biofiltro	141.466	30.000	400	alto	segundo plano	6	4
#6 DASI	Com biofiltro	157.048	30.000	400	alto	segundo plano	6	4
#7 QM	Com biofiltro	66.018	30.000	400	alto	segundo plano	6	4
#8 GICI	Com biofiltro	43.055	30.000	400	alto	segundo plano	6	4

¹ Se a unidade tem ou não biofiltro para controle de odor.

Tabela 5.16 – Dados de entrada sobre armazenamento temporário para cálculo dos indicadores sociais

Cenário	Variáveis de entrada indicadores sociais – armazenamento temporário							
	Área domic. <i>ArPi</i> (m ²)	Tam. domic. <i>TaDo</i> (hab./dom.)	Cob. Selet. <i>ImSe</i> (%)	Tem sep. imp. <i>SeIS</i> (-)	Ed. esc. pop. <i>EdEs</i> (%)	Calend. col. <i>CaCo</i> (n°)	Hab, p/ EA <i>HaEA</i> (n°)	Sinal cont. <i>Sinal</i> (-)
	#1 BASE	73,6	2,7	baixo	não	32,5	2	141.000
#2 PGTA	73,6	2,7	moderado	não	32,5	3	70.000	sim
#3 PDT	73,6	2,7	moderado	não	32,5	3	70.000	sim
#4 OGTA	73,6	2,7	alto	sim	32,5	3	70.000	sim
#5 ODT	73,6	2,7	alto	sim	32,5	3	70.000	sim
#6 DASI	73,6	2,7	moderado	não	32,5	2	70.000	sim
#7 QM	73,6	2,7	moderado	não	32,5	3	70.000	sim
#8 GICI	73,6	2,7	alto	sim	32,5	3	70.000	sim

Cenário	Por setor containerizado						
	Cond. qual. <i>CoQu</i> (-)	Dist. popul. <i>DiPo</i> (m)	Cond. traf. <i>Aces</i> (-)	Campo visão <i>CaVi</i> (-)	Tam. pop. setor	Área do setor	Área ocup. cont.
					<i>TaPS</i> (hab)	<i>SuSe</i> (m ²)	<i>SuOC</i> (m ²)
#1 BASE	12	25	alto	não evidente	123.600	90.840.000	4.900
#2 PGTA	12	25	moderado	segundo plano	697.607	512.707.120	83.000
#3 PDT	12	25	moderado	segundo plano	733.220	538.881.356	73.000
#4 OGTA	12	25	moderado	segundo plano	697.607	512.707.120	97.000
#5 ODT	12	25	moderado	segundo plano	628.475	461.898.305	75.000
#6 DASI	12	25	moderado	segundo plano	697.607	512.707.120	56.000
#7 QM	12	25	moderado	segundo plano	697.607	512.707.120	56.000
#8 GICI	12	25	moderado	segundo plano	697.607	512.707.120	83.000

As várias *ArPi*, *TaDo*, *SeIS*, *EdEs*, *Sinal*, *CoQu*, *DiPo*, *Aces* e *CaVi* da Tabela 5.16 acima foram consideradas iguais para todos os cenários, uma vez que neste trabalho não se dispunha de elementos para prever a sua modificabilidade de acordo com os cenários propostos para o futuro. Para as demais variáveis da tabela acima, os valores foram atribuídos pelo Autor tomando como base os tipos de coletas identificadas para cada cenário a partir das contribuições dos atores sociais e dos níveis de containerização por cenário apresentados na Tabela 6.10.

Outras informações necessárias para cálculo dos indicadores sociais estão na Tabela 5.17 a seguir.

Tabela 5.17 – Dados de entrada sobre armazenamento temporário (frações coletadas separadamente) para cálculo dos indicadores sociais

Fração coletada separadamente	Variável	Cenário							
		#1 BASE	#2 PGTA	#3 PDT	#4 OGTA	#5 ODT	#6 DASI	#7 QM	#8 GICI
Fração 1 Rejeitos (ou resíduos misturados)	Total coletado da Fr 1 <i>FrRe 1</i> (t/a)	319.477	285.264	309.866	236.058	244.259	268.862	268.861	248.359
	Potencial biodegradab. <i>Biod 1</i> (% MS)	47,4	47,4	47,4	47,4	47,4	47,4	47,4	47,4
	Conteúdo de água <i>CoAg 1</i> (%)	54	54	54	54	54	54	54	54
	Quant. resíduos percapita <i>QuRe 1</i> (kg/hab.a)	226,1	201,9	219,3	167,1	172,9	190,3	190,3	175,8
	Frequência coleta da Fr. <i>FrCo 1</i> (nº vezes/a)	156	156	156	156	156	156	156	156
Fração 2 Seletivos recicláveis secos	Total coletado da Fr 1 <i>FrRe 1</i> (t/a)	31.394	65.605	41.005	114.813	106.612	82.009	82.010	102.512
	Potencial biodegradab. <i>Biod 1</i> (% MS)	5	5	5	5	5	5	5	5
	Conteúdo de água <i>CoAg 1</i> (%)	5	5	5	5	5	5	5	5
	Quant. resíduos percapita <i>QuRe 1</i> (kg/hab.a)	22,2	46,4	29,0	81,2	75,4	58,0	58,0	72,5
	Frequência coleta da Fr. <i>FrCo 1</i> (nº vezes/a)	104	104	104	104	104	104	104	104
Fração 3 Seletivos orgânicos	Total coletado da Fr 1 <i>FrRe 1</i> (t/a)	–	41.005	12.301	155.818	123.014	–	20.502	123.014
	Potencial biodegradab. <i>Biod 1</i> (% MS)	–	72	72	72	72	–	72	72
	Conteúdo de água <i>CoAg 1</i> (%)	–	62,3	62,3	62,3	62,3	–	62,3	62,3
	Quant. resíduos percapita <i>QuRe 1</i> (kg/hab.a)	–	4,9	29,0	8,7	110,3	–	14,5	87,1
	Frequência coleta da Fr. <i>FrCo 1</i> (nº vezes/a)	–	156	156	156	156	–	156	156
Número de frações de resíduos <i>NuFR</i> ou <i>k</i> (nº)	2	3	3	3	3	2	3	3	

Os totais de resíduos coletados por fração (ou tipo de coleta) para cada cenário e as quantidades *per capita* vêm da Tabela 6.7. A frequência de coleta foi considerada de 3 ve-

zes por semana (156 vezes por ano) para as coletas dos rejeitos (resíduos misturados) e de 2 vezes por semana (104 vezes ao ano) para os resíduos seletivos recicláveis (secos).

O potencial de biodegradabilidade (em termos de porcentagem de matéria seca) das frações (rejeitos, seletivos secos e seletivos orgânicos), bem como o conteúdo de água ou umidades dessas frações foram adotados segundo Hamada (2003), Braga *et al.* (2000) e Reis e Silveira (2005).

6. RESULTADOS E DISCUSSÕES

6.1. Participação dos atores sociais convidados

Conforme descrito no Capítulo 4, a participação dos atores sociais ou decisores deu-se em quatro momentos distintos: na construção dos cenários, na atribuição de pesos para os indicadores, na sugestão de valores índices de cobertura por tipo de coleta e tipo de triagem (indicadores sociais) e na validação da hierarquização final dos cenários. Nos primeiros três momentos todos os atores foram convidados a participar e, na validação final, somente os decisores do órgão municipal de gerenciamento de RSU (o DMLU).

O primeiro questionário foi enviado para os 216 atores sociais convidados. Desse total, 155 questionários foram enviados para representantes de conselho (Comam), de comissão (Cauge) e de comitê (Lago Guaíba).

O contato com esses atores do Comam, da Cauge e do comitê Lago Guaíba não foi feito diretamente pelo Autor deste trabalho, mas através de contato com as Secretarias Executivas, que repassaram o questionário por e-mail aos participantes. Desses 155 convidados, somente um enviou contribuição. Outros quatro enviaram e-mail solicitando algumas informações sobre o preenchimento do questionário, mas, depois disso, não enviaram mais qualquer contribuição.

Os outros 61 atores, incluindo os 19 decisores do DMLU, foram contatados diretamente por e-mail pelo Autor, ou seja, o Autor enviou e-mail com o questionário de pesquisa diretamente para a caixa de entrada de cada um deles. Desse grupo, o número de respostas obtidas ao primeiro questionário enviado foi de 43.

Na Tabela 6.1, apresentam-se os atores convidados e o número de respostas obtidas por grupo de atores.

Verifica-se um índice de respostas total de 20,4 %. Mas considerando somente os atores que foram convidados de forma direta (sem considerar os participantes do Comam, Cauge e Comitê Guaíba), o índice de participação sobe para 70,5 %, sendo que, em relação ao DMLU, 89,5 % dos convidados enviaram suas respostas.

Tabela 6.1 – Número de respostas obtidas por Grupo ao Questionário 1

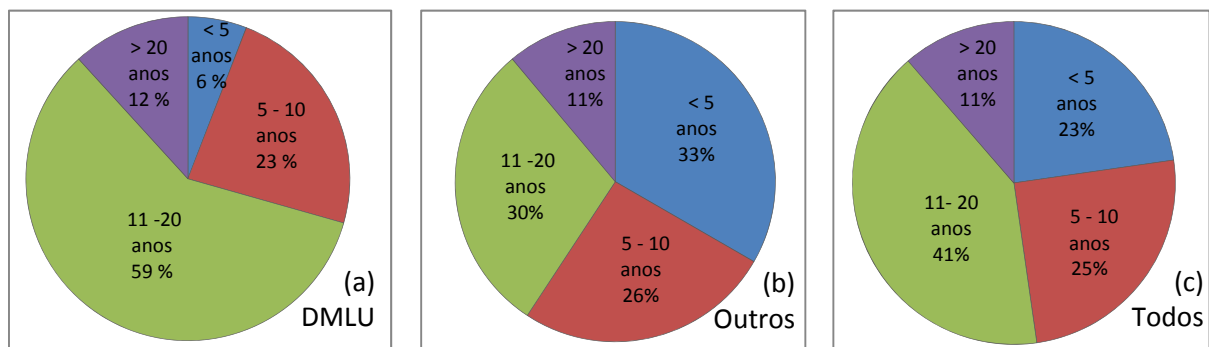
Grupo	Ordem	Entidades de vinculação dos decisores	Nº de convidados	Nº de respostas
Atores DMLU	1.a	DMLU – especialistas técnicos	11	11
	1.b	DMLU – gestores e administradores	9	6
	1	Subtotal de decisores especialistas	19	17
Outros Atores	2.a	Comam POA	155	1
	2.b	CAUGE POA		
	2.c	Comitê Lago Guaíba		
	2.d	Órgão de Controle Ambiental	7	6
	2.e	Universidade	5	5
	2.f	Instituição de apoio financeiro e fomento	4	3
	2.g	Podar Legislativo Municipal	4	0
	2.h	Associação Técnica Científica	4	3
	2.i	Consultor	13	7
	2.j	Empresas Privadas Prestadoras de Serviços	5	2
	2	Subtotal de decisores sociais	197	27
Total de decisores convidados / Total de respostas obtidas			216	44

Na Tabela 6.2, apresenta-se a formação profissional declarada e, na Figura 6.1, mostram-se os tempos médios de experiência na área de resíduos declarados pelos entrevistados. Entre o Grupo Outros Atores, 5 declararam não ter experiência direta com resíduos sólidos, embora todos tivessem atuação na área ambiental.

Tabela 6.2 – Formação profissional dos entrevistados, por Grupos

Grupo	Número de participantes por área de formação profissional								
	Engenharia	Biologia	Direito	Econ./Adm.	Geografia	Sociologia	Arquitetura	Física	Pedagogia
DMLU	9	-	2	2	-	1	1	1	1
Outros	18	4	1	1	2	1	-	-	-
Todos	27	4	3	3	2	2	1	1	1

Figura 6.1 – Tempo de experiência em resíduos sólidos dos entrevistados, por Grupos: (a) Atores do DMLU; (b) Outros Atores; (c) Todos os Atores



O segundo questionário foi enviado a 41 dos 44 atores sociais que responderam ao primeiro (não foi enviado a 3 decisores do DMLU que não trabalhavam mais no DMLU na segunda etapa da pesquisa e com os quais o autor não conseguiu mais estabelecer contato) e a mais 7 outros que haviam manifestado interesse em participar e que justificaram a não participação no Questionário 1. Dos 48 questionários enviados, obteve-se o retorno de 45, o que corresponde a um índice de resposta de 93,8 %. Não responderam um representante das empresas privadas prestadoras de serviço, um de associação técnica científica e outro da área de consultoria.

Na quarta participação dos atores sociais, foi feita a validação da hierarquização dos cenários por meio da aplicação da AICV. Essa validação foi feita em uma reunião com os técnicos e com o corpo diretivo do DMLU (sendo que dela participaram 13 técnicos especialistas e gestores, oficina realizada em junho de 2013), sendo que, destes, três eram gestores diretores que assumiram suas funções no órgão municipal DMLU no transcorrer desta pesquisa.

6.2. Cenários

6.2.1. Identificação dos cenários avaliados

Ao todo, foram construídos oito cenários para avaliação, dos quais um é o Cenário BASE, doravante denominado de Cenário #1 BASE (que é o cenário atual de gerenciamento de resíduos de Porto Alegre, já apresentado na Figura 4.2), e os outros sete foram construídos a partir das contribuições dos atores sociais (conforme descrito no item 4.3.2). Desses sete cenários, quatro resultaram diretamente dos atores sociais, tomando-se os valores medianos (adotou-se a mediana em vez da média pelo fato da média ser menos sensível a valores extremos) para os cenários otimista e provável dos grupos de decisores do órgão (Atores do DMLU) e para todos os decisores juntos (Todos os Atores). Ou seja, dois cenários construídos somente com a participação de atores do DMLU (Cenários #3 PDT e #5 ODT) e outros dois cenários construídos com a participação de todos os atores (Cenários #2 PGTA e #4 OGTA).

Com base nas informações obtidas pelo retorno ao Questionário 1, o Autor inseriu ainda mais três Cenários. O objetivo desses cenários foi avaliar a sustentabilidade e a visão dos atores sobre processos de tratamento. Assim, no Cenário #6 DASI, foi dada ênfase à triagem de resíduos misturados (rejeitos) com posterior envio da fração orgânica (40 % da massa) para uma unidade de digestão anaeróbia. No Cenário #7 QM, a ênfase foi dada para envio de

80,4 % da massa total coletada para a queima mássica (incineração). Já no Cenário #8 GICI, foi dada ênfase ao gerenciamento integrado com coletas seletivas de secos e orgânicos, ao maior aproveitamento da fração orgânica por digestão anaeróbia e à compostagem e ao envio para a incineração dos rejeitos.

Na Tabela 6.3, apresenta-se a listagem dos cenários com sua descrição resumida e a responsabilidade pela sua construção. Nos itens seguintes descreve-se cada um dos sete cenários construídos, apresentando-se também as figuras dos fluxos de massa por cenário; sendo que o resumo do fluxo de massa de resíduos, considerando as etapas de coleta, tratamento e destinação final, está mostrado na Tabela 6.4.

Tabela 6.3 – Identificação dos cenários avaliados

Cenário	Descrição básica do Cenário	Quem construiu?
#1 BASE	Base ou atual de Porto Alegre, relativo ao ano 2011	Existente
#2 PGTA	Provável geral com participação de todos os atores	Todos
#3 PDT	Provável Atores do DMLU	DMLU
#4 OGTA	Otimista geral com participação de todos os atores	Todos
#5 ODT	Otimista Atores do DMLU	DMLU
#6 DASI	Ênfase para a digestão anaeróbia sem ênfase à coleta diferenciada	Autor
#7 QM	Ênfase para queima mássica (incineração) com coleta diferenciada	Autor
#8 GICI	Ênfase para coleta diferenciada e o gerenciamento integrado	Autor

6.2.2. Cenário #2 PGTA

O Cenário #2 PGTA é resultado da mediana dos valores apontados por todos os atores envolvidos na pesquisa que responderam ao Questionário 1, considerando o cenário provável (mas ainda aceitável), ou seja, o cenário que os atores consideram que será o cenário mais provável a ser implantado em Porto Alegre em curto espaço de tempo (em substituição ao cenário atual) considerando a sustentabilidade do sistema. O resultado está na Figura 6.2.

6.2.3. Cenário #3 PDT

Esse cenário corresponde ao construído com as contribuições dos atores do DMLU. Também representa a opinião sobre o cenário mais provável, na visão dos decisores do órgão municipal de gerenciamento de resíduos. Grande parte dos resíduos é coletada de modo indiferenciado, na forma de coleta de rejeitos (resíduos misturados). Como mostrado na Figura 6.3, apenas 13 % dos resíduos teriam coleta seletiva. Como tratamento, tem-se, nesse cenário, apenas a triagem dos seletivos, uma fração de 10 % dos resíduos misturados enviados para triagem e posterior compostagem, com o restante, 83,9 %, encaminhados para aterro sanitário. A fração final de reciclagem corresponde a 12,3 %.

Figura 6.2 – Fluxo de massa do Cenário #2 PGTA

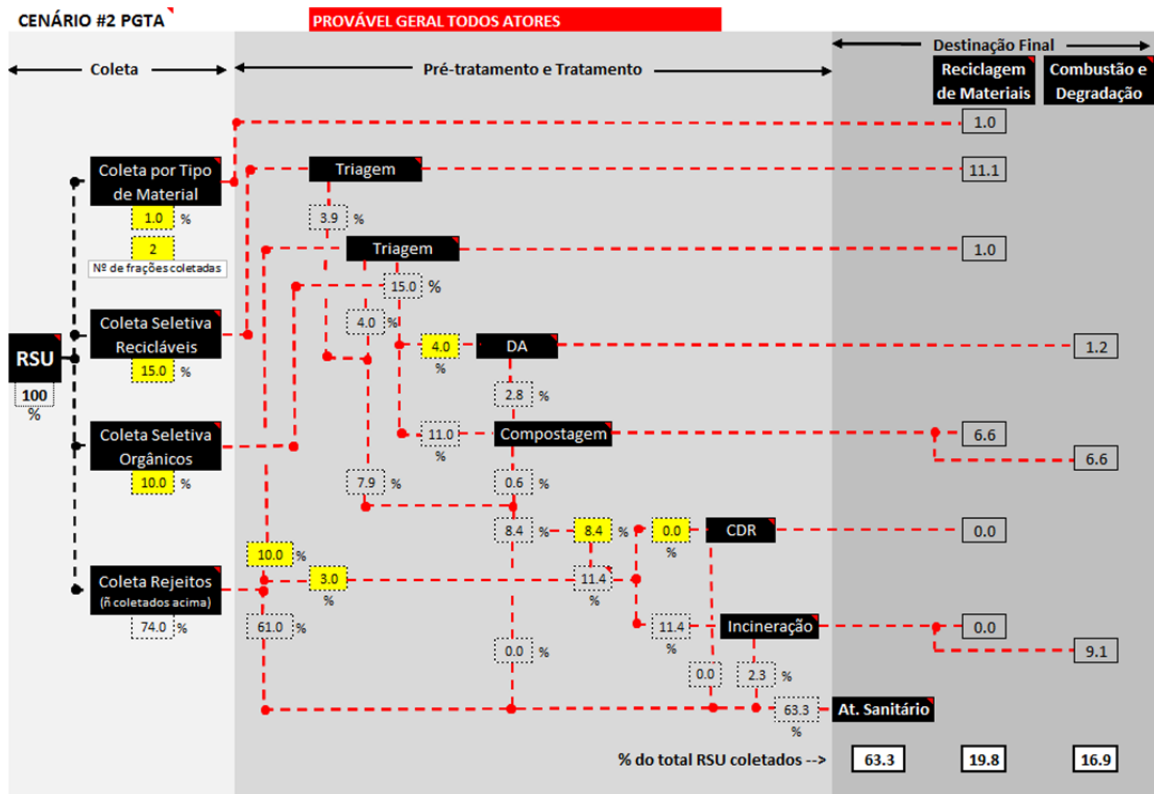
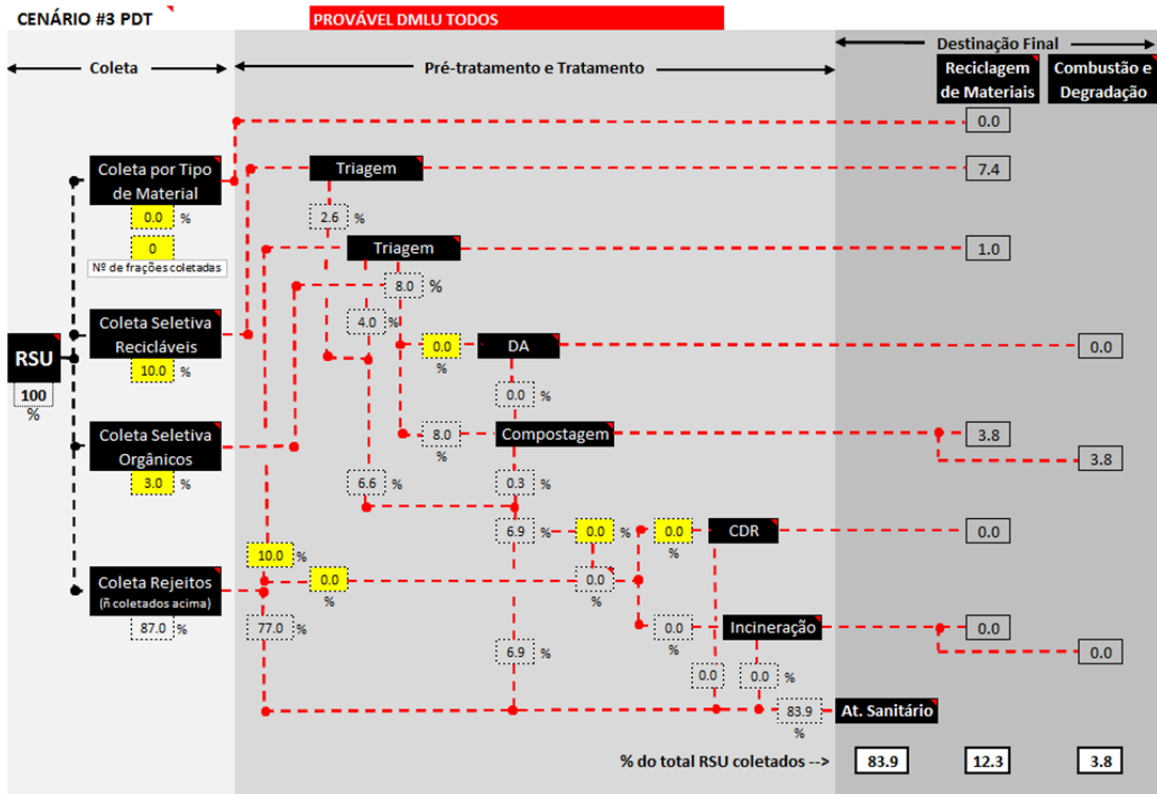


Figura 6.3 – Fluxo de massa do Cenário #3 PDT

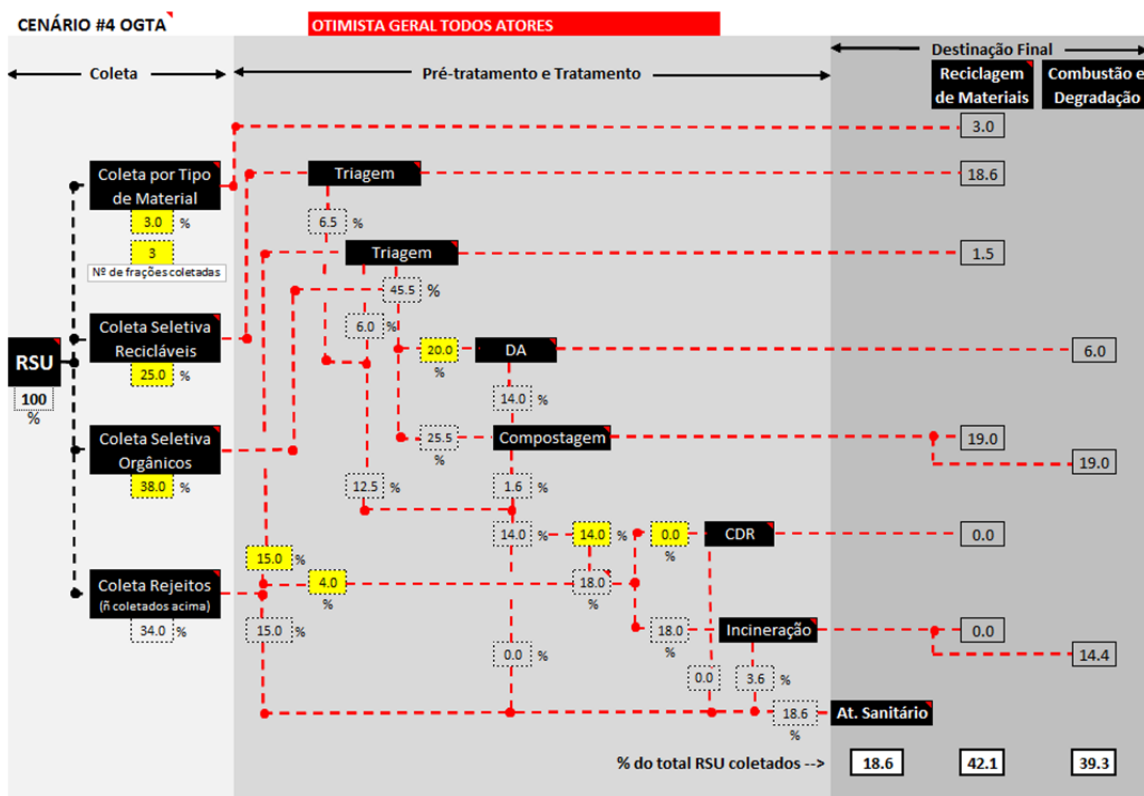


6.2.4. Cenário #4 OGTA

Na Figura 6.4, está o fluxo de massa para o cenário na visão otimista considerando a participação de todos os atores envolvidos, ou seja, os decisores do DMLU e os outros atores sociais convidados.

Nesse cenário, apenas 34 % dos resíduos são coletados sem separação na origem. Além da proposição dos sistemas e triagem, uma grande fração (45,5 %) dos resíduos é encaminhada para tratamento biológico (digestão anaeróbia e compostagem). Uma parcela de 18 % vai para incineração, sendo que resulta em disposição no aterro de 18,6 % e em reciclagem de materiais de 42,1 %.

Figura 6.4 – Fluxo de massa do Cenário #4 OGTA



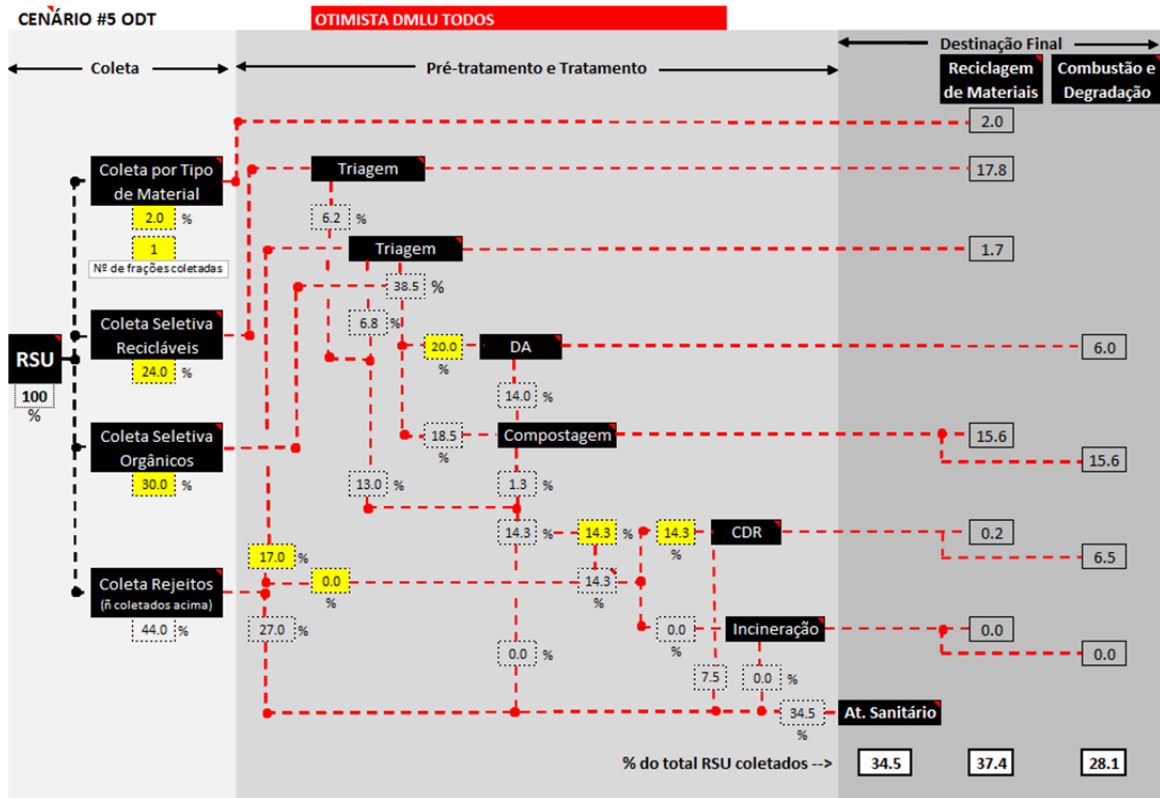
6.2.5. Cenário #5 ODT

O fluxo do Cenário #5 ODT, que é o cenário otimista construído com a visão dos decisores do DMLU, está na Figura 6.5.

Nesse cenário, a coleta seletiva é aplicada para 66 % dos resíduos. Há também a triagem e o tratamento biológico por digestão anaeróbia e compostagem. Mas não há encaminhamento para incineração, mas sim para a produção de CDR (combustível derivado de resí-

duos) para queima em outras plantas. Como resultado, tem-se a disposição de 34,5 % em aterro sanitário e a reciclagem de 37,4 % dos resíduos coletados.

Figura 6.5 – Fluxo de massa do Cenário #5 ODT

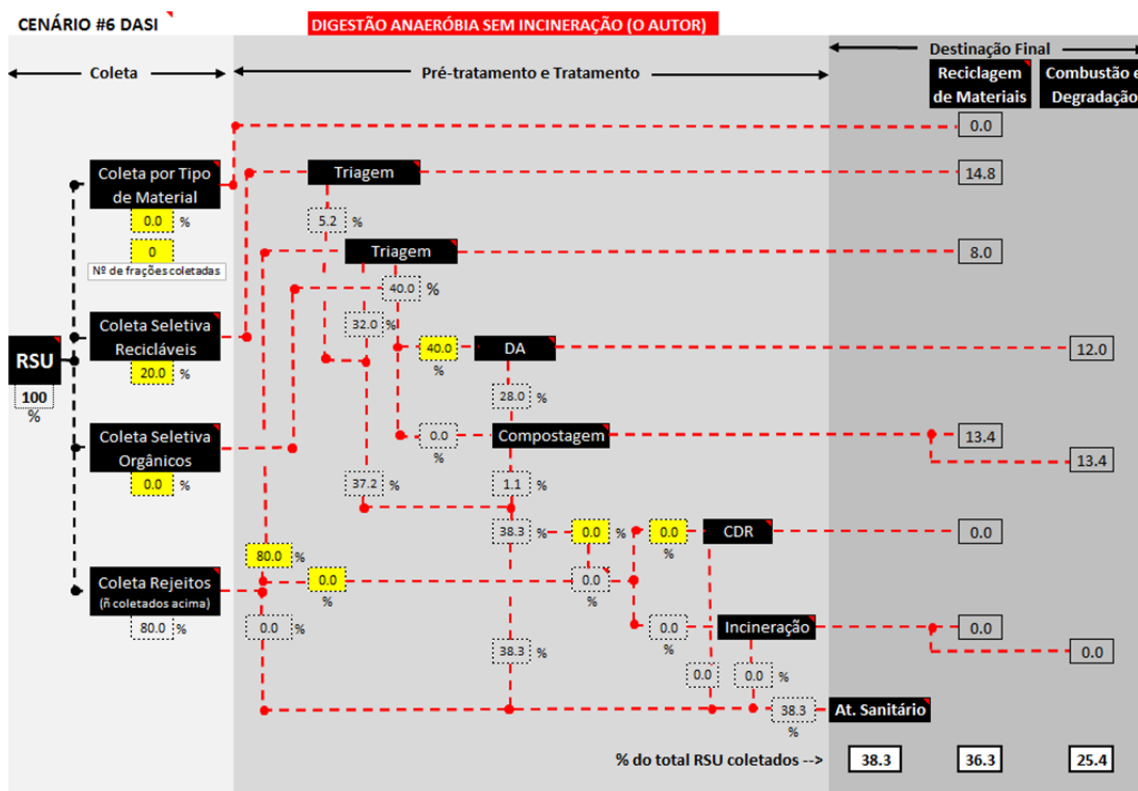


6.2.6. Cenário #6 DASI

O Cenário #6 DASI, mostrado na Figura 6.6, foi construído pelo Autor realizando a digestão anaeróbia de resíduos coletados de forma indiferenciada (80 % dos resíduos são coletados misturados nesse cenário), enviados para uma triagem e depois para o tratamento biológico.

Não há qualquer tratamento térmico nesse cenário, sendo todos os rejeitos da triagem e dos processos biológicos encaminhados ao aterro sanitário, que é a destinação final de 38,3 % dos resíduos, sendo que 36,3 % são reciclados como materiais. A porcentagem dos resíduos que vai à atmosfera na forma de gases é de 25,4 %.

Figura 6.6 – Fluxo de massa do Cenário #6 DASI



6.2.7. Cenário #7 QM

O cenário de queima mássica, também construído pelo autor por meio de modificações feitas nos cenários enviados pelos atores, realça a incineração sem separação prévia. Nesse cenário, 75 % dos resíduos são coletados sem separação (misturados na forma de rejeitos), sendo todos encaminhados diretamente à queima. Os rejeitos da triagem e da compostagem também se somam aos demais e são encaminhados ao incinerador, resultados na queima de 80,4 % do total gerado.

Como destinação final, tem-se que a maior parte dos resíduos (65,9 %) vira gás (pela queima), sendo que 18 % são reciclados e apenas 16,1 % são dispostos em aterro sanitário.

6.2.8. Cenário #8 GICI

O Cenário #8 GICI foi construído pelo autor com base nos preceitos do gerenciamento integrado, na separação na origem, na coleta diferenciada, na maximização do reaproveitamento, no tratamento dos rejeitos e na minimização do envio ao aterro sanitário.

Figura 6.7 – Fluxo de massa do Cenário #7 QM

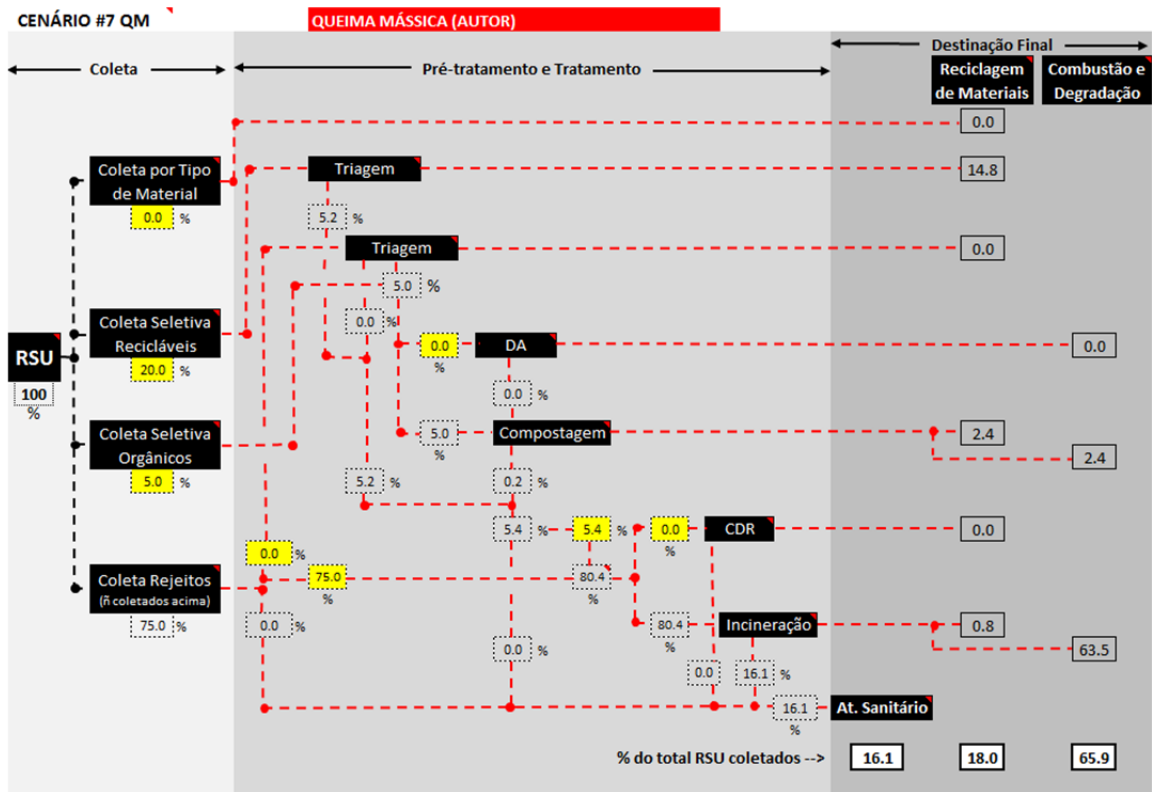
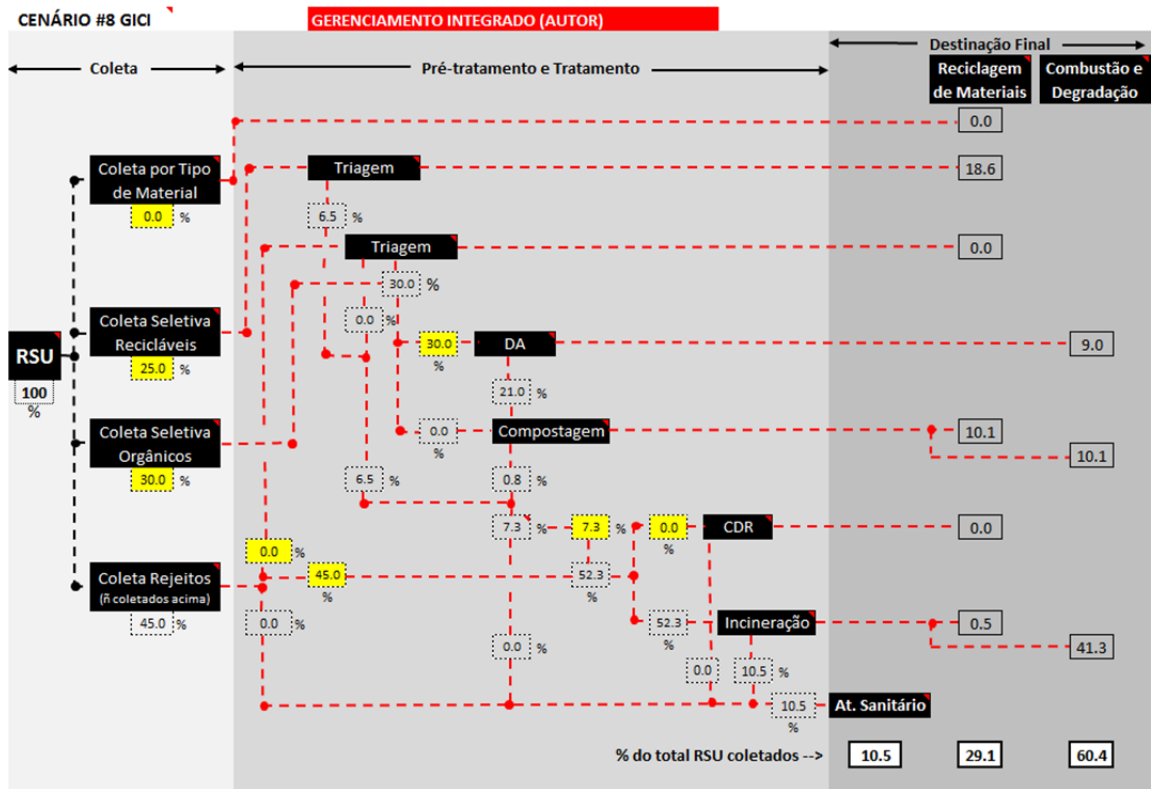


Figura 6.8 – Fluxo de massa do Cenário #8 GICI



A coleta seletiva dos resíduos separados na fonte corresponde a 55 % do total, sendo feita coleta seletiva tanto dos resíduos recicláveis secos como dos resíduos orgânicos. Não há triagem de resíduos coletados misturados (rejeitos) para posterior reciclagem, mas há a triagem de resíduos seletivos secos e digestão anaeróbia de 30 % dos resíduos coletados seletivamente como orgânicos. Não há envio direto de resíduos ao aterro sem passar por algum tipo de tratamento prévio, sendo que os rejeitos, que somam 52,3 %, são incinerados. Como resultado, somente 10,5 % da massa total coletada vai para aterro sanitário, sendo que a reciclagem é de 29,1 % e que 60,4 % do total são emitidos como gases de combustão ou da biodegradação.

6.2.9. Resumo e sistematização dos oito cenários avaliados

Na Tabela 6.4 a seguir, apresenta-se um resumo da sistematização dos oito cenários avaliados. Os tipos de coleta estão apresentados em porcentagem de massa coletada em cada uma. Embora, nos fluxogramas das Figuras 6.2 a 6.8, os valores estejam todos em porcentagem, na tabela abaixo, nos tipos de tratamento, os valores enviados para cada unidade (triagem, tratamento biológico ou tratamento térmico) estão em termos de massa (toneladas por dia – embora em todo o trabalho a unidade de massa utilizada seja t/a, nessa tabela que serviu como base para elaboração do Apêndice B foi utilizada a unidade de massa em t/d, pois esta é mais usual no Brasil e, portanto, mais facilmente entendível pelos atores participantes da pesquisa). Optou-se por esta forma de apresentação em tonelada por ano e não em porcentagem, pois esses resultados, também expressos nas Figuras 6.9, 6.10 e 6.11, foram enviados aos atores sociais participantes (ver Apêndice B) para que eles fizessem a hierarquização dos cenários segundo sua opinião de sustentabilidade.

Para facilitar o entendimento por parte dos atores, como nos tratamentos um mesmo resíduo pode passar por diferentes unidades (um resíduo pode ser enviado para triagem em unidade de triagem de resíduos misturados, sendo os orgânicos enviados à compostagem e os rejeitos dos dois processos anteriores enviados à incineração, sendo ainda as cinzas desse último processo dispostas em aterro sanitário), as quantidades de RSU para cada tipo de tratamento foram apresentadas em massa (t/d) e não em termos percentuais.

Tabela 6.4 – Fluxo de massa dos oito cenários avaliados

Cenário	Por tipo de coleta (% em massa)				Por tipo de tratamento (t/d)						Destinação final (% em massa)		
	Reciclagem direta	Seletiva de recicláveis	Seletiva de orgânicos	Rejeitos	Triagem		Trat. biológico		Trat. Térmico		Aterro sanitário	Reciclagem de materiais	Biodegradação ou combustão
					UT – Unidade de triagem	UTC – Unid. triagem e compostagem	Digestão anaeróbia	Compostagem	CDR – Combustível derivado de resíduos	Incineração			
#1 BASE	0	7,7	1,7	90,6	100,9	22,3	0,0	34,1	0,0	0,0	91,7	7,1	1,2
#2 PGTA	1	15	10	74	196,5	131,0	52,4	180,8	0,0	149,3	63,3	19,8	16,9
#3 PDT	0	10	3	87	131,0	131,0	0,0	104,8	0,0	0,0	83,9	12,3	3,8
#4 OGTA	3	25	38	34	327,5	196,5	262,0	517,5	0,0	235,8	18,6	42,1	39,3
#5 ODT	2	24	30	44	314,4	22,7	262,0	425,8	187,3	0,0	34,5	37,4	28,1
#6 DASI	0	20	0	80	262,0	1.048,0	524,0	366,8	0,0	0,0	38,3	36,3	24,4
#7 QM	0	20	5	75	262,0	0,0	0,0	65,5	0,0	1.053,3	16,1	18,0	65,9
#8 GICI	0	25	30	45	327,5	0,0	393,0	275,1	0,0	685,2	10,5	29,1	60,4

A destinação final por cenário, que pode ser a disposição final em aterro sanitário, a volta ao ciclo pela reciclagem ou a emissão gasosa por meio dos gases de combustão ou biodegradação também é apresentada em porcentagem da massa total de RSU gerenciados. Como comentado acima, para uma melhor visualização e comparação dos cenários, os valores acima são apresentados em termos gráficos para as etapas de coleta, tratamento e destinação final. Esses valores (mostrados na Figura 6.11 e também nos fluxogramas de montagem dos cenários (Figura 4.3), na medida em que os atores iam construindo seus cenários) servem para os atores visualizarem os resultados dos cenários propostos durante o processo de construção de seus cenários.

Na Tabela 6.5, mostram-se os valores totais recuperados ou reciclados por Cenário, com base nos resultados dos cenários construídos que estão nas Figuras 6.2 a 6.8 e do Cenário #1 BASE da Figura 4.2. Esses valores são também dados de entrada para a definição do indicador social “taxa de recuperação de resíduos”.

Figura 6.9 – Tipos de coleta por cenário (em % de massa)

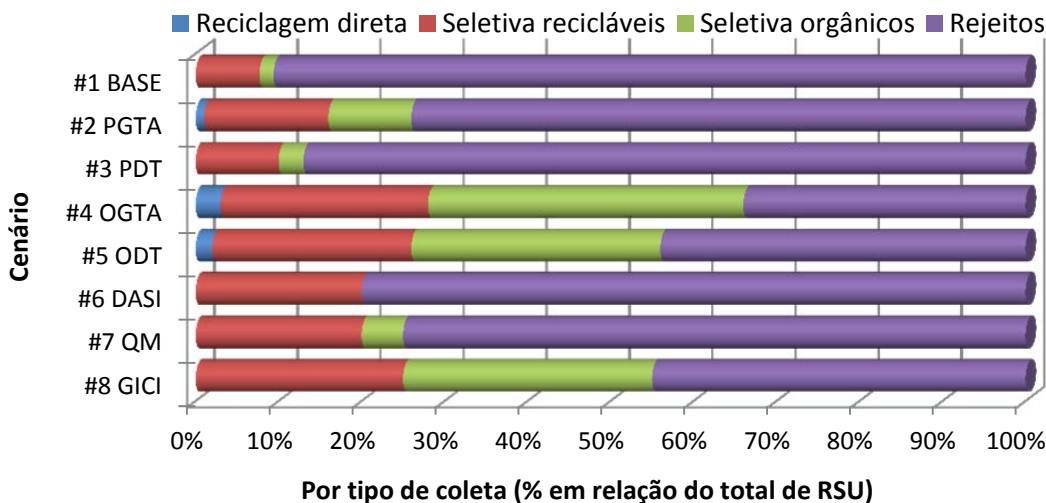


Figura 6.10 – Quantidade enviada para cada tipo de tratamento, por cenário (t/a)

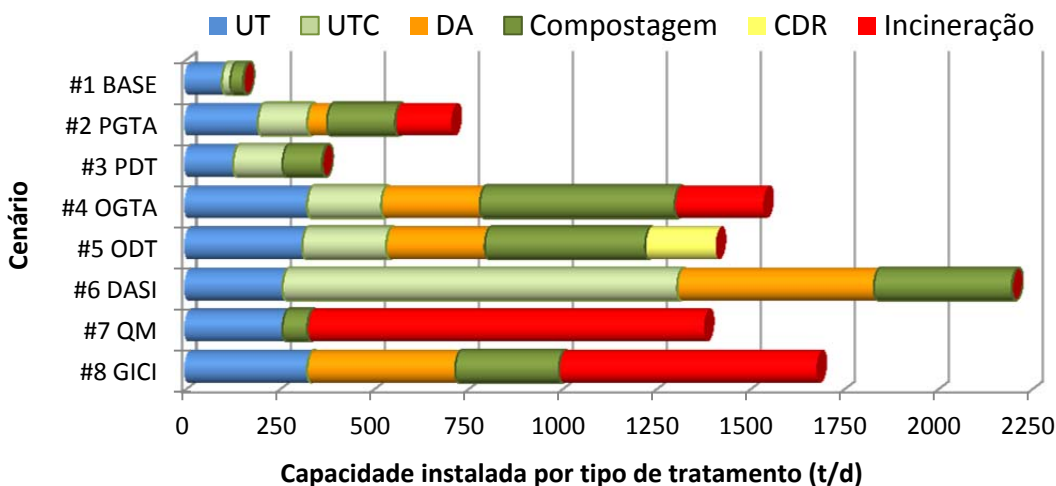


Figura 6.11 – Destinação final, por cenário (% de massa)

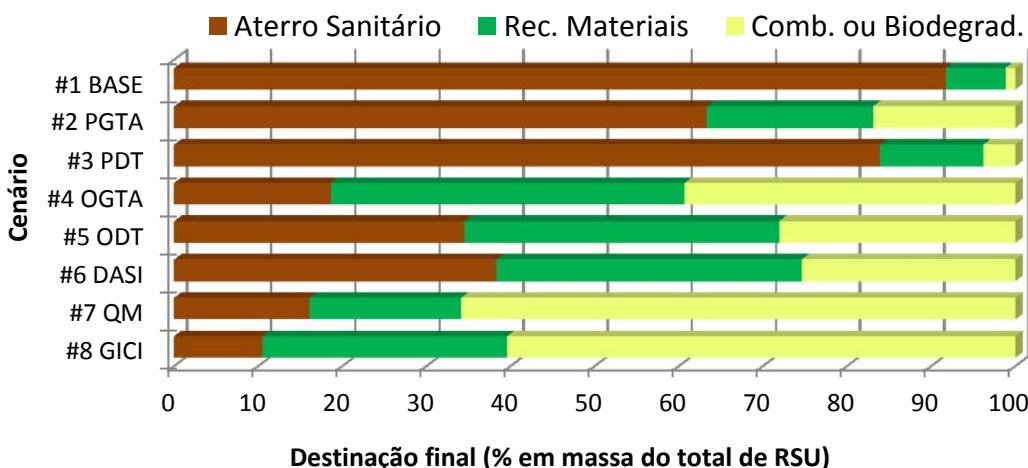


Tabela 6.5 – Totais recuperados ou reciclados por Cenário

Cenário	Tipo de reciclagem ou recuperação		
	Reciclados (t/a) <i>QuRec</i>	Compostados (t/a) <i>QuCom</i>	Recuperados energicamente (t/a) <i>QuReEn</i>
#1 BASE	24.193	9.841	0
#2 PGTA	57.716	59.047	37.314
#3 PDT	34.444	31.164	0
#4 OGTA	94.721	180.421	59.047
#5 ODT	88.980	152.538	26.653
#6 DASI	93.491	159.098	0
#7 QM	63.967	19.682	260.380
#8 GICI	78.319	119.734	169.349

Conforme comentado no Capítulo 5.3.2, os dados sobre os resíduos seletivos (secos e orgânicos) coletados separadamente devem ser adequados à forma de entrada no programa de ICV IWM-2. Com base nos índices de coleta seletiva definidos nos oito cenários avaliados (Tabela 6.4 e Figura 6.9) montaram-se os dados de entrada para o IWM-2 segundo a Tabela 6.6 abaixo.

Tabela 6.6 – Dados de entrada de resíduos coletados de forma seletiva, por cenário, ajustados ao padrão do programa IWM-2

Tipo de resíduo ou de coleta	Tipo de material	Massa de recicláveis por Cenário (em kg/dom./ano)										
		#1	#2	#3	#4 OGTA		#5 ODT		#6	#7	#8 GICI	
		BASE	PGTA	PDT	Dom	Com	Dom	Com	DASI	QM	Dom	Com
Coleta seletiva de resíduos recicláveis (secos)	Papel e papelão	31,0	60,5	40,3	80,6	20,2	80,6	16,1	80,6	80,6	80,6	20,2
	Plástico filme	11,9	23,2	15,4	30,9	7,7	30,9	6,2	30,9	30,9	30,9	7,7
	Plástico rígido	12,8	25,0	16,7	33,3	8,3	33,3	6,7	33,3	33,3	33,3	8,3
	Vidros	2,4	4,7	3,1	6,3	1,6	6,3	1,3	6,3	6,3	6,3	1,6
	Metais ferrosos	1,3	2,4	1,6	3,3	0,8	3,3	0,7	3,3	3,3	3,3	0,8
	Metais não ferrosos	0,6	1,1	0,7	1,4	0,4	1,4	0,3	1,4	1,4	1,4	0,4
	Total de seletivos	60,0	116,8	77,9	155,8	39,0	155,8	31,3	155,8	155,8	155,8	39,0
Coleta seletiva de orgânicos	Orgânicos / verdes	7,0	71,7	16,9	278,6		215,9		0	32,6	215,9	

Obs.: Valores adaptados para o formato padrão de entrada no Programa IWM-2 a partir dos cenários montados. Nos Cenários #4 OGTA, #5 ODT e #8 GICI as colunas “Dom” referem-se à tela de entrada de resíduos domiciliares, e as colunas “Com” à tela de resíduos comerciais. Para os demais Cenários, os valores todos referem-se à tela de entrada dos resíduos domiciliares.

Dos cenários construídos, têm-se as quantidades de resíduos coletados por cada tipo de coleta. Com esses valores, e tomando como referência os custos unitários e o consumo de diesel unitário, fez-se a extrapolação para custos e combustível para os demais cenários, conforme Tabela 6.7.

Tabela 6.7 – Quantidades de resíduos, custos e consumo de combustível por tipo de coleta

Tipo de resíduo ou de coleta	Tipo de material	Custos e uso de combustíveis na coleta por Cenário							
		#1 BASE	#2 PGTA	#3 PDT	#4 OGTA	#5 ODT	#6 DASI	#7 QM	#8 GICI
Coleta direta	Quantidade (t/a)	0	4.100	0	12.301	8.201	0	0	0
Coleta convencional (rejeitos)	Quantidade (t/a)	281.917	95.278	92.960	78.843	97.704	89.800	89.800	82.952
	Custos (R\$/a)	24.285.295	8.207.262	8.007.557	6.791.568	8.416.188	7.735.364	7.735.335	7.145.477
	Custo unitário (R\$/t)	86,14	86,14	86,14	86,14	86,14	86,14	86,14	86,13
	Consumo combust. (L/a)	1.427.733	482.108	470.377	398.947	494.380	454.388	454.386	419.737
	Consumo unit. comb. (L/t)	5,06	5,06	5,06	5,06	5,06	5,06	5,06	5,06
Coleta seletiva (secos)	Quantidade (t/a)	31.394	65.607	41.005	114.813	106.612	82.009	82.010	102.512
	Custos (R\$/a)	5.541.744	11.580.948	7.238.203	20.266.791	18.819.150	14.476.229	14.476.405	18.095.418
	Custo unitário (R\$/t)	176,52	176,52	176,52	175,52	176,52	176,52	176,52	176,52
	Consumo combust. (L/a)	336.00	701.995	438.754	1.228.499	1.140.748	877.498	877.507	1.096.878
	Consumo unit. comb. (L/t)	10,70	10,70	10,70	10,70	10,70	10,70	10,70	10,70
Coleta seletiva (orgânicos)	Quantidade (t/a)	6.971	41.005	12.301	155.818	123.014	0	20.502	123.014
	Custos (R\$/a)	572.383	6.094.059	1.437.122	23.657.512	18.335.391	0	2.767.652	18.335.391
	Custo unitário (R\$/t)	162,24	162,24	162,24	162,24	162,24	0	162,24	162,24
	Consumo combust. (L/a)	35.273	207.485	62.243	788.439	622.451	0	103.740	622.451
	Consumo unit. comb. (L/t)	5,06	5,06	5,06	5,06	5,06	0	5,06	5,06
Coleta containerizada (rejeitos)	Quantidade (t/a)	37.560	189.986	216.906	157.215	146.555	179.062	179.061	165.407
	Custos (R\$/a)	6.093.815	30.823.300	35.190.862	25.506.501	23.777.148	29.051.034	29.050.926	26.835.647
	Custo unitário (R\$/t)	162,24	162,24	162,24	162,24	162,24	162,24	162,24	162,24
	Consumo combust. (L/a)	163.595	828.338	945.711	685.456	638.982	780.711	780.708	721.175
	Consumo unit. comb. (L/t)	4,36	4,36	4,36	4,36	4,36	4,36	4,36	4,36
Totais	Custo coleta (R\$/a)	36.493.237	56.705.237	51.873.744	76.222.372	69.347.878	51.262.627	54.030.318	70.411.934
	Consumo combust. (L/a)	1.962.601	2.219.926	1.917.084	3.101.341	2.896.561	2.112.595	2.216.341	2.860.241

Obs.: Coleta direta é coleta por tipo de materiais que são enviados diretamente para a reciclagem não passando pelo sistema municipal, por isso considera-se que não tem custo ao município. Para os cenários montados, pegaram-se os custos unitários por tipo de coleta e o consumo unitário de óleo diesel para cada coleta e assumiram-se que estes custos unitários não variam com os cenários. Com base nas quantidades coletadas por cada tipo de coleta, fez-se a extrapolação desses valores.

6.2.10. Contribuição dos atores sobre cobertura de containerização e formas de triagem

Por meio do Questionário 2 (Apêndice B), foi perguntado aos atores suas opiniões sobre o nível de cobertura (em porcentagem) da coleta containerizada para as coletas seletiva de recicláveis, seletiva de orgânicos e a coleta de rejeitos. As respostas obtidas estão tabuladas na Tabela 6.8, separadas por grupos: todos os atores juntos; os atores do DMLU; somente os outros atores.

Também foi levantada, no mesmo questionário, a contribuição dos atores para a definição do tipo de triagem para a triagem dos resíduos seletivos e para os resíduos misturados (coleta de rejeitos). As opções de triagem são a manual, por meio da utilização de mão-de-obra intensiva, como a de catadores ou triadores; a mecanizada, por meio de equipamentos automáticos como peneiras, separadores balísticos, separadores eletromagnéticos e óticos; e a triagem mista, que tem uma triagem manual inicial para os resíduos mais volumosos e depois o processo mecanizado. Os resultados para preferência por tipo de triagem, separado por grupo de atores, estão apresentados na Tabela 6.9.

Tabela 6.8 – Nível de containerização das coletas, segundo a opinião dos atores

Tipo de coleta	Nível de containerização (%)		
	Grupo de atores sociais		
	Todos	DMLU	Somente outros
Coleta seletiva de recicláveis (secos)	65,3	50,4	72,1
Coleta seletiva de orgânicos	68,7	56,1	74,4
Coleta de rejeitos (ou resíduos misturados)	65,8	70,9	63,5

Tabela 6.9 – Tipos de triagem a serem utilizadas, segundo a opinião dos atores

Tipo de resíduo a ser triado	Tipo de triagem	Opção por tipo de triagem (%)		
		Grupo de atores sociais		
		Todos	DMLU	Somente outros
Resíduos recicláveis (secos)	Manual	13,3	7,1	16,1
	Mecanizada	11,1	14,3	9,7
	Mista	75,6	78,6	74,2
Resíduos misturados (coleta de rejeitos)	Manual	4,4	0,0	6,5
	Mecanizada	37,8	57,1	29,0
	Mista	57,8	42,9	64,5

Para fins de utilização como dado de entrada do programa IWM-2 na etapa de ICV, adotaram-se como nível de containerização da coleta os valores da Tabela 6.10. Na mesma tabela, tem-se também o tipo de triagem a ser adotada em cada cenário para os resíduos seletivos e para os resíduos misturados (coleta de rejeitos). Os valores de nível de containerização foram definidos com base nos resultados apresentados na Tabela 6.8, e os tipos de triagem com base na Tabela 6.9.

Tabela 6.10 – Níveis de containerização da coleta e tipos de triagem, por cenários, adotados como dado de entrada no cálculo dos indicadores ambientais e sociais

Cenário	Nível de containerização – (%)		Tipo de triagem	
	Containerizada	Convencional	Res. seletivos	Rejeitos
#1 BASE	11,8	88,2	manual	manual
#2 PGTA	66,6	33,4	Mista	mista
#3 PDT	70,0	30,0	Mista	mecanizada
#4 OGTA	66,6	33,4	Mista	mista
#5 ODT	60,0	40,0	Mista	mecanizada
#6 DASI	66,6	33,4	Mista	mista
#7 QM	66,6	33,4	Mista	mista
#8 GICI	66,6	33,4	Mista	mista

6.3. Resultados do programa IWM-2 para ICV

Utilizando a metodologia descrita no Capítulo 4.3.3, e com os dados apresentados

no Capítulo 5.3 e detalhados nas telas de entrada do programa IWM-2 (Versão 2.50-1 de 2013), no Apêndice C, obtiveram-se os resultados apresentados a seguir.

No Apêndice F, apresentam-se os relatórios completos de saída do inventário ambiental para as emissões ao ar e à água calculadas por meio do IWM-2. Os resultados são mostrados para os relatórios originais para os oito cenários avaliados. Nesses relatórios podem-se ver as emissões totais de cada substância por cenário e também as emissões para cada etapa do sistema: para a coleta, a triagem, o tratamento biológico, o tratamento térmico, o aterro sanitário (incluindo transbordo e transporte) e a reciclagem.

Na Tabela 6.11, um resumo do inventário dessas emissões totais é mostrado para todos os cenários (nessa tabela estão listadas somente as substâncias que são utilizadas para cálculo dos indicadores ambientais conforme descrito no Apêndice D). Nessa tabela, os valores são mostrados em gramas (g), sendo que um valor positivo indica uma emissão de fato ao ambiente, ou seja, há a emissão de uma carga ambiental; e um valor negativo indica que, para aquele cenário e para aquela substância específica, a massa deixou de ser emitida ao ambiente, através da reciclagem ou dos processos de tratamento, significando um benefício ambiental.

O programa IWM-2 também faz o inventário energético, em termos de uso, de geração e de economia de energia nas diferentes etapas do sistema de gerenciamento de RSU. Os resultados desse inventário, por cenário, estão apresentados na Tabela 6.12. Os valores são apresentados em GJ (giga Joule), sendo que valores positivos indicam consumo de energia, e um valor negativo indica que houve geração líquida ou economia de energia na etapa e no cenário.

Para energia na reciclagem, todos os valores são negativos, pois ocorre economia no processo de reciclagem em relação à fabricação de materiais a partir de matéria-prima virgem. No caso da etapa aterro sanitário, ocorre consumo negativo de energia quando a geração de energia a partir do biogás de aterro é maior que o consumo energético do próprio aterro.

Embora a rotina de custos do IWM-2 não tenha sido utilizada para definição dos custos de operação do sistema, como anteriormente referido no Capítulo 4.3.3, foram utilizados apenas os resultados para as receitas advindas da comercialização de matérias recicláveis, do composto e da energia elétrica gerada (Tabela 6.13).

Como a unidade funcional do inventário é t/a (toneladas de resíduos por ano), todos os valores apresentados nas Tabelas 6.11, 6.12 e 6.13 são em base anual.

Tabela 6.11 – Resultados de ICV para os Cenários avaliados utilizando o programa IWM-2: emissões gasosas e líquidas

Substância e meio para o qual é emitido		Total da emissão da substância por Cenário (em g/a)							
		#1 BASE	#2 PGTA	#3 PDT	#4 OGTA	#5 ODT	#6 DASI	#7 QM	#8 GICI
Nome da substância	Meio								
Amônia	ar	7,421E+05	8,263E+05	6,334E+05	4,284E+05	9,133E+05	2,491E+05	2,050E+06	1,638E+06
Arsênico	ar	-6,477E+04	-1,688E+05	-1,297E+05	-4,034E+05	-1,919E+05	-5,595E+05	-1,481E+05	-1,865E+05
Cádmio	ar	-1,230E+01	-3,129E+02	-9,616E+01	-6,350E+02	-5,428E+02	-6,156E+02	5,724E+02	4,260E+02
Dióxido de carb.	ar	1,005E+11	9,713E+10	7,989E+10	4,939E+10	-2,266E+10	-2,781E+10	2,964E+11	2,058E+11
Monóxido de carb.	ar	9,451E+07	2,331E+07	8,189E+07	-7,309E+07	-1,439E+07	-4,627E+07	-2,291E+07	-1,472E+07
Cromo	ar	3,81E+01	3,624E+02	5,774E+01	7,925E+02	1,744E+02	1,862E+02	1,476E+03	1,195E+03
Cobre	ar	1,408E+02	1,704E+03	2,534E+02	4,093E+03	9,245E+02	9,865E+02	5,515E+03	5,293E+03
Óxido nitroso	ar	1,748E+03	-1,035E+06	-5,007E+05	-3,735E+06	-2,922E+06	-2,596E+06	1,170E+05	-1,702E+06
Dioxinas	ar	3,400E-02	2,450E-02	3,040E-02	7,200E-03	8,800E-03	1,080E-02	1,790E-02	1,420E-02
Ácido clorídrico	ar	1,632E+06	1,318E+05	1,031E+06	-1,567E+06	-6,688E+05	-2,486E+05	-1,253E+06	-9,228E+05
Ácido fluorídrico	ar	2,495E+05	1,342E+05	2,018E+05	1,108E+04	9,829E+04	1,596E+05	5,718E+04	5,394E+04
Ácido sulfídrico	ar	3,660E+06	2,372E+06	3,306E+06	3,442E+05	1,038E+06	1,098E+06	4,602E+04	8,803E+04
Chumbo	ar	5,198E-04	1,465E+05	1,033E+05	3,431E+05	1,624E+05	4,445E+05	1,357E+05	1,620E+05
Mercúrio	ar	8,902E+00	1,322E+03	-4,689E+01	2,763E+03	-9,673E+01	-2,930E+01	1,132E+04	7,941E+03
Metano	ar	7,126E+09	4,572E+09	6,414E+09	5,459E+08	1,874E+09	2,028E+09	-1,561E+07	1,435E+07
Níquel	ar	-1,842E+03	-1,055E+04	-3,439E+03	-2,262E+04	-9,695E+03	-1,191E+04	-5,278E+03	-5,548E+03
NO _x	ar	2,108E+08	9,120E+07	1,607E+08	-6,014E+07	-3,373E+07	-9,281E+07	4,129E+06	5,072E+06
SO ₂	ar	-1,207E+07	-8,081E+07	-3,082E+07	-1,662E+08	-1,504E+08	-1,277E+08	-9,782E+07	-1,121E+08
Zinco	ar	1,266E+03	2,048E+03	5,231E+02	2,812E+03	-1,112E+03	-1,736E+03	1,568E+04	1,313E+04
Amônio (ion)	água	3,760E+05	1,312E+06	6,592E+05	3,803E+06	2,788E+06	4,840E+06	5,776E+05	3,858E+06
Arsênico	água	-2,500E+03	-1,735E+04	-7,019E+03	-3,253E+04	-1,523E+04	-1,850E+04	-1,309E+04	-1,300E+04
Bário	água	-7,143E+04	-6,767E+05	-2,491E+05	-1,307E+06	-4,978E+05	-7,368E+05	-4,489E+05	-4,127E+05
Cádmio	água	9,320E+01	-1,845E+02	1,265E+00	-5,734E+02	2,348E+02	-3,287E+02	-5,662E+01	1,719E+01
DQO	água	-4,388E+08	-8,334E+08	-5,496E+08	-1,444E+09	-1,501E+09	-1,082E+09	-1,185E+09	-1,489E+09
Cromo	água	-1,355E+04	-8,931E+04	-3,672E+04	-1,673E+05	-8,095E+04	-9,752E+04	-6,801E+04	-6,814E+04
Cobre	água	3,505E+03	-1,883E+04	-1,638E+03	-3,774E+04	7,430E+03	8,961E+01	-8,54E+03	-2,43E+03
Dioxinas	água	1,000E-03	8,000E-04	1,100E-03	2,000E-04	5,000E-04	5,000E-04	1,000E-04	0,000E+00
Fluoreto	água	8,767E+02	-2,696E+02	4,328E+02	-1,721E+03	-1,751E+03	-2,172E+03	-4,686E+02	-1,189E+03
Chumbo	água	-6,307E+03	-4,482E+04	-1,811E+04	-8,581E+04	-3,921E+04	-5,074E+04	-3,215E+04	-3,192E+04
Mercúrio	água	2,269E+01	4,806E+01	3,275E+01	8,391E+01	9,504E+01	9,466E+01	5,227E+01	6,375E+01
Níquel	água	-5,769E+03	-4,257E+04	-1,712E+04	-8,026E+04	-3,785E+04	-4,597E+04	-3,224E+04	-3,223E+04
Nitrato	água	8,150E+06	1,551E+07	1,029E+07	2,687E+07	2,796E+07	2,060E+07	2,154E+07	2,716E+07
Fenóis	água	-3,987E+03	-1,572E+04	-8,595E+03	-3,141E+04	-2,680E+04	-3,353E+04	-1,296E+04	-1,566E+04
Fosfato	água	1,385E+05	-1,001E+05	6,714E+04	-2,428E+05	3,011E+05	2,740E+04	1,717E+05	3,218E+05
Zinco	água	-7,622E+03	-7,943E+04	-2,886E+04	-1,524E+05	-6,382E+04	-8,013E+04	-5,964E+04	-5,750E+04

Obs.: Valores positivos indicam emissão ao ambiente, e valores negativos indicam que houve um benefício ambiental, pois a substância deixou de ser emitida ao ambiente, por meio da reciclagem de materiais ou por tratamento biológico ou térmico.

Tabela 6.12 – Resultados de ICV para as etapas do gerenciamento para os Cenários avaliados utilizando o programa IWM-2: uso ou economia de energia

Etapa do gerenciamento	Uso ou economia de energia por etapas do gerenciamento por Cenário (em GJ/a)							
	#1 BASE	#2 PGTA	#3 PDT	#4 OGTA	#5 ODT	#6 DASI	#7 QM	#8 GICI
Coleta	105.841	139.204	116.665	203.675	182.175	130.671	138.394	184.985
Triagem	5.318	15.461	9.989	20.563	102.957	19.965	16.456	20.554
Trat. Biológico	2.608	3.689	10.379	-12.768	-14.529	-47.863	3.979	-63.238
Trat. Térmico	0	-162.418	0	-227.967	-447.417	0	-750.783	-540.424
Aterro Sanitário	147.406	-57.666	-86.655	7.997	-10.119	-9.005	21.658	13.418
Reciclagem	-408.032	-982.444	-625.317	-1.808.648	-1.613.689	-1.710.419	-1.044.141	-1.284.284
Total	-144.459	-1.039.171	-571.619	-1.808.111	-1.792.095	-1.608.747	-1.608.140	-1.661.118

Obs.: Resultados incluem gastos de energia elétrica, combustível (gasolina ou diesel) e gás natural. Valores de consumo de energia são positivos, e valores de economia ou de geração líquida de energia estão em valores negativos.

Tabela 6.13 – Resultados do ICV para as etapas do gerenciamento para os Cenários avaliados utilizando o programa IWM-2: receitas de comercialização de subprodutos

Receitas de subprodutos	Uso ou economia de energia por etapas do gerenciamento por Cenário (em R\$/a)							
	#1 BASE	#2 PGTA	#3 PDT	#4 OGTA	#5 ODT	#6 DASI	#7 QM	#8 GICI
Coleta	0	2.323.755	0	6.882.291	10.681.944	0	0	0
Triagem	11.365.560	21.652.470	14.346.355	37.467.144	38.926.485	28.792.099	29.852.788	37.664.434
Trat. Biológico	911.165	4.922.824	4.720.390	9.235.222	3.154.315	25.387.878	254.900	3.025.589
Trat. Térmico	0	3.783.837	0	5.383.353	9.560.894	0	18.616.070	13.073.307
Aterro Sanitário	0	3.375.636	4.709.223	445.255	1.385.177	1.509.339	0	18.172
Reciclagem	0	0	0	0	0	0	0	0
Total	12.276.725	36.058.522	23.775.968	59.413.265	63.708.815	55.689.316	48.723.758	53.781.502

Obs.: Resultados incluem receitas da comercialização de subprodutos gerados por cenário, como venda de materiais recicláveis, de composto e de energia elétrica (não foi considerada venda de vapor dos processos térmicos).

O aparecimento, em alguns Cenários, de valores de receita para a etapa de coleta (Tabela 6.13) deve-se ao fato do IWM-2 considerar os custos de coleta que deixam de existir nos cenários que têm coleta “por tipo de material” como receita, uma vez que isso implica em um menor gasto do órgão público no sistema de coleta.

As receitas na etapa aterro sanitário referem-se à comercialização da energia elétrica gerada com utilização do biogás (não foi considerada venda de créditos de carbono). Na etapa reciclagem, as receitas (assim como os custos na reciclagem) foram consideradas zero (ver exemplo de entrada de dados na Figura AC.24 do Apêndice C), sendo que as receitas da comercialização dos materiais recicláveis aparecem no inventário na etapa triagem.

6.4. AICV – Avaliação de impacto do ciclo de vida

A AICV foi realizada conforme metodologia descrita no Capítulo 4.3.4, utilizando indicadores ambientais, econômicos e sociais.

Todos os indicadores foram calculados por meio de planilhas eletrônicas em Excel desenvolvidas pelo Autor, utilizando os dados e informações apontados nos Capítulo 5 e nos itens anteriores deste Capítulo 6.

6.4.1. Indicadores ambientais

Nessa pesquisa, oito indicadores ambientais foram utilizados para a avaliação da sustentabilidade ambiental: mudanças climáticas (*MuCl*), toxicidade humana (*ToHu*), forma-

ção de foto-oxidantes (*FoFO*), acidificação (*Acid*), eutrofização (*Eutr*), uso de energia (*UsoEn*), disposição de recicláveis secos em aterro sanitário (*DRecAS*) e disposição de recicláveis orgânicos em aterro sanitário (*DOrgAS*).

Foram utilizadas as equações apresentadas no Apêndice D para o cálculo dos indicadores ambientais. Os primeiros cinco indicadores listados acima (*MuCl*, *ToHu*, *FoFO*, *Acid* e *Eutr*) foram calculados através das equações supracitadas utilizando os fatores de caracterização da Tabela 4.2 para cada substância que contribui para o indicador em questão. O valor para o indicador *UsoEn*, já caracterizado, corresponde ao valor constante da Tabela 6.12. Os valores calculados são apresentados na unidade kg eq/a (quilograma equivalente da substância padrão por ano), com exceção do “*uso de energia*”, que é em GJ/a.

A normalização dos seis indicadores citados no parágrafo acima foi realizada utilizando os fatores de normalização em nível mundial, para o ano de 1995, apresentados na Tabela 4.3, como recomendado por Guinée *et al.* (2001); resultando em um valor Equivalente Populacional – EP –, ou seja, o número de habitantes ao qual equivale o impacto ambiental considerado. Os valores são ainda apresentados como uma porcentagem do impacto ambiental causado em relação à população de Porto Alegre, dividindo o valor do Equivalente Populacional pela população total do município. Nas Tabelas 6.14 e 6.15, apresentam-se os valores dos indicadores ambientais calculados conforme acima.

Tabela 6.14 – Resultados do cálculo dos indicadores ambientais *MuCl*, *ToHu* e *FoFO*

Cenário	Indicador								
	<i>MuCl</i>			<i>ToHu</i>			<i>FoFO</i>		
	Calculado	Pop. Eq.	Norm	Calculado	Pop. Eq.	Norm	Calculado	Pop. Eq.	Norm
	(kg CO ₂ eq/a)	(EP hab)	(% pop POA)	(kg C ₆ H ₄ Cl ₂ eq/a)	(EP hab)	(% pop POA)	(kg C ₂ H ₄ eq/a)	(EP hab)	(% pop POA)
#1 BASE	2,644E+08	38.709	2,74	-2,160E+07	-2.454	-0,17	5,063E+04	6.297	0,45
#2 PGTA	2,020E+08	29.571	2,09	-5,899E+07	-6.703	-0,47	2,673E+04	3.325	0,24
#3 PDT	2,272E+08	33.272	2,35	-4,456E+07	-5.064	-0,36	4,371E+04	5.437	0,38
#4 OGTA	6,084E+07	8.908	0,63	-1,420E+08	-16.135	-1,14	-8,362E+03	-1.040	-0,07
#5 ODT	1,957E+07	2.866	0,20	-6,721E+07	-7.638	-0,54	2,692E+03	335	0,02
#6 DASI	1,807E+07	2.646	0,19	-1,952E+08	-22.176	-1,57	2,194E+03	273	0,02
#7 QM	2,960E+08	43.345	3,07	-5,160E+07	-5.863	-0,41	-5,292E+03	-658	-0,05
#8 GICI	2,056E+08	30.103	2,13	-6,499E+07	-7.385	-0,52	-5,552E+03	-691	-0,05

Tabela 6.15 – Resultados do cálculo dos indicadores ambientais *Acid*, *Eutr* e *UsoEn*

Cenário	Indicador								
	<i>Acid</i>			<i>Eutr</i>			<i>UsoEn</i>		
	Calculado	Pop. Eq.	Norm	Calculado	Pop. Eq.	Norm	Calculado	Pop. Eq.	Norm
	(kg SO ₂ eq/a)	(EP hab)	(% pop POA)	(kg PO ₄ eq/a)	(EP hab)	(% pop POA)	(GJ/a)	(EP hab)	(% pop POA)
#1 BASE	9,452E+04	1.787	0,13	1,909E+04	837	0,06	-1,445E+05	-2.006	-0,14
#2 PGTA	-3,389E+04	-641	-0,05	-4,307E+03	-189	-0,01	-1,039E+06	-14.433	-1,02
#3 PDT	5,053E+04	955	0,07	1,033E+04	453	0,03	-5,716E+05	-7.939	-0,56
#4 OGTA	-1,956E+05	-3.698	-0,26	-3,574E+04	-1.567	-0,11	-1,808E+06	-25.113	-1,78
#5 ODT	-1,658E+05	-3.134	-0,22	-3,306E+04	-1.450	-0,10	-1,792E+06	-24.890	-1,76
#6 DASI	-1,737E+05	-3.283	-0,23	-3,210E+04	-1.408	-0,10	-1,609E+06	-22.344	-1,58
#7 QM	-9,247E+04	-1.748	-0,12	-2,229E+04	-978	-0,07	-1,608E+06	-22.335	-1,58
#8 GICI	-1,070E+05	-2.022	-0,14	-2,721E+04	-1.194	-0,08	-1,661E+06	-23.071	-1,63

Os indicadores da Tabela 6.16 referem-se à quantidade de resíduos ainda potencialmente recicláveis dispostos em aterro sanitário. O indicador *DRecAS* mostra o percentual dos resíduos recicláveis (secos) que ainda poderia ser reciclado e que vai para disposição em aterro sanitário; e *DOrgAS* indica a porcentagem de resíduos orgânicos ainda recicláveis dispostos em aterro sanitário. Para a tabela abaixo, foram consideradas as quantidades efetivamente recuperadas como materiais recicláveis e como composto em cada Cenário (conforme Tabela 6.5) e considerando o potencial de resíduos recicláveis secos de 32,6 % e de resíduos orgânicos que podem ser reaproveitados de 48,6 % da massa total de RSU gerenciados (conforme Tabela 5.2).

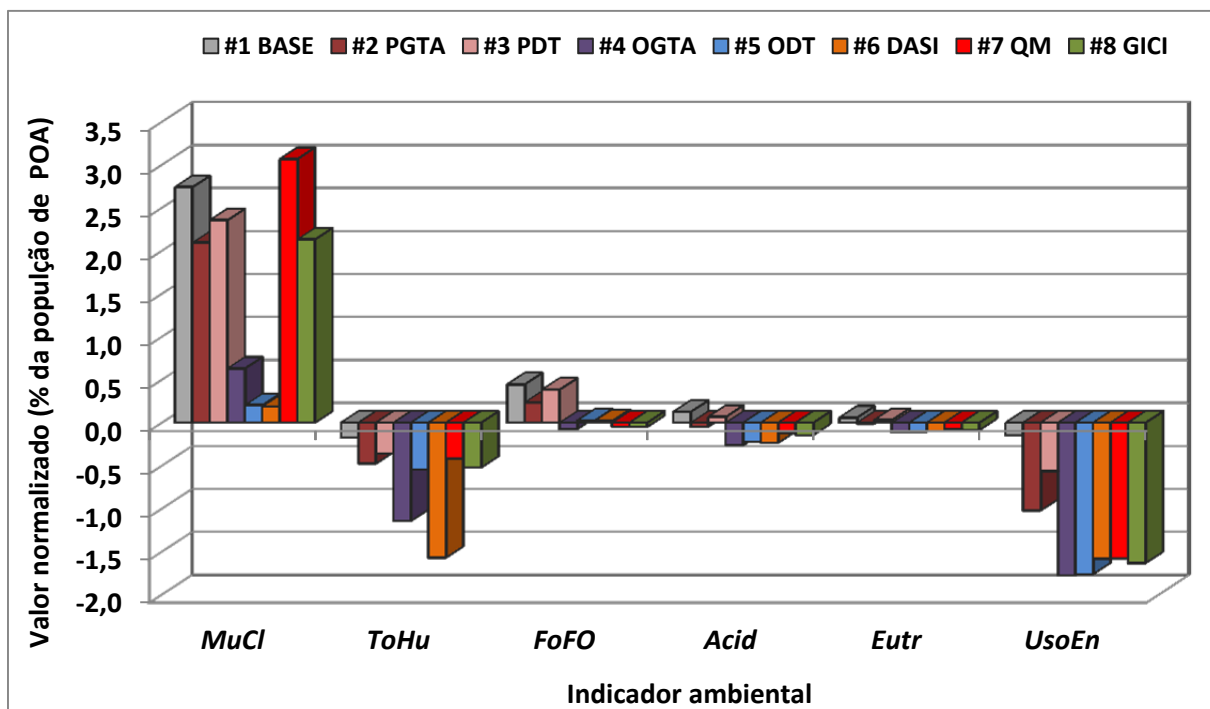
Tabela 6.16 – Resultados do cálculo dos indicadores ambientais *DRecAS* e *DOrgAS*

Cenário	Indicador					
	<i>DRecAS</i>			<i>DOrgAS</i>		
	Calculado	Pop. Eq.	Norm	Calculado	Pop. Eq.	Norm
	(%)	(EP hab)	(% pop POA)	(%)	(EP hab)	(% pop POA)
#1 BASE	81,9	1.157.629	81,9	97,5	1.343.319	97,5
#2 PGTA	54,9	775.789	54,9	61,0	861.987	61,0
#3 PDT	74,3	1.049.384	74,3	84,4	1.192.134	84,4
#4 OGTA	13,5	190.768	13,5	15,0	211.964	15,0
#5 ODT	24,5	343.382	24,5	27,0	381.535	27,0
#6 DASI	30,1	425.880	30,1	20,2	285.053	20,2
#7 QM	0	0	0	0	0	0
#8 GICI	0	0	0	0	0	0

Para uma melhor visualização e comparação dos oito indicadores ambientais,

apresentam-se os mesmos nas Figuras 6.12 e 6.13. O valor de cada indicador está normalizado em termos de equivalente populacional porcentual do impacto ambiental em termos de porcentagem da população de Porto Alegre. Assim, um resultado de 3,07 % pop. POA para mudanças climáticas (*MuCl*) do Cenário #7 QM, por exemplo, significa que a emissão de gases de efeito estufa pelo sistema de gerenciamento proposto neste Cenário equivale à emissão anual total de 3,07 % da população de Porto Alegre (43.345 hab.).

Figura 6.12 – Indicadores ambientais normalizados – impactos ambientais e uso de energia



Na Figura 6.12, apresentam-se seis indicadores ambientais normalizados. Valores positivos indicam que há uma carga ou um dano ambiental, ou seja, há um impacto devido à emissão das substâncias. Valores negativos indicam um “impacto negativo”, ou seja, significa que há um benefício ambiental (em função da reciclagem de materiais e energia).

Na Figura 6.13, são mostrados os valores comparativos para disposição em aterro sanitário de resíduos ainda com potencial de reciclabilidade. *DRecAS* mostra a quantidade de resíduos recicláveis secos que são dispostos em aterro em cada Cenário, e *DOrgAS* os resíduos orgânicos que vão para aterro, mas que poderiam ser reciclados.

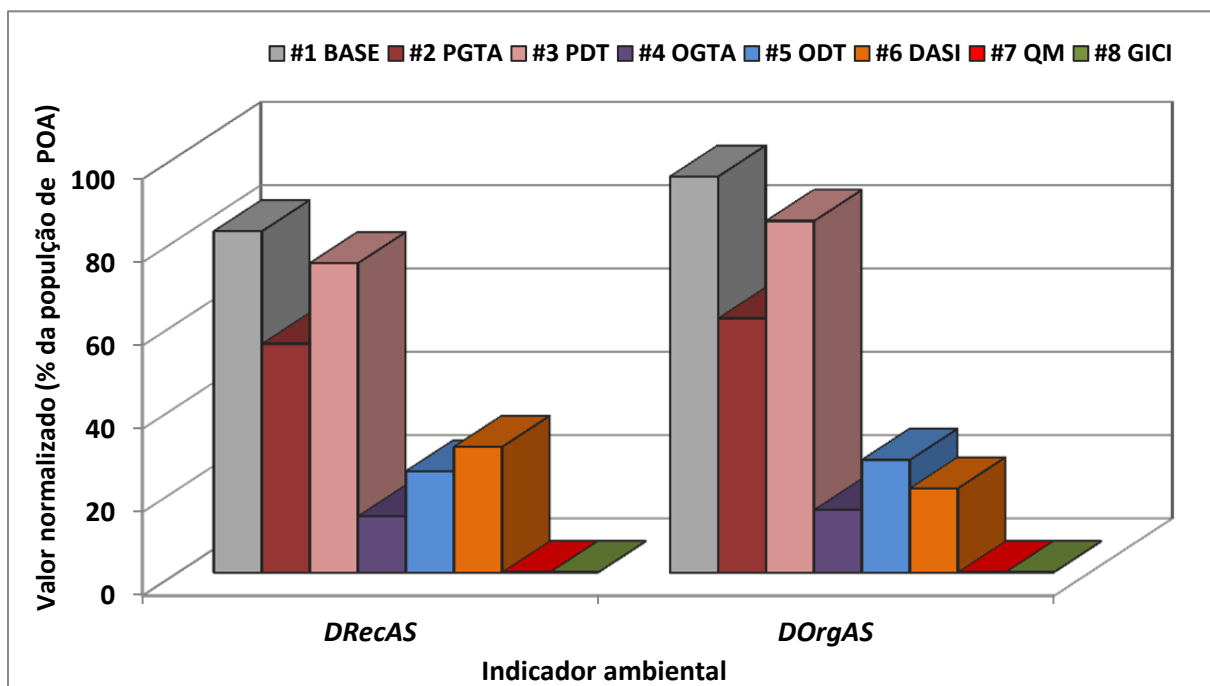
Analisando os indicadores ambientais verifica-se que dos seis indicadores de impactos ambientais apenas “mudanças climáticas” representa dano ambiental em todos os Cenários. É esse indicador que apresenta também o maior dano, chegando até 3% de todas as emissões de Porto Alegre. Os Cenários que mais contribuem com “mudanças climáticas” são

os cenários #7 QM, #1 BASE, #3 PDT, #8 GICI e #2 PGTA, nessa ordem. Há benefícios ambientais (valores negativos) para os indicadores “toxicidade humana” e “uso de energia” para todos os Cenários avaliados. O melhor desempenho para “toxicidade humana” foi nos Cenários #6 DASI e #4 OGTA, sendo o pior desempenho o do #1 BASE (embora ainda represente um benefício ambiental em termos de toxicidade humana). Todos os Cenários resultaram em ganho de energia (benefício), com os melhores desempenhos dos Cenários #4 OGTA e #5 ODT, seguidos logo após pelos #6 DASI, #7 QM e #8 GICI.

O indicador “formação de foto-oxidantes” representou um benefício ambiental nos Cenários #4 OGTA, #7 QM e #8 GICI e um dano ambiental para os demais Cenários, com os Cenários #1 BASE e #3 PDT apresentando os piores desempenhos nesse indicador.

Os indicadores “acidificação” e “eutrofização” tiveram valores menores comparados com os demais. Nos dois indicadores, nos Cenários #1 BASE e #3 PDT, houve impacto ou dano ambiental, e nos demais Cenários ocorreu benefício ambiental.

Figura 6.13 – Indicadores ambientais normalizados – disposição de recicláveis em aterro



Avaliando os indicadores de “disposição de resíduos recicláveis em aterro sanitário”, os piores desempenhos foram dos Cenários #1 BASE, #3 PDT e #2 PGTA, nessa ordem, com valores de disposição de recicláveis potencialmente recicláveis em aterro que vão de 55 a quase 98 %. Numa faixa intermediária, de 13 a 30 % de recicláveis que ainda vão para aterro,

situam-se os Cenários #4 OGTA, #3 ODT e #6 DASI. Os indicadores estão zerados para os Cenários #7 QM e #8 GICI, pois em ambos todos os resíduos e rejeitos são encaminhados para incineração, sendo que somente cinzas são dispostos em aterro sanitário; não havendo, portanto, disposição em aterro nem de recicláveis secos nem de recicláveis orgânicos.

Considerando as metas de redução de disposição de recicláveis em aterro sanitário estabelecidas pelo Plano Nacional de Resíduos Sólidos (Brasil, 2012) – embora ainda não publicado oficialmente, já está disponível uma versão final do Plano na página do Ministério do Meio Ambiente –, que é de redução de 60 % até 2031 para resíduos recicláveis secos e resíduos orgânicos, tem-se que somente os Cenários #2 PGTA e #3 PDT não atendem estas metas, sendo que os demais cenários atendem com folga estas metas estabelecidas.

6.4.2. Indicadores econômicos

Os cálculos dos custos dos sistemas foram feitos com base nos dados apresentados no Capítulo 5.4.2, sendo que os custos de coleta vêm da Tabela 6.7, e os custos de tratamento foram calculados com base nas equações da Tabela 4.4 (considerando o tempo de 12 anos para a amortização dos custos de investimento). Já as receitas por Cenário da Tabela 6.17 referem-se às receitas da comercialização de produtos secundários da reciclagem (materiais recicláveis, composto e energia) e vêm do inventário realizado pelo programa IWM-2 (Tabela 6.13). O custo líquido total é o custo total por cenário subtraído da receita de comercialização de materiais, subprodutos e energia.

Tabela 6.17 – Custos e receitas por Cenário

Cenário	Custo por etapa e custo gerenciamento direto DMLU				Custo total anual	Receita total anual	Custo líquido total
	Coleta	Tratamento	Disposição final	DMLU			
	R\$/a	R\$/a	R\$/a	R\$/a			
#1 BASE	36.493.237,00	4.362.920,00	24.313.001,00	36.686.207,00	101.855.364,00	12.276.725,00	89.578.639,00
#2 PGTA	56.705.569,00	30.390.050,00	17.318.603,00	36.686.207,00	137.451.281,00	36.058.522,00	105.041.907,00
#3 PDT	51.873.744,00	14.910.486,00	22.021.858,00	36.686.207,00	125.492.295,00	23.775.968,00	101.716.327,00
#4 OGTA	76.222.372,00	47.560.207,00	6.221.720,00	36.686.207,00	158.847.714,00	59.413.265,00	107.277.241,00
#5 ODT	69.347.878,00	33.612.865,00	10.384.136,00	36.686.207,00	142.188.294,00	63.708.815,00	86.322.271,00
#6 DASI	51.262.627,00	53.945.901,00	11.333.396,00	36.686.207,00	142.326.872,00	55.689.316,00	97.538.815,00
#7 QM	54.030.318,00	51.757.851,00	5.526.610,00	36.686.207,00	147.999.986,00	48.723.758,00	99.276.228,00
#8 GICI	70.411.934,00	52.431.649,00	3.901.445,00	36.686.207,00	153.924.706,00	53.781.502,00	109.649.733,00

Na Tabela 6.18, apresentam-se os indicadores econômicos calculados com base

nas informações descritas no Capítulo 5.4.2 e nos dados da Tabela 6.17. Na definição desses indicadores, tanto a população total atendida quanto a quantidade total de resíduos gerenciados foram consideradas iguais em todos os Cenários.

Tabela 6.18 – Resultados do cálculo dos indicadores econômicos

Cenário	Indicador					
	Custo líquido (Custo – Receita)			% do orçamento	% do salário	Relação receita e despesa
	Por tonelada	Por domicílio	Por pessoa	PMPA	mínimo	
	R\$/t	R\$/dom·a	R\$/hab·a	% Orçamento	% SM	Rec./Desp.
#1 BASE	218,46	171,16	63,39	3,7	0,87	1,10
#2 PGTA	256,17	200,70	74,33	4,4	1,02	0,96
#3 PDT	248,06	194,35	71,98	4,2	0,98	0,98
#4 OGTA	261,62	204,97	75,92	4,5	1,04	0,95
#5 ODT	210,52	164,94	61,09	3,6	0,83	1,09
#6 DASI	237,87	186,37	69,03	4,1	0,94	1,01
#7 QM	242,11	189,69	70,25	4,1	0,96	1,00
#8 GICI	267,41	209,51	77,60	4,6	1,06	0,94

Na Tabela 6.18 acima, o valor “custo líquido” refere-se ao custo total do sistema de gerenciamento de resíduos subtraída a receita total anual por comercialização dos subprodutos (valores da Tabela 6.17). Já para o indicador “relação receita e despesa”, considerou-se também que o valor da receita relativa à “Taxa de Coleta de Resíduos” seria constante para todos os Cenários no valor de R\$ 99.561,329,00 por ano. Esse indicador representa, portanto, a autossustentabilidade do sistema em relação aos custos financeiros.

Graficando os resultados para os seis indicadores econômicos, tem-se as Figuras 6.14 e 6.15 apresentadas a na sequência. Embora os três indicadores econômicos da Figura 6.14 tenham valores absolutos distintos, eles trazem em si a mesma informação, pois tanto a quantidade total de resíduos gerenciados, como a população total atendida e o número de domicílios foram considerados como iguais e constantes em todos os cenários. Mantiveram-se os três indicadores, pois as informações podem ajudar os decisores finais na tomada de decisão sobre a hierarquização da sustentabilidade dos cenários.

Os custos por tonelada gerenciada variam de R\$ 210,52/t a R\$ 267,41/t; os custos anuais por domicílio ficam na faixa de R\$ 164,94/dom·a a R\$ 209.51,35/dom·a e os custo por pessoa variam de R\$ 61,09/pes·a a 77,60/pes·a. Ordenando os cenários de menor ao maior custo, tem-se o seguinte: #5 ODT, #1 BASE, #6 DASI, #7 QM, #3 PDT, #2 PGTA, #4 OGTA e #8 GICI.

Figura 6.14 – Indicadores econômicos para os Cenários – custos em Reais (R\$)

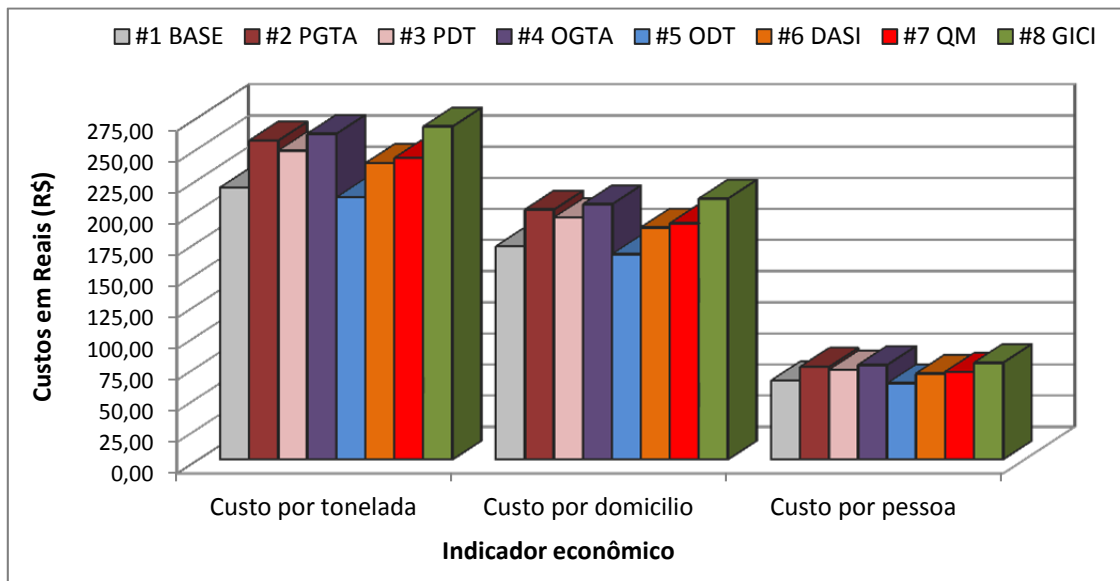
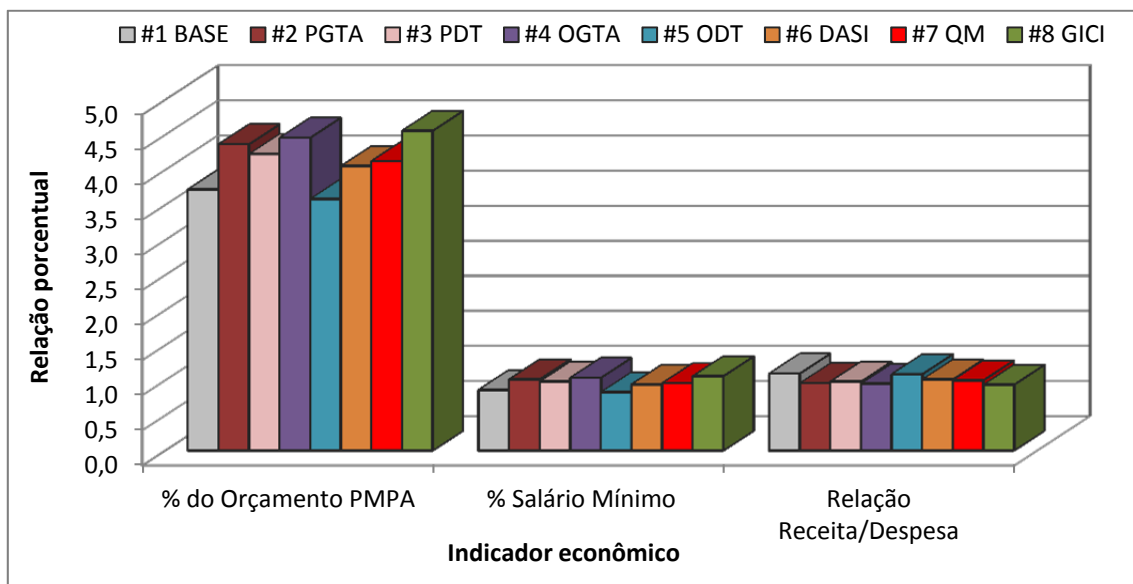


Figura 6.15 – Indicadores econômicos para os Cenários – valores percentuais dos custos em relação ao orçamento e do salário mínimo, e relação entre receita e despesa



Obs.: Os indicadores “% do Orçamento PMPA” e “% Salário Mínimo” indicam, respectivamente, a porcentagem do custo líquido total do sistema de gerenciamento de RSU em relação ao orçamento anual da Prefeitura de Porto Alegre e à porcentagem do custo por pessoa em reação ao salário mínimo. Já o indicador “Relação Receita/Despesa” representa a autossustentabilidade do sistema, sendo que, quando esse indicador é igual a 1, indica que as receitas são iguais aos custos totais; e que, quando o indicador é menor que 1, as receitas são menores que os custos totais.

Os indicadores “% do orçamento PMPA” e “% salário mínimo” seguem exatamente a mesma ordem dos custos unitários acima, sendo que os valores variam de 3,6 a 4,6 % do orçamento total da Prefeitura de Porto Alegre que é gasto com gerenciamento de RSU (salienta-se que nesse valor não estão incluídos os serviços de limpeza urbana), e a porcentagem

gasta por pessoa com o sistema de gerenciamento de resíduos sólidos fica na ordem de 1 % do salário mínimo em todos os cenários (variação de 0,83 a 1,06 %).

O comportamento do indicador “*relação receita/despesa*” foi levemente diferente dos outros cinco indicadores econômicos. No Cenário #7 QM, essa relação é igual a 1; e, no Cenário #6 DASI, praticamente 1, significando que, nesses cenários, as receitas (incluindo a “Taxa de Coleta”) se igualam aos custos totais. Nos Cenários #1 BASE e #5 ODT, as receitas chegam a superar em cerca de 10 % as despesas totais. Esses quatro cenários, que são os de menores custos unitários, são autossustentáveis em termos econômicos. Nos demais cenários, os custos totais superaram as receitas e a porcentagem que varia de 2 a 6 %, mostrando que, mesmo nesses casos, poder-se-ia ajustar a “Taxa de Coleta” de modo que não houvesse déficits econômico ou financeiro.

6.4.3. Indicadores sociais

Os indicadores sociais foram calculados com a metodologia apresentada no Capítulo 4.3.4 e detalhada no Apêndice E. Os dados utilizados estão mostrados no Capítulo 5.4.3 e na Tabela 6.5. Os resultados para os doze indicadores sociais calculados estão na Tabela 6.19. Identifica-se, na tabela, a etapa a qual o indicador se refere: AT – armazenamento temporário; C&T – coleta e transporte; e Tr – tratamento. Todos os indicadores estão normalizados entre 0 (zero) e 1, em que: sendo 0 é a melhor situação do ponto de vista social, e 1 a pior situação.

Tabela 6.19 – Resultados do cálculo dos indicadores sociais (normalizados)

Cenário	Indicador											
	Odor (AT)	Odor (Tr)	ImVi (AT)	ImVi (Tr)	EsUC (AT)	EsUC (Tr)	EsPr (AT)	Com (AT)	QuEm (C&T)	QuEm (Tr)	QTE _m	TaRe
	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)
#1 BASE	0,44	1,00	0,51	0,20	0,03	0,47	0,44	0,71	0,55	0,50	0,25	0,92
#2 PGTA	0,44	0,89	0,54	0,23	0,32	0,41	0,50	0,67	0,40	0,45	0,25	0,58
#3 PDT	0,44	1,00	0,54	0,21	0,17	0,46	0,50	0,63	0,43	0,38	0,50	0,83
#4 OGTA	0,46	0,89	0,54	0,31	0,32	0,36	0,63	0,54	0,40	0,45	0,25	0,33
#5 ODT	0,45	0,97	0,54	0,28	0,29	0,37	0,63	0,54	0,40	0,45	0,25	0,33
#6 DASI	0,43	0,97	0,54	0,30	0,16	0,39	0,56	0,58	0,43	0,38	0,00	0,42
#7 QM	0,43	0,90	0,54	0,31	0,16	0,37	0,56	0,63	0,40	0,45	0,25	0,42
#8 GICI	0,45	0,92	0,54	0,33	0,32	0,32	0,63	0,50	0,40	0,45	0,25	0,25

Obs.: (AT) – refere-se a indicador para a etapa de armazenamento temporário

(C&T) – refere-se a indicador para a de coleta e transporte

(Tr) – refere-se a indicador para a etapa de tratamento e disposição final

Indicadores *QTE_m* e *TaRE* referem-se a todo o sistema de gerenciamento de resíduos

Nas Figuras 6.16 a 6.18, apresentam-se graficamente os indicadores sociais normalizados para os oito cenários, separados por etapas do gerenciamento: indicadores da etapa de armazenamento temporário (Figura 6.16), da etapa de pré-tratamento e tratamento (Figura 6.17) e da etapa de coleta e transporte e indicadores de todo o sistema.

Os indicadores sociais *Odor* e *ImVi* para a etapa de armazenamento temporário (Figura 6.16) apresentaram valores semelhantes para todos os cenários avaliados, valores esses com intensidade média (valores calculados dos indicadores normalizados entre 0,43 e 0,54). Já os indicadores *EsPr* e *Com* tiveram valores um pouco superiores, chegando até 0,71 no Cenário #1 BASE. Para *EsUC*, todos os cenários ficaram abaixo de 0,32, indicando um baixo impacto, significando baixa necessidade de espaço urbano.

Na etapa de tratamento (Figura 6.17), que inclui a disposição final em aterro, o indicador *Odor* teve o pior desempenho de todos os indicadores sociais para todos os cenários, com valores entre 0,89 e 1,0. Os outros três indicadores tiveram bom desempenho, com valores abaixo de 0,5. No indicador “*qualidade dos empregos*” – *QuEm(Tr)* –, o pior desempenho foi do Cenário #1 BASE, e os melhores foram os Cenários #3 PDT e #6 DASÍ.

No indicador *QuEm(C&T)*, verifica-se que a pior condição de qualidade dos empregos está no Cenário #1 BASE, o cenário atual, estando todos os demais cenários em um mesmo nível de qualidade, um pouco superior à qualidade atual dos empregos do sistema (Figura 6.18). Em relação ao indicador *QTEm* – quantidade total de empregos gerados por cenário –, a melhor situação está no Cenário #6 DASÍ, e o cenário menos favorável nesse quesito é o #3 PDT. Os demais cenários estão em um nível intermediário entre esses últimos dois.

O indicador *TaRe*, que inclui a reciclagem de matérias, produção de composto e recuperação energética, apresentou o pior resultado para o Cenário #1 BASE, com valor calculado e normalizado de 0,92 (1 é a pior situação). Os cenários #3 PDT e #2 PGTA vêm logo após. Os cenários com forte presença das tecnologias de tratamento por digestão anaeróbia e da incineração, respectivamente #6 DASÍ e #7 QM, tiveram desempenho superior, com valor calculado de 0,42. Os cenários otimistas construídos com participação dos técnicos do DMLU (#5 ODT) e com todos os atores sociais (#4 PGTA) aparecem logo após, com valor calculado de 0,33. O melhor desempenho, com valor de 0,25, foi o Cenário #8 GICI, que simula um cenário aplicando os conceitos do gerenciamento integrado, com maximização da separação na origem, coleta diferenciada, maximização do tratamento com minimização da disposição em aterro sanitário.

Figura 6.16 – Indicadores sociais normalizados – etapa de armazenamento temporário

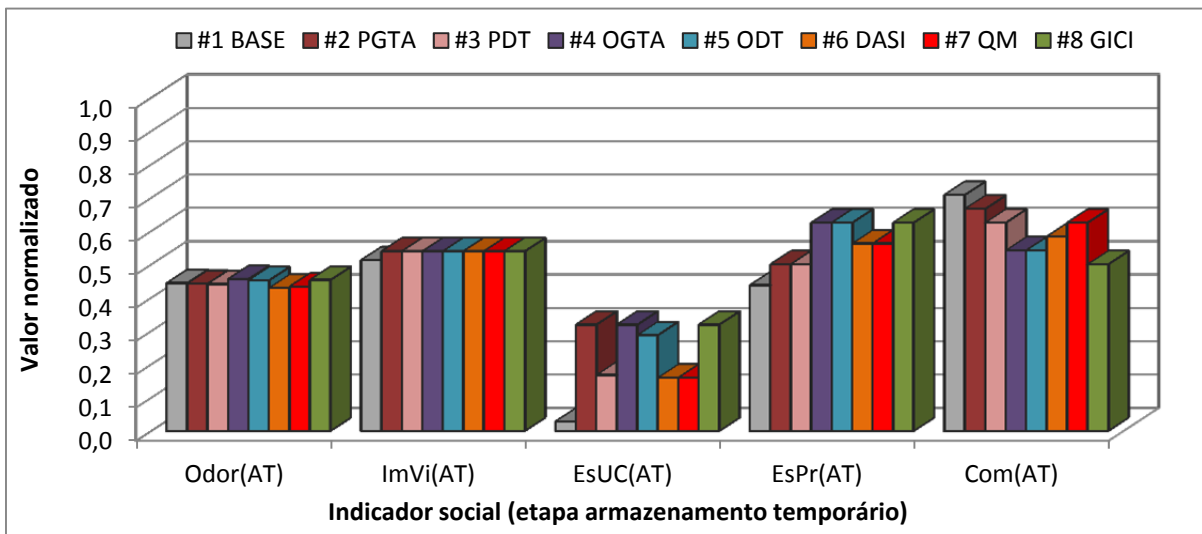


Figura 6.17 – Indicadores sociais normalizados – etapa de tratamento

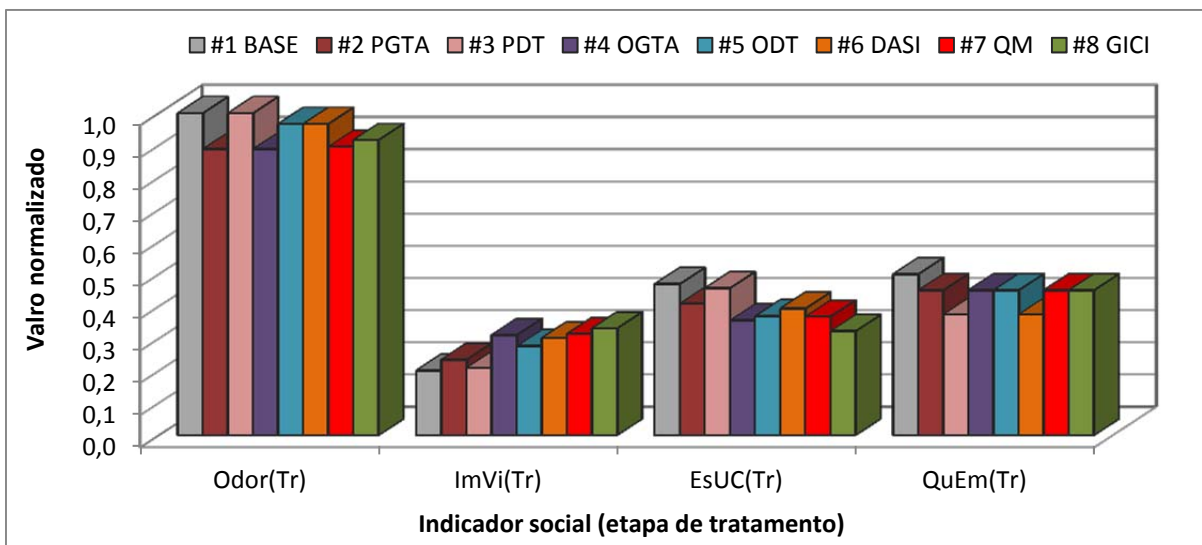
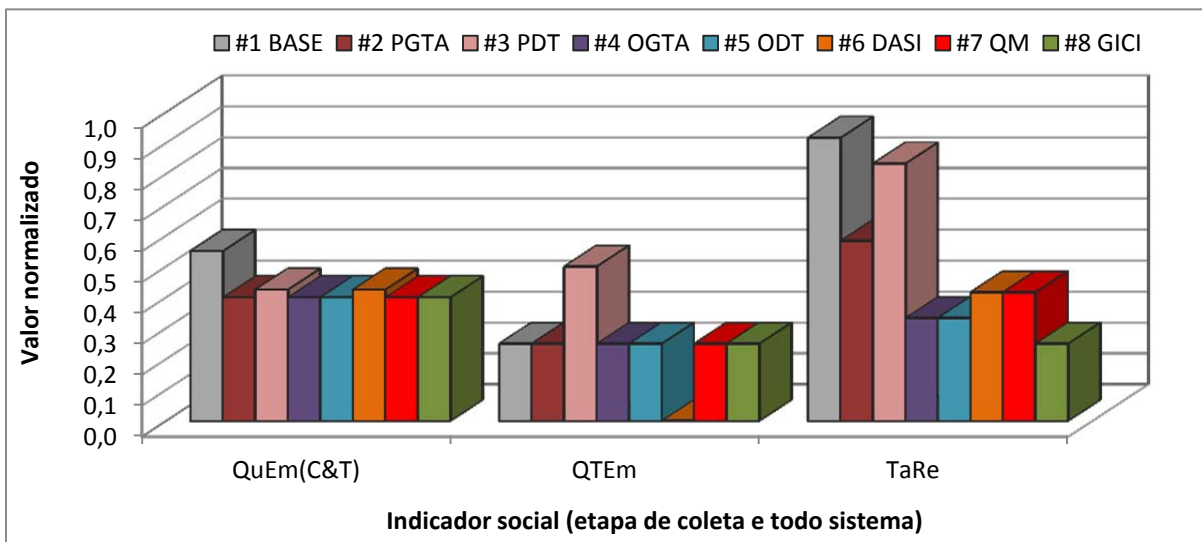
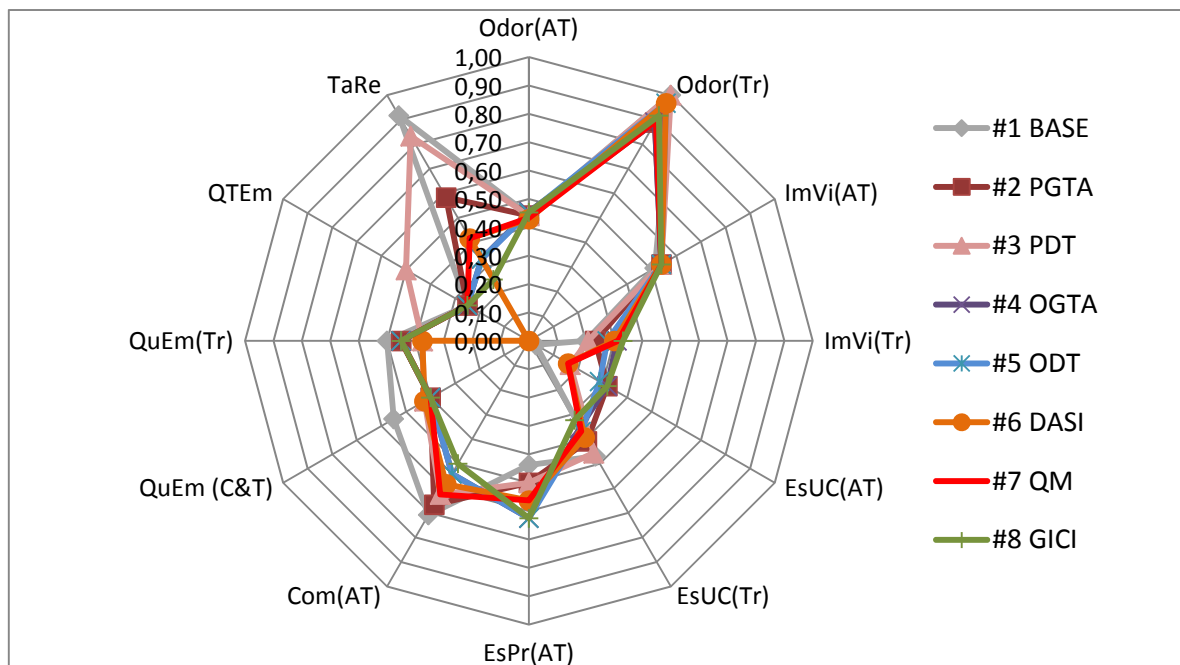


Figura 6.18 – Indicadores sociais normalizados – etapa de coleta e de todo o sistema



Na Figura 6.19, apresenta-se um gráfico radar com todos os indicadores sociais para todos os cenários estudados.

Figura 6.19 – Indicadores sociais normalizados para os Cenários – todos indicadores



Este tipo de gráfico da figura anterior permite identificar quais são os aspectos sociais mais e os menos relevantes. Quanto mais junto ao centro do gráfico radar estiverem as linhas para um mesmo indicador, mais perto de zero estará o valor do indicador e menos relevante ou impactante será esse aspecto social. De outra forma, pode-se também fazer a leitura sobre os cenários mais e menos impactantes do ponto de vista social: tomando um mesmo cenário, quanto mais perto do centro estiver a linha desse cenário, menor o impacto desse; e quanto mais para a borda externa do gráfico, maior será o impacto social.

Analisando as informações contidas na Figura 6.19 pode-se concluir que:

- os impactos sociais são muito similares entre os cenários, apresentando pequena variação, com exceção dos indicadores *TaRe*, *QTEm*, *EsUC(AT)*;
- os aspectos com pior desempenho foram *Odor(Tr)* para todos os cenários, e *TaRe* para os cenários #1 BASE, #3 PDT e #2 PGTA;
- apresentando as linhas mais pela parte externa do gráfico radar, os Cenários #1 BASE, #2 PGTA e #3 PDT são os de pior desempenho social.

Como os cenários tiveram desempenho social muito parecido na maioria dos aspectos, pela análise da Figura 6.19, não ficam claros quais são os cenários de melhor desem-

penho. Em uma análise superficial, no entanto, constata-se no gráfico que os melhores desempenhos são dos cenários #4 ao #8. A definição de quais são os melhores cenários do ponto de vista social será detalhada no item 6.5 a seguir, quando se faz a hierarquização dos cenários, considerando todos os aspectos da sustentabilidade (ambiental, econômico e social), por meio do cálculo dos subíndices ambiental, econômico e social e do índice de sustentabilidade geral.

6.5. Hierarquização dos cenários

A análise comparativa dos cenários foi feita com base nos vinte e seis indicadores de sustentabilidade calculados, sendo oito indicadores ambientais, seis econômicos e doze sociais. A hierarquização em ordem de sustentabilidade dos cenários avaliados foi realizada de duas maneiras. Foi feita uma ordenação com base na “percepção” pessoal dos atores sociais envolvidos na pesquisa, e uma outra ordenação dos cenários foi feita com base nos resultados das avaliações de AICV.

6.5.1. Hierarquização por meio da ponderação dos indicadores da AICV

A tomada de decisão sobre quais os melhores cenários de gerenciamento de RSU, resultando na ordenação ou na hierarquização dos cenários, mesmo com base em indicadores como os apresentados no item 6.4, é tarefa complexa, visto que são vinte e seis indicadores que podem apresentar comportamentos não lineares e não convergentes. Para facilitar a compreensão dos resultados do AICV e auxiliar a tomada de decisão, os indicadores foram agrupados na construção dos índices de sustentabilidade.

Como os indicadores ambientais e econômicos apresentados no item 6.4 têm unidades diferentes entre si, para poder ser feita a comparação entre eles e a construção do subíndice ambiental e do subíndice econômico, esses indicadores foram novamente agregados a valores entre 0 e 1, sendo que, para cada indicador, o valor 0 foi atribuído ao cenário com o menor valor, e o valor 1 ao cenário de maior valor, fazendo-se uma distribuição linear para os demais cenários. Os indicadores sociais já foram calculados de maneira normalizada para valores variando entre 0 (zero) e 1 (um), sendo 0 a melhor situação e 1 a pior (ver Tabela 6.19).

Os resultados numéricos dessa normalização entre 0 e 1 para os indicadores ambientais e econômicos estão apresentados nas Tabelas AG.1 e AG.2 do Apêndice G.

Os valores normalizados conforme descrição acima foram agrupados nos subíndi-

ces (ambiental, econômico e social), através da multiplicação dos pesos relativos de cada indicador. Esses pesos foram obtidos pela sugestão dos atores sociais participantes da pesquisa. As médias dos pesos atribuídos pelos grupos de atores para grupo de indicadores estão apresentadas nas Tabelas 6.20 a 6.22.

Tabela 6.20 – Pesos atribuídos pelos atores aos indicadores ambientais

Peso Subíndice Ambiental	Decisores ou atores	Peso médio atribuído ao indicador							
		<i>MuCl</i>	<i>ToHu</i>	<i>FoFO</i>	<i>Acid</i>	<i>Eutr</i>	<i>UsoEn</i>	<i>DRecAS</i>	<i>DOrgAS</i>
3	Atores DMLU	2	2	2	2	2	3	2	2
3	Todos atores	3	3	2	3	2	2	2	2

Tabela 6.21 – Pesos atribuídos pelos atores aos indicadores econômicos

Peso Subíndice Econômico	Decisores ou atores	Peso médio atribuído ao indicador					
		Custo por tonelada	Custo por domicílio	Custo por pessoa	% orçam. da PMPA	% Salário Mínimo	Relação Rec./Desp.
3	Atores DMLU	3	2	2	2	2	2
2	Todos atores	3	2	2	2	1	2

Tabela 6.22 – Pesos atribuídos pelos atores aos indicadores sociais

Peso Subíndice Social	Decisores ou atores	Peso médio atribuído ao indicador							
		<i>Odor</i> (AT e Tr)	<i>ImVi</i> (AT e Tr)	<i>EsUC</i> (AT e Tr)	<i>EsPr</i> (AT)	<i>Com</i> (AT)	<i>QuEm</i> (C&T e Tr)	<i>QTEm</i>	<i>Tare</i>
3	Atores DMLU	3	2	2	2	2	2	2	3
3	Todos atores	2	2	2	2	2	2	2	3

Conforme se verifica nas tabelas acima, os pesos atribuídos pelos dois grupos de atores são muito similares. Nos indicadores ambientais, o Grupo “Atores DMLU” considerou mais importante o indicador “*uso de energia – UsoEn*”, atribuindo peso 3, com os demais indicadores todos com peso 2. Já os pesos com a média do Grupo “Todos Atores” julgou os indicadores “*mudanças climáticas – MuCl*”, “*toxicidade humana – ToHu*” e “*acidificação – Acid*” com maior importância frente aos demais (Tabela 6.20).

Nos indicadores econômicos os dois Grupos deram maior importância ao “*custo por tonelada*”, considerando todos os outros como peso 2, com exceção do Grupo “Todos atores”, que atribuiu peso 1 ao indicador “*% salário mínimo*”, conforme apontado na Tabela 6.21. Nos indicadores sociais o maior peso foi a taxa de recuperação – *TaRe* –, em ambos os grupos, e *Odor* pelo Grupo “Atores DMLU”. Todos os demais indicadores sociais foram considerado como peso 2 (Tabela 6.22).

Os resultados dos subíndices ambiental, econômico e social, resultados da multiplicação dos pesos de cada indicador pelo seu valor normalizado (entre 0 e 1) estão apresentados na Tabelas AG.3 a AG.5 do Apêndice G e nas Figuras 6.20 a 6.22 a seguir.

Figura 6.20 – Subíndices de sustentabilidade ambiental por Cenário

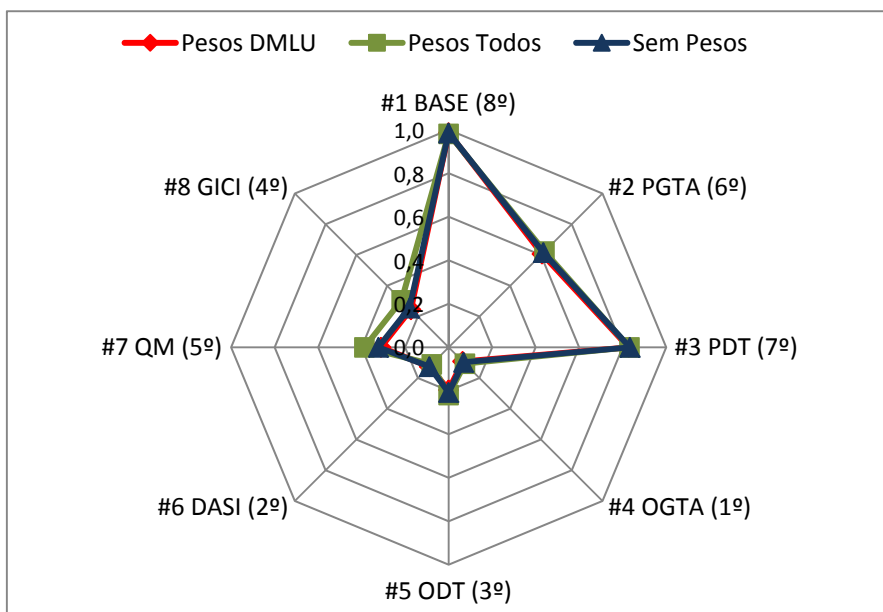


Figura 6.21 – Subíndices de sustentabilidade econômica por Cenário

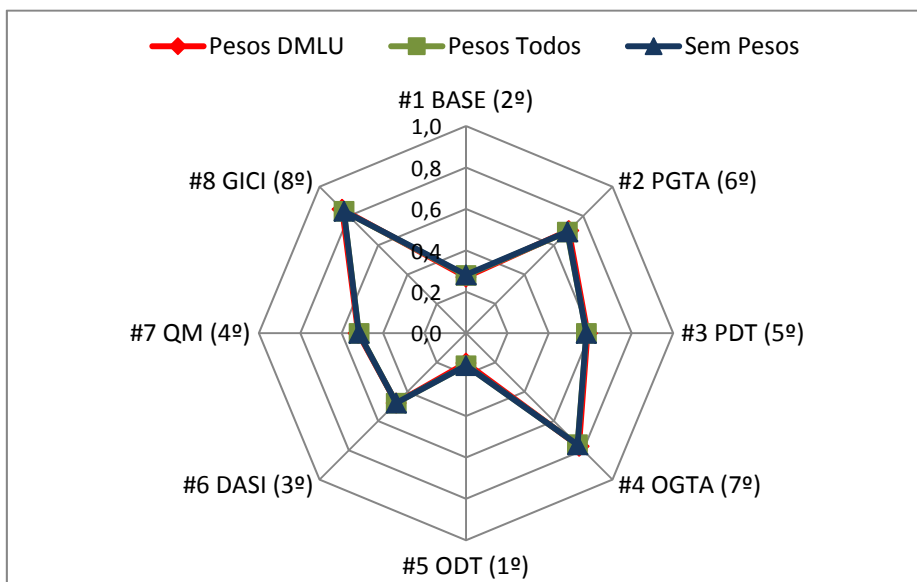
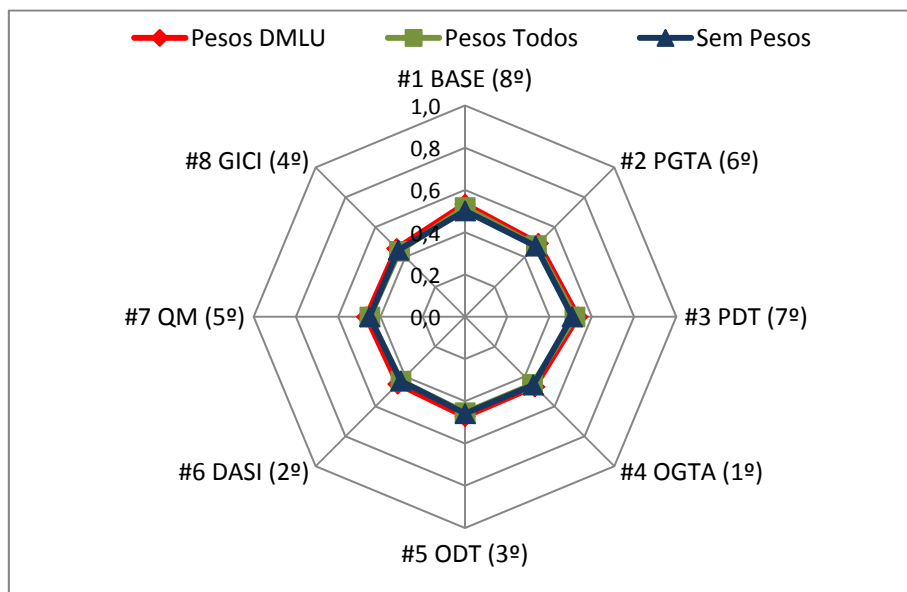


Figura 6.22 – Subíndices de sustentabilidade social por Cenário

Nos três gráficos radar apresentados acima estão os valores ponderados dos indicadores (chamados de subíndices de sustentabilidade) para os oito cenários, considerando, em cada um, a ponderação com pesos dos “Atores DMLU”, de “Todos Atores” e também sem considerar pesos, resultando em três curvas para cada índice (ou cada figura). Quanto mais fechada a curva (mais perto de zero), mais sustentável é o índice ou o cenário; e quanto mais aberta a curva em determinado cenário (maior perto de 1), menos favorável é esse cenário.

Analisando os gráficos anteriores verifica-se que não houve diferença de ordenação para os três níveis de ponderação (“pesos Atores DMLU”, “pesos Todos Atores” e “sem pesos”), visto que as três curvas em cada figura estão justapostas. Este fato justifica-se pela homogeneidade dos pesos atribuídos aos indicadores pelos atores conforme apresentado nas Tabelas 6.20 a 6.21.

A ordem de hierarquização de cada cenário está entre parêntese nos gráficos ao lado da identificação do Cenário. Assim, considerando os aspectos ambientais (subíndice de sustentabilidade ambiental, Figura 6.20), conclui-se que o melhor cenário é o #4 OGTA, seguido pelo #6 DASI e tendo o cenário #5 ODT como terceiro melhor desempenho ambiental. O pior desempenho ambiental foi o do Cenário #1 BASE, ou cenário atual, seguido pelos cenários #3 PDT e #2 PGTA, nessa ordem. Os cenários #7 QM e #8 GICI tiveram desempenho ambiental intermediário, respectivamente em 5ª e 4ª colocação.

Já com base nos aspectos econômicos, foi o Cenário #5 ODT que apresentou o

melhor desempenho, ficando o cenário #1 BASE na segunda colocação. O Cenário #6 DASI ficou em terceiro lugar no desempenho econômico, seguido pelo Cenário #7 QM em quarto. Os piores desempenhos econômicos, os maiores custos, ficaram com os Cenários #4 OGTA e #8 GICI.

Por fim, sob o aspecto social, a variação entre os cenários também foi muito pequena, todos apresentando um desempenho social muito similar. Com uma pequena vantagem, o melhor cenário é #4 OGTA, seguido pelos #6 DASI e pelo #5 ODT. Os piores desempenhos sociais foram para os cenários #1 BASE, #3 PGTA e #2 PDT, sendo que os cenários #7 QM e #8 GICI apresentaram desempenho social intermediário (ao ordenação dos cenários, do ponto vista ambiental, foi idêntica à ordenação sob os aspectos sociais).

Pelo exposto acima, tem-se que o Cenário #4 OGTA teve melhor desempenho nos aspectos ambiental e social, ficando em 7º no aspecto econômico, uma vez que apresenta custos maiores. O Cenário #6 DASI ficou em segundo lugar em dois dos aspectos avaliados, e em terceiro em custos. O Cenário #3 ODT ficou em 1º no aspecto econômico e em 3º nos aspectos ambiental e social.

Por outro lado, o Cenário #1 BASE apresentou os piores desempenhos em termos ambientais e sociais; apresentando, entretanto, um bom desempenho econômico (2º lugar).

Verifica-se, pelo exposto acima, que avaliando individualmente os subíndices de sustentabilidade ambiental, econômico e social, não fica claro qual é o melhor cenário. Frente a isso, os três aspectos, ou os três subíndices (ambiental, econômico e social), foram agrupados para cada cenário através da ponderação com os pesos apontados pelos atores (colunas mais à esquerda das Tabelas 6.20 a 6.22), consolidando um índice de sustentabilidade geral. Uma terceira curva foi construída sem pesos para os subíndices, ou seja, considerando os três subíndices com peso 1.

O índice de sustentabilidade geral combina em um único valor (que vai de 0 a 1), os subíndices ambiental, econômico e social. Também no cálculo desse índice geral foram utilizados os pesos para os aspectos avaliados e uma combinação sem diferenciação de pesos (todos os três com peso 1). O resultado numérico do cálculo do índice geral está na Tabela AG.6 do Apêndice G e de forma gráfica na Figura 6.23.

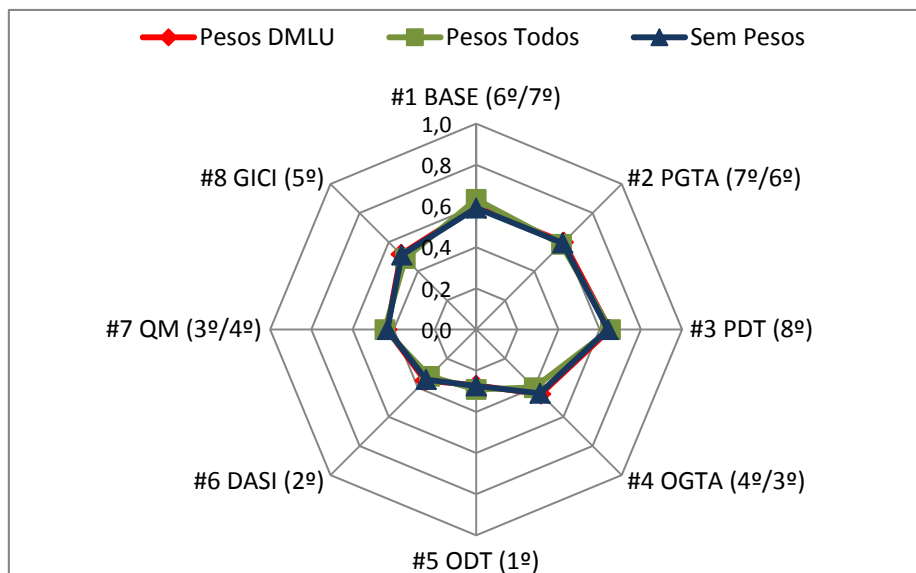
Assim como no caso dos subíndices parciais, os resultados dos valores calculados do índice geral tiveram pouca diferença para as três curvas (pesos DMLU, pesos Todos Atores e sem pesos). Nesse caso, entretanto, houve alteração na ordem de sustentabilidade geral

dos cenários, sendo que a ordem com pesos DMLU ficou idêntica à ordem sem pesos diferentes para os subíndices (até mesmo porque os pesos dos Atores DMLU para os subíndices também são iguais entre si).

Conforme pode ser verificado na Figura 6.23, o índice geral de sustentabilidade resultante da AICV resultou na seguinte ordem (do melhor ao pior desempenho geral), considerando os pesos dos Atores DMLU e sem adoção de pesos (todos subíndices com peso 1):

- 1º – #5 ODT (cenário otimista construído pelos atores DMLU);
- 2º – #6 DASI (cenário com biodigestão construído pelo Autor);
- 3º – #7 QM (cenário queima mássica construído pelo Autor);
- 4º – #4 OGTA (cenário otimista construído por todos os atores);
- 5º – #8 GICI (cenário gerenciamento integrado construído pelo Autor);
- 6º – #1 BASE (cenário atual);
- 7º – #2 PGTA (cenário pessimista construído por todos os atores);
- 8º – #3 PDT (cenário pessimista construído pelos atores DMLU).

Figura 6.23 – Índices de sustentabilidade geral por Cenário



Obs.: No primeiro valor entre parênteses (junto à identificação do Cenário), está a ordem final com os pesos DMLU e sem pesos diferentes. O segundo valor representa a ordem do cenário com os pesos de Todos os Atores. Quando os três conjuntos de pesos resultaram na mesma ordem final para o cenário, apenas um valor está apresentado entre parênteses.

Considerando os pesos atribuídos pelo grupo Todos os Atores, há inversão na ordem geral em dois casos: o Cenário #4 OGTA passa a ser o terceiro, passando o #7 QM para

quarto; e o #2 PGTA fica em sexto, passando o Cenário #1 BASE para sétimo.

Como pode ser visualizado na figura acima (e também na Tabela AG.6), o Cenário #5 ODT é destacadamente o cenário mais sustentável em qualquer combinação de pesos dos subíndices. Logo em seguida, vêm três cenários com desempenho geral similar entre si (#6 DASI, #7 QM e #4 OGTA). O cenário #8 GICI teve um desempenho intermediário, e os cenários com pior desempenho (e com similaridade de pontuação entre eles) foram o #2 PGTA, #1 BASE e #3 PDT.

Os cenários otimistas construídos com a participação dos atores sociais ficaram entre os quatro cenários de melhor desempenho no índice de sustentabilidade geral, sendo que o primeiro colocado foi o cenário otimista construído pelos atores do DMLU (#5 ODT), tendo o cenário construído com a participação de todos os atores (#4 OGTA) ficado em 3º lugar com adoção dos pesos de Todos os Atores, e em 4º com as outras duas combinações de pesos.

Os cenários construídos com a visão pessimista (cenário que os atores julgaram não o ideal, mas o mais provável de ser implantado em Porto Alegre) dos atores sociais confirmam essa visão, tendo sido ordenados nas últimas posições, juntamente com o cenário atual (#1 BASE), mostrando que o modelo atualmente utilizado em Porto Alegre pode ser muito melhorado em termos de sustentabilidade.

6.5.2. Hierarquização com base na “percepção” dos atores

Os resultados da montagem dos cenários com a participação dos atores sociais foram sistematizados em termos de fluxo de massa (quantidades de resíduos) para as etapas de coleta, tratamento e disposição final. Essa sistematização está apresentada no item 6.2.9, na Tabela 6.4 e nas Figuras 6.9, 6.10 e 6.11. Esses resultados foram enviados aos atores sociais participantes da pesquisa para que eles fizessem a hierarquização ou a ordenação da sustentabilidade dos oito cenários com base apenas em sua “percepção pessoal”, considerando os aspectos de sustentabilidade ambiental, econômica e social.

Por meio do instrumento de pesquisa apresentado no Apêndice B, os atores ordenaram de 1 a 8 os cenários, sendo 1 o cenário mais sustentável e 8 o menos sustentável, na visão do participante da pesquisa, e apenas com base no fluxo de massa em cada cenário, sem conhecimento dos indicadores e dos índices de sustentabilidade.

Os resultados destas ordenações foram tabulados em termos de médias das respos-

tas ao questionário aplicado (Apêndice B), separando-se as informações por tipo de grupo (“Atores DMLU” e “Todos Atores”). Os resultados obtidos estão apresentados na Tabela 6.23. Na mesma tabela, apresenta-se também, para fins de comparação, a hierarquização resultante da AICV.

Tabela 6.23 – Hierarquização dos cenários com base na percepção dos atores e nos resultados da AICV

Ordem de sustentabilidade	Resultado da AICV (Pesos DMLU e sem / Pesos Todos)	“Percepção” por Grupo de Atores	
		Atores DMLU	Todos Atores
1º	#5 ODT	#5 ODT	#4 OGTA
2º	#6 DASI	#6 DASI	#5 ODT
3º	#7QM / #4 OGTA	#4 OGTA	#8 GICI
4º	#4 OGTA / #7 QM	#2 PGTA	#6 DASI
5º	#8 GICI	#3 PDT	#2 PGTA
6º	#1 BASE / #2 PGTA	#8 GICI	#7 QM
7º	#2 PGTA / #1 BASE	#1 BASE	#3 PDT
8º	#3 PDT	#7 QM	#1 BASE

A discussão sobre a hierarquização dos cenários por meio da AICV e a hierarquização feita pela “percepção” ou pelo “sentimento” dos atores é feita no próximo item.

6.5.3. Comparação da hierarquização dos cenários por meio da AICV e da percepção dos atores

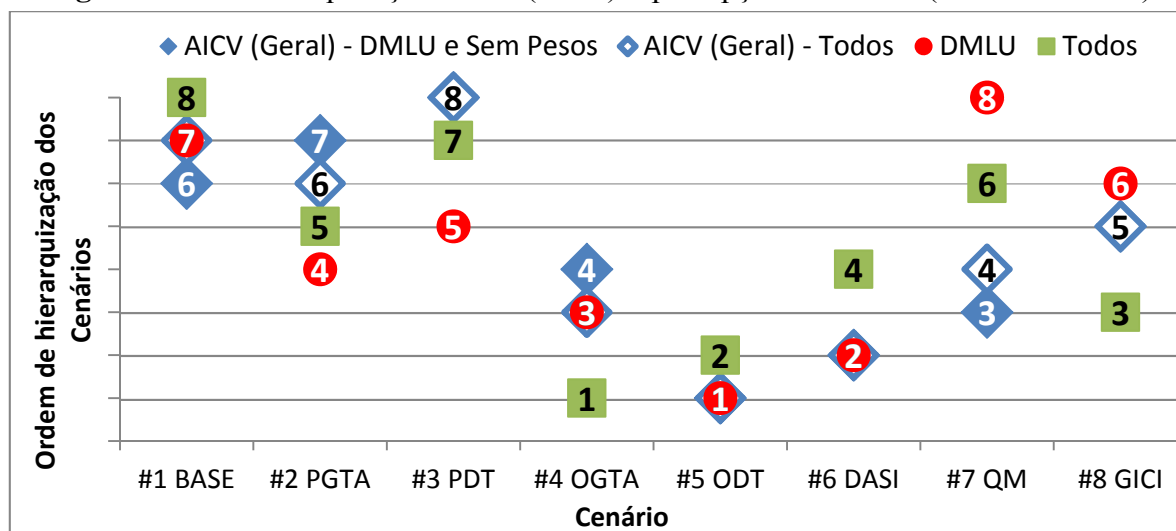
Nas quatro figuras na sequência, apresenta-se uma comparação entre o resultado da hierarquização dos cenários feita com aplicação da AICV e os resultados da hierarquização feita pelos atores com base apenas na percepção pessoal a partir do fluxo de massa dos resíduos em cada um dos cenários. Os atores não tiveram acesso aos resultados da AICV nessa etapa de hierarquização dos cenários.

Na Figura 6.24, mostra-se a comparação entre a hierarquização dos cenários com base no índice de sustentabilidade geral calculado pela AICV (com ponderação entre os sub-índices ambiental, econômico e social, adotando os dos Atores DMLU/sem pesos e com os pesos de Todos os Atores) e as hierarquizações feitas pelos Atores DMLU e por Todos os Atores com base apenas na sua percepção.

Analisando a Figura 6.24, conclui-se que, na avaliação feita pelos atores somente com base na percepção, a partir da análise dos fluxos de massa dos cenários, os dois grupos de atores sociais (“Atores DMLU” e “Todos Atores”) escolheram como o cenário mais sustentável justamente o cenários definido por cada grupo como “seu” cenário otimista: os atores

DMLU definiram o cenário #5 ODT como o melhor (lembrando que esse cenário foi definido pela participação dos atores do DMLU) e o grupo “Todos atores” definiram o cenário #4 OGTA como o melhor, cenário esse construído com a visão otimista de todos os atores (na Tabela 6.3 está definido quem participou na construção de cada um dos oito cenários). Os atores sociais não tinham conhecimento, no momento da hierarquização dos cenários com base em sua percepção, sobre quem foi responsável pela construção de cada um dos cenários, já que os mesmo sempre foram identificados pelos números e as siglas (siglas essas cujo significado era desconhecido pelos atores).

Figura 6.24 – Hierarquização AICV (Geral) × percepção dos atores (DMLU e Todos)



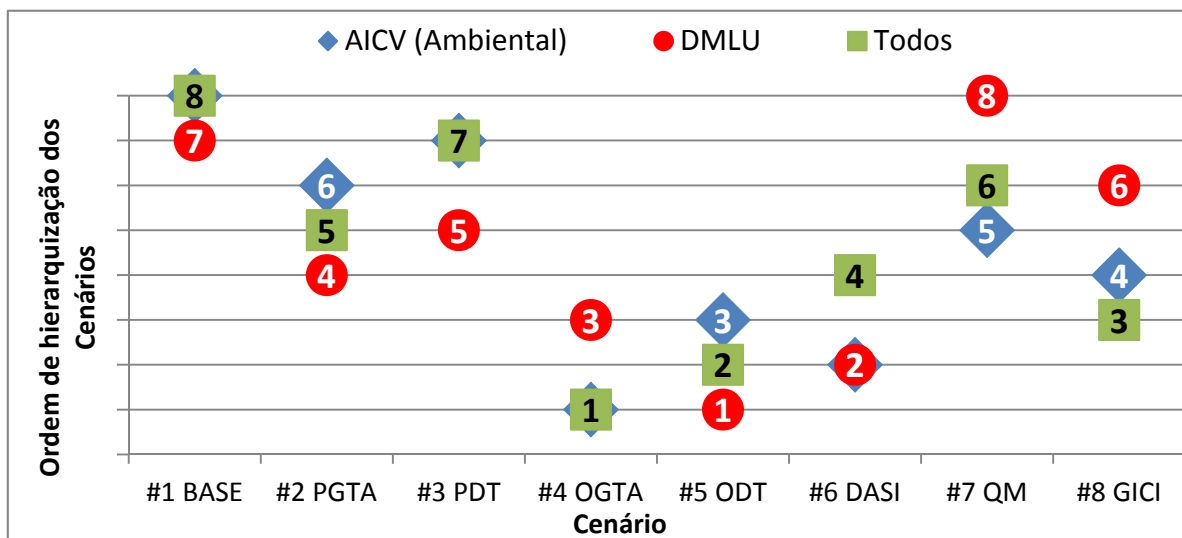
Os dois cenários definidos pela “percepção Atores DMLU” como os mais sustentáveis coincidiram exatamente com os dois primeiros da ordenação resultante da AICV, ou seja, os atores do DMLU tiveram a mesma percepção de sustentabilidade que a ordenação resultante da avaliação de impacto do ciclo de vida. Também houve aderência ao resultado da AICV para a ordem de hierarquização do Cenário #1 BASE, que ficou em 7º lugar na avaliação da AICV (pesos de “Todos Atores”) e na avaliação por parte dos “Atores DMLU”. Nos demais cenários, entretanto, não se verificou essa aderência. O Cenário com forte participação da incineração, o #7 QM, que ficou em 3º no índice geral de sustentabilidade com pesos DMLU e sem pesos (e em 4º com pesos Todos Atores), foi classificação como a última opção pela percepção dos Atores DMLU.

Já a hierarquização feita pela opinião de “percepção de Todos Atores” não teve nenhuma aderência exata, embora tenha apresentado valores próximos.

Na opinião de percepção de Todos Atores, o Cenário mais sustentável é o que foi construído por eles mesmos (como já referido antes nesse item) – o Cenário #4 OGTA –, ficando o cenário com melhor desempenho segundo o índice de sustentabilidade geral em segundo lugar na percepção de “Todos Atores”. Verifica-se que o Cenário #8 GICI (construído com base no conceito de gerenciamento integrado) está em 3º lugar na opinião de “Todos Atores”, mostrando uma importantização desse conceito para esses atores. Da mesma forma, o Cenário #7 QM, que ficou em último na opinião “Atores DMLU”, ficou em 6º na opinião de “Todos Atores”, indicando uma restrição um pouco menor à incineração dos atores não pertencentes ao DMLU em relação aos atores do DMLU.

Nas Figuras 6.25, 6.26 e 6.27, são apresentadas, respectivamente, as comparações entre as hierarquizações dos atores sociais e os resultados da AICV ambiental (subíndice ambiental), AICV econômico (subíndice econômico) e AICV social (subíndice social). Nessas comparações foi utilizado somente um resultado de AICV, uma vez que não houve diferença na hierarquização dos cenários com base nos subíndices adotando os diferentes sistemas de pesos.

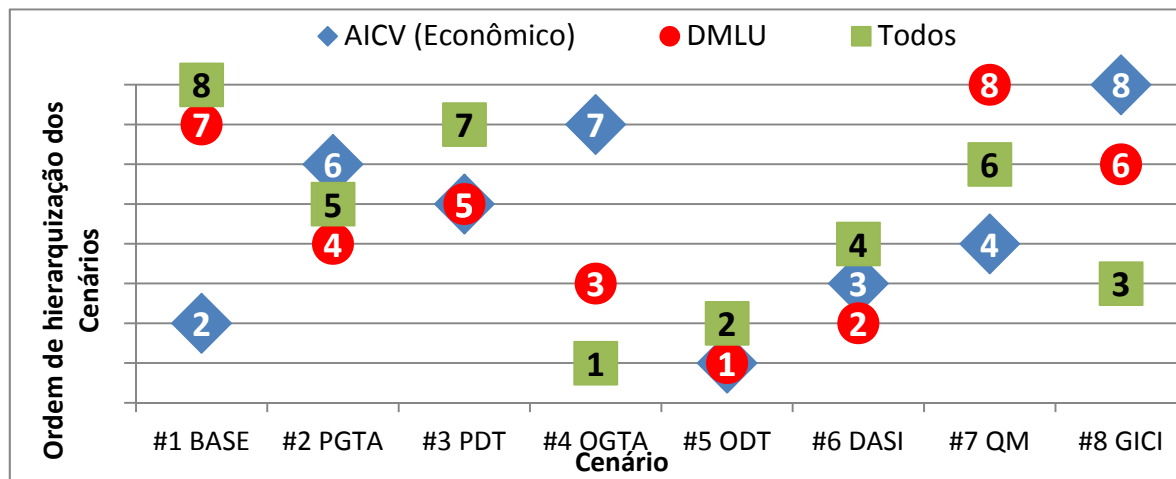
Figura 6.25 – Hierarquização AICV (Ambiental) × percepção dos atores (DMLU e Todos)



Da Figura 6.25, tem-se que, para a AICV com os critérios ambientais, apenas um cenário teve aderência exata à ordem de classificação por parte dos “Atores DMLU” (Cenário #1 BASE em 7º), sendo que dois cenários diferem apenas em um nível de hierarquia. Já avaliando a opinião de “Todos Atores”, não se verifica nenhuma aderência exata, sendo que em quatro cenários, houve variação de apenas um nível entre a opinião de todos os atores e o resultado da AICV Ambiental.

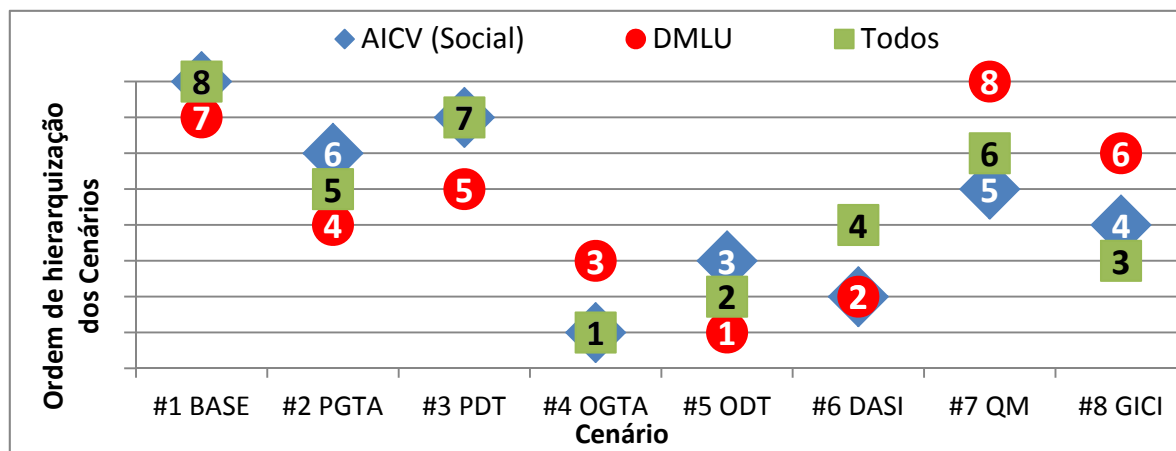
Considerando a AICV com os critérios econômicos (Figura 6.26), tem-se duas aderências exatas com a opinião dos “Atores DMLU” e apenas uma com um nível de diferença. A opinião “Todos Atores” não teve nenhuma aderência exata e três com variação de apenas um nível.

Figura 6.26 – Hierarquização AICV (Econômico) × percepção dos atores (DMLU e Todos)



Para os aspectos sociais verifica-se apenas uma aderência exata da AICV Social com a opinião “Atores DMLU” (Cenário #6 DASI em 2º lugar) e nenhuma com diferença de um nível, sendo que, para a comparação com a opinião de todos os atores, resulta em três aderências exatas e quatro variações de apenas um nível.

Figura 6.27 – Hierarquização AICV (Social) × percepção dos atores (DMLU e Todos)



Pelo exposto acima, pode-se verificar que, tomando como base a opinião dos ato-

res sociais participantes da pesquisa, opinião essa apenas em relação à percepção dos atores em relação ao fluxo de massa dos cenários (foi utilizado o instrumento de pesquisa do Apêndice B), há uma similaridade dos grupos de atores em relação a sua percepção da hierarquização geral dos cenários com o resultado da AICV Ambiental. Quando se avalia os critérios econômicos, tem-se uma vantagem da hierarquização do grupo “Atores DMLU”, ou seja, a opinião da hierarquização geral dos cenários na opinião dos “Atores DMLU” tem forte aderência aos resultados da AICV Econômico. Com os critérios sociais, o resultado é inverso, a aderência da opinião do grupo “Todos Atores” é muito maior que a do grupo “Atores DMLU”.

6.5.4. Análise de robustez ou sensibilidade da hierarquização final

Como já referido anteriormente, a construção do índice geral de sustentabilidade não tem um significado físico, apenas serve para ajudar a organizar as informações em um único número (o valor do índice calculado), de modo a facilitar a tarefa do decisor de visualizar a alternativa, ou o cenário, mais sustentável para as condições avaliadas.

Nesta pesquisa, a hierarquização final dos cenários avaliados foi feita com base nos índices de sustentabilidade geral de cada cenário conforme já apresentado. Com os pesos relativos definidos pelos atores (Tabelas 6.20, 6.21 e 6.22), duas ordens de hierarquização dos cenários foram encontradas, como se mostrou na Figura 6.23. Essas hierarquizações podem ser vistas também na Tabela 6.24, nas colunas “a” e “z”, respectivamente os resultados com pesos iguais (também pesos dos Atores DMLU, que atribuíram pesos iguais a todos os subíndices – igual a 3) e com os pesos de Todos os Atores (peso social = 3; peso ambiental = 3; peso econômico = 2).

Conforme apresentado no Capítulo 4, da metodologia, os pesos atribuídos aos grupos de indicadores, ou subíndices, podiam variar de 0 (sem importância) a 3 (muito importante). Com essa faixa de variação de cada um dos subíndices, foram testadas todas as combinações para avaliar a mudança de hierarquização dos cenários (mudança no índice de sustentabilidade geral), sendo as combinações de pesos dos subíndices que resultam em mudança na hierarquização dos cenários mostradas na Figura 6.24.

Adotando todos os subíndices (social, ambiental e econômico) com pesos iguais (independe se esses pesos eram 1, 2 ou 3), sempre resultou na mesma ordem dos cenários. Por essa razão, adotou-se, neste estudo de sensibilidade de alteração de cenários, somente peso

igual a 1. Combinações com subíndices com pesos 0 (zero) não foram consideradas, pois entende-se que, em uma análise de sustentabilidade, todos os três aspectos da sustentabilidade devam ser considerados.

Como resultado, obtiveram-se 25 combinações de pesos diferentes, conforme Tabela 6.24 abaixo, resultando em nove cenários diferentes, sendo esses cenários apresentados na Tabela 6.25 classificados por grupos de combinações de pesos que resultam em um mesmo cenário.

Tabela 6.24 – Alteração da ordem de hierarquização dos cenários (índice de sustentabilidade geral) em função dos pesos dos subíndices

Cenários e Pesos		Ordem de hierarquização dos Cenários em função dos pesos																									
Cenário	#1 BASE	6	4	4	8	6	5	8	7	6	7	5	4	7	5	8	7	6	7	5	4	7	7	5	8	7	
	#2 PGTA	7	7	7	6	7	7	6	6	7	6	7	7	6	7	6	6	7	6	7	8	6	6	7	6	6	
	#3 PDT	8	8	6	7	8	8	7	8	8	8	8	6	8	8	7	8	8	8	8	7	8	8	8	7	8	
	#4 OGTA	4	5	5	3	4	4	3	3	4	4	4	5	3	4	3	3	4	4	4	5	3	4	4	3	3	
	#5 ODT	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	
	#6 DASI	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	1	2	
	#7 QM	3	3	3	4	3	3	4	4	3	3	3	3	4	3	4	4	3	3	3	3	4	3	3	4	4	
	#8 GICI	5	6	8	5	5	6	5	5	5	5	6	8	5	6	5	5	5	5	6	6	5	5	6	5	5	
Pesos	Social	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2	3	3	3	3	3	3	3	3	
	Ambiental	1	1	1	2	2	2	3	3	3	1	1	1	2	2	3	3	3	1	1	1	2	2	2	3	3	
	Econômico	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	
Identificação da ordem		a	b	c	d	e	f	g	h	i	j	k	l	m	n	o	p	q	r	s	t	u	v	x	y	z	

Tabela 6.25 – Diferentes cenários por grupos de combinações de pesos

Cenários e Pesos		Ordem de hierarquização dos Cenários em função dos pesos (Classificados por grupos de pesos)																									
Cenário	#1 BASE	6	4	5	4	7	7	8	4	8																	
	#2 PGTA	7	7	7	7	6	6	6	6	8	6																
	#3 PDT	8	8	8	6	8	8	8	7	7	7																
	#4 OGTA	4	5	4	5	4	3	3	3	5	3																
	#5 ODT	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2																
	#6 DASI	2	2	2	2	2	2	2	2	2	1																
	#7 QM	3	3	3	3	3	3	4	4	3	4																
	#8 GICI	5	6	6	8	5	5	5	5	6	5																
Pesos	Social	1	1	1	2	1	1	2	2	3	3	1	2	3	3	2	1	2	2	3	3	1	1	2	3	3	
	Ambiental	1	2	3	3	1	2	1	2	1	2	1	1	1	2	1	3	2	3	2	3	2	3	3	1	3	
	Econômico	1	2	3	3	2	3	2	3	2	3	3	3	1	2	1	2	1	2	1	2	1	1	1	3	1	
Grupo de pesos		1			2	3			4		5		6				7		8		9						
		a, e, i, q			b	f, k, n, s, x			c, l		r, v, j		h, m, p, u, z				d, g, o		t	y							

Com base nas informações das Tabelas 6.24 e 6.25, pode-se concluir que:

- A hierarquização final dos cenários, com base na metodologia de atribuição de pesos aos indicadores e aos subíndices, definindo assim o índice de sustentabilidade geral, mostrou-se bastante robusta, especialmente em relação à manutenção dos primeiros dois cenários (os dois mais sustentáveis com base no índice de sustentabilidade geral, ou seja, os Cenários #5 ODT e #4 OGTA), que se mantêm assim em todas (100 %) as possibilidades de combinações de pesos dos subíndices; ocorrendo apenas alteração em uma das combinações (coluna “y” da Tabela 6.24), quando há uma inversão entre o primeiro e o segundo colocado;
- O Cenário #7 QM está em terceiro em 64 % das possíveis combinações de pesos, estando em 4º nas demais. O Cenário #7 QM perde a terceira colocação sempre que os aspectos ambientais tiverem peso superior aos outros dois aspectos, mostrando o menor desempenho ambiental desse cenário em relação aos três primeiros;
- O Cenário #4 OGTA está em terceiro em 36 % das possíveis combinações de pesos, sendo que nas demais combinações aparece em 4º ou 5º lugar. Esse cenário perde posições na hierarquização quando são atribuídos pesos maiores ao subíndice econômico em relação aos demais, mostrando que este cenário resulta em elevados custos de gerenciamento;
- O Cenário #8 GICI aparece como quinto em 64 % das combinações de pesos. Quando o peso dos aspectos econômicos é aumentado em relação, principalmente, aos ambientais, o cenário vai para 6º chegando até 8º (pior desempenho entre todos os cenários) quando o peso econômico é 3, o ambiental é 1 (ver Grupo de pesos 4, na Tabela 6.25). Isto porque, embora o cenário tenha bom desempenho ambiental, é o que tem os maiores custos;
- Em todas as combinações de pesos, os cenários construídos com a visão pessimista dos atores sociais envolvidos na pesquisa (Cenários #2 PGTA e #3 PDT) ficam sempre entre a 6ª e a 8ª colocação, mostrando que seu desempenho geral fraco não se altera muito com os diferentes pesos adotados;
- Já o Cenário #1 BASE (cenário atual), em função de seu fraco desempenho ambiental e seu excelente desempenho econômico (baixos custos em relação aos demais cenários, ficando em 2º no subíndice econômico) se classifica em ordem 4º quando se adota peso maior para subíndices econômico, chegando a 8º (últi-

ma) quando pesos maiores são adotados nos aspectos ambientais.

6.6. Análise dos impactos por etapa do sistema

Neste item, será apresentada uma discussão sobre os aspectos ambientais e econômicos fazendo-se a separação desses impactos por etapa do sistema de gerenciamento de resíduos. Os resultados de AICV são apresentados para os quatro cenários de melhor desempenho segundo o índice de sustentabilidade geral e para o cenário atual. Os aspectos sociais já foram separados por etapa pela própria metodologia adotada para o cálculo dos indicadores sociais, e esta discussão já está apresentada no item 6.4.3.

6.6.1. Aspectos ambientais

Utilizando a mesma metodologia de cálculo dos indicadores ambientais de AICV aplicada para a comparação entre os cenários, e dados de ICV constantes no Apêndice F, calculou-se os impactos dos seis indicadores ambientais (*UsoEn*, *MuCl*, *FoFO*, *Acid* e *Eutr*) para cada etapa do gerenciamento verificando as contribuições específicas para os quatro cenários mais sustentáveis (#4 OGTA, #5 ODT, #6 DASI e #7 QM) e para o cenário atual (#1 BASE), conforme apresentado nas Figuras 6.28 a 6.33).

Figura 6.28 – Impactos ambientais por etapa: uso de energia

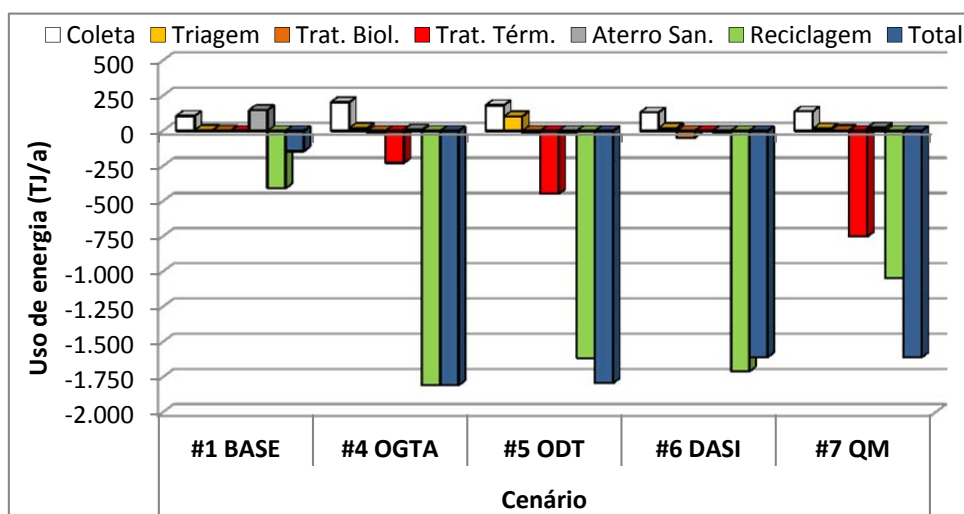


Figura 6.29 – Impactos ambientais por etapa: mudanças climáticas

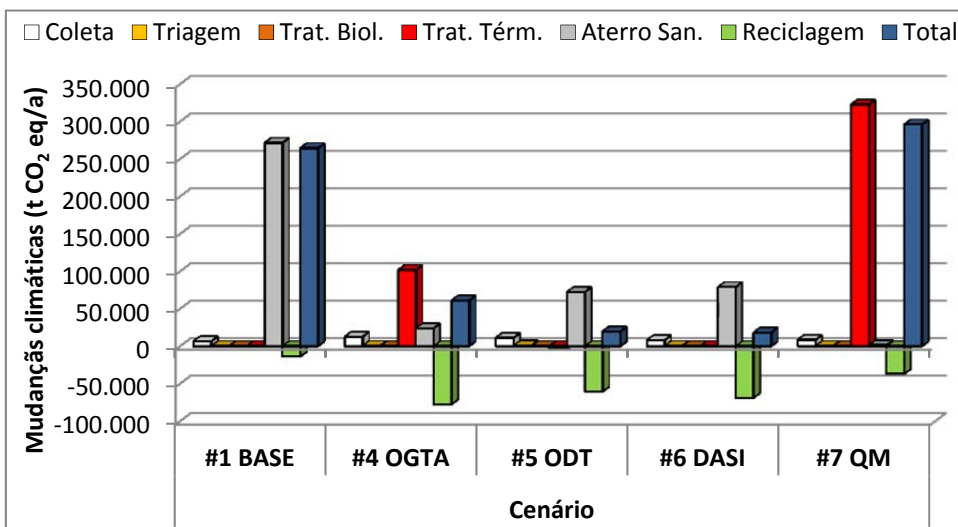


Figura 6.30 – Impactos ambientais por etapa: toxicidade humana

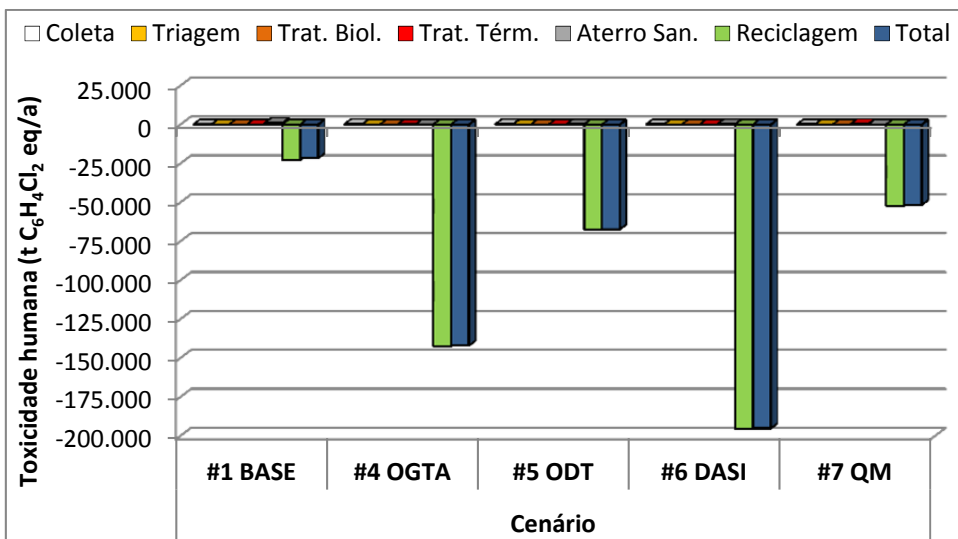


Figura 6.31 – Impactos ambientais por etapa: formação de foto-oxidantes

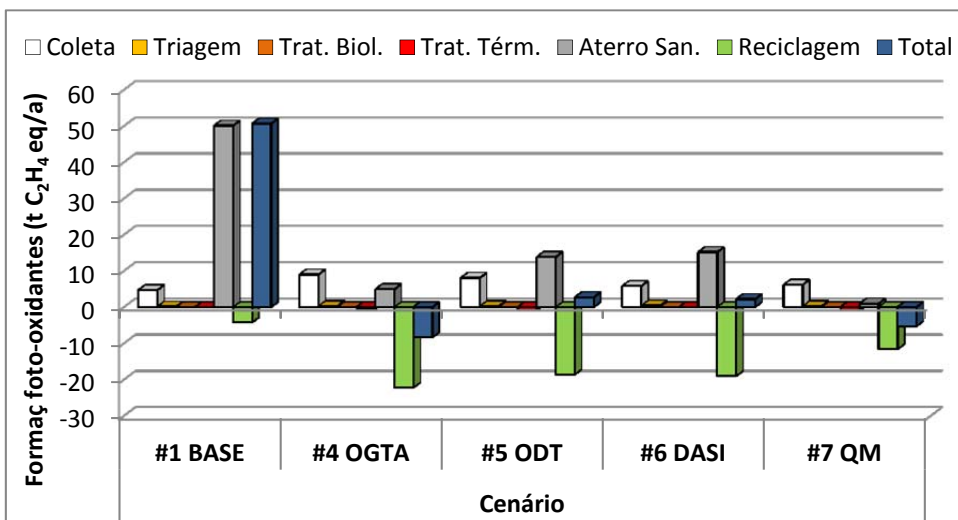


Figura 6.32 – Impactos ambientais por etapa: acidificação

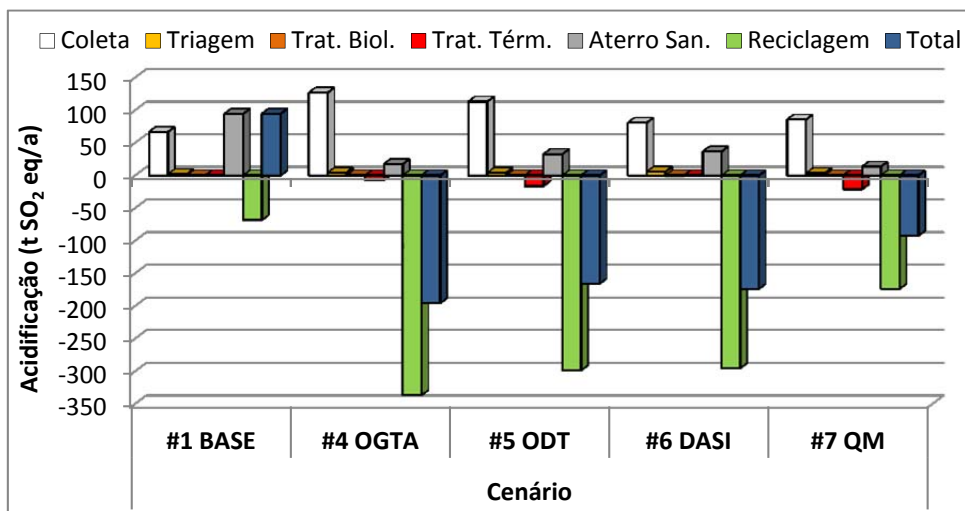
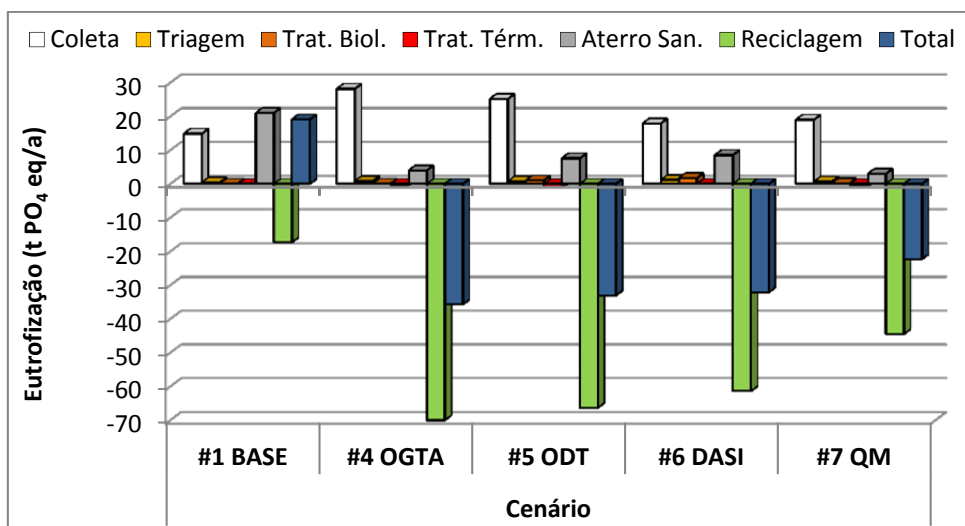


Figura 6.33 – Impactos ambientais por etapa: eutrofização



Estão inclusos nas etapas os processos conforme classificação apresentada na Tabela 5.3, sendo que, em aterro sanitário, incluíram-se também os impactos da etapa de transbordo e transferência dos resíduos, já que se admite que o transbordo esteja presente em todos os cenários e que todos os resíduos enviados para aterro o são via estação de transbordo.

Comparando o desempenho das etapas em termos dos indicadores ambientais, considerando as informações das Figuras 6.28 a 6.33, têm-se as seguintes considerações:

- A **etapa coleta** tem importante contribuição no consumo de energia (combustível dos veículos de coleta), sendo que quanto mais tipos de coleta diferenciada houver no cenário, e quanto maior a cobertura dessa coleta, maior será o uso de energia. Dos quatro cenários avaliados, com exceção do cenário atual, em todos

os outros foi justamente a etapa de coleta que resultou no maior valor para o indicador “uso de energia”. Em função desse elevado consumo de combustíveis na coleta, esta etapa tem também importante contribuição para o indicador “*mudanças climáticas*”. Nos outros quatro indicadores ambientais, a contribuição da etapa coleta também é significativa, sendo que é a segunda maior contribuição para os indicadores “*toxicidade humana*” e “*formação de foto-oxidantes*”, e a de maior contribuição para “*acidificação*” e “*eutrofização*”, maior inclusive que as contribuições para estes últimos quatro indicadores que as contribuições do processo de incineração;

- A **etapa triagem** tem contribuição no indicador “*uso de energia*”, especialmente nos cenários em que são utilizados processos mecanizados. Em função desse uso de energia essa etapa tem contribuição na geração de impactos em todos os demais indicadores ambientais, embora esta contribuição seja pouco significativa frente as outras etapas;
- A **etapa tratamento biológico** apresenta pequenas contribuições em todos os indicadores ambientais avaliados, mostrando ser uma opção tecnológica muito viável em termos ambientais. No indicador “*uso de energia*”, por exemplo, na compostagem, há uso de energia e na digestão anaeróbica ocorre geração de energia líquida, resultando em geração final de energia nos cenários futuros aqui avaliados;
- Os processos incineração e CDR fazem parte da **etapa tratamento térmico**, que está presente em três dos cinco cenários avaliados, no #4 OGTA e no #5 ODT, e é predominante no #7 QM. Nesses três cenários, o tratamento térmico é o que tem a segunda maior geração de energia líquida (atrás apenas da reciclagem, que, na verdade, nesse caso, trata-se de economia de energia). No indicador “*mudanças climáticas*”, a contribuição mais significativa nos cenários futuros avaliados é a da incineração, ficando atrás apenas da contribuição do aterro sanitário no cenário atual. Outro indicador ambiental em que a incineração apresenta uma contribuição significativa é em “*toxicidade humana*”, sendo que, nos outros (*FoFO*, *Acid* e *Eutr*), a sua contribuição é negativa, ou seja, ocorre benefício ambiental. O cenário com utilização de CDR (#5 ODT) apresenta benefício ambiental em todos os indicadores, em função de sua queima substituir o uso de outras fontes de energia.

- A **etapa aterro sanitário** (com o uso de biogás para geração de energia), que inclui a etapa de transbordo ou transferência, apresenta contribuição positiva, ou uma carga ambiental para todos os indicadores ambientais avaliados, com exceção apenas para indicador “*uso de energia*” nos cenários #5 ODT e #6 DASI, que apresentam pequena geração líquida de energia. É a etapa que apresenta a maior contribuição ao indicador “*mudanças climáticas*” para os cenários avaliados, com exceção para os cenários que apresentam forte presença da incineração (Cenários # OGTA e #7 QM), quando a incineração apresenta a maior contribuição. Essa etapa mostrou também as maiores contribuições para o indicador “*formação de foto-oxidantes*” e ficou como segunda etapa que mais contribui (atrás apenas da etapa coleta) para “*acidificação*” e “*eutrofização*”;
- A etapa com os maiores ganhos ambientais em todos os cenários avaliados foi a **etapa reciclagem**, comprovando a importância do processo de reaproveitamento e da reciclagem dos materiais recicláveis em sistemas de gerenciamento de resíduos.

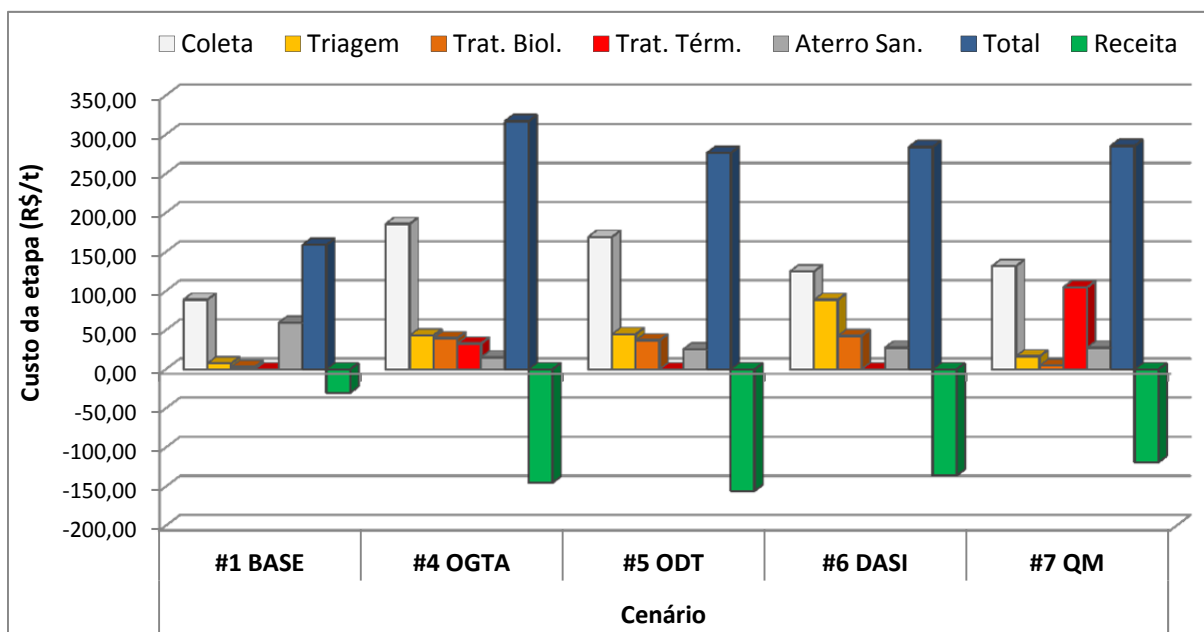
Avaliando as informações da Figura 6.28 (indicador “*uso de energia*”), verifica-se que, entre os processos de tratamento que geram energia (biogás de aterro, digestão anaeróbia e tratamento térmico), a maior geração de energia líquida vem dos processos térmicos (ver Cenário #7 QM na Figura 6.28). Entretanto, o cenário que tem a maior geração de energia, não tem o melhor resultado final para o indicador “*uso de energia*” (entre os quatro melhores cenários com base no índice de sustentabilidade final, o Cenário #7 QM é apenas o 4º classificado), visto que a reciclagem é o processo que agrega grande economia de energia ao cenário, e no caso da incineração, parte do material reciclável é queimada e não é reciclada, diminuindo assim o desempenho ambiental do cenário com forte presença da incineração no indicador energético.

Como pode ser visto na Figura 6.29, o processo de incineração é o maior contribuinte ao indicador “*mudanças climáticas*”, cerca de 19 % maior que a contribuição atual do aterro sanitário no Cenário #1 BASE. Considerando a contribuição total dos cenários para “*mudanças climáticas*”, tem-se que o cenário com incineração (#7 QM) contribui de 2 a 5 vezes mais do que os outros três cenários de melhor sustentabilidade geral.

6.6.2. Aspectos econômicos

A análise dos custos por etapa para os quatro cenários com melhor desempenho geral, comparado com o custo por etapa do cenário atual, foi realizada com os dados econômicos. Os resultados em termos unitários (reais por tonelada) estão apresentados na Figura 6.34.

Figura 6.34 – Custos por etapa e receita global por cenário



Apresentam-se os custos para as etapas de coleta, triagem, tratamento biológico, tratamento térmico e aterro sanitário (no custo do aterro está incluso o custo do transbordo). O custo unitário total também é apresentado para cada um dos cenários. Salienta-se que este custo unitário total refere-se somente à despesa total, não sendo abatido deste custo o arrecadado com comercialização de subprodutos (as receitas), estando portanto estes custos unitário totais dos cenários superiores aos da Tabela 6.18 (esses sim, são custo totais líquidos, subtraindo-se dos custos totais as receitas de cada cenário).

Para cada um dos cinco cenários aqui avaliados, apresentam-se também as receitas de comercialização. Em valores negativos, pois como são receitas aparecem como “custos negativos”.

Algumas considerações que podem ser feitas sobre os aspectos econômicos das etapas são as seguintes:

- A etapa coleta tem os custos mais significados em todos os cenários, variando de 45 a 60 % dos custos (ou despesas) totais;
- Coletas diferenciadas para diferentes materiais (seletivos secos e orgânicos), como nos cenários #4 OGTA e #5 ODT, que oneram o sistema e elevam ainda mais a participação da etapa coleta no custo total;
- No cenário atual (#1 BASE), as despesas somadas da coleta e disposição final em aterro correspondem a 93 % das despesas totais;
- A adoção de tecnologias de tratamento que maximizam o aproveitamento dos resíduos, minimizando o envio ao aterro, implica, necessariamente, em aumento de investimentos e de custos do sistema. Entretanto, as receitas também crescem com esse aumento da reciclagem e diminuição da disposição em aterro;
- A adoção de tecnologias como a digestão anaeróbia e a incineração apresenta custo unitário elevado. No caso da digestão anaeróbia (que tem forte presença no Cenário #6 DASI), tem-se um custo elevado para a triagem prévia dos resíduos. Se, por exemplo, não for feita triagem prévia, mas sim separação na origem e coleta diferenciada, haveria uma elevação dos custos de coleta nesse cenário, conforme já referido acima;
- Entre todos os quatro cenários mais sustentáveis apresentados na Figura 6.34, o #7 QM (com forte presença da incineração) foi o que apresentou a menor receita de comercialização de subprodutos.

7. DISCUSSÕES COMPLEMENTARES

7.1. Atores sociais

Como apresentado no item 6.1 deste trabalho, foram convidadas 216 pessoas para participarem da pesquisa como atores sociais. Deste total, 19 são Atores DMLU, e dos 197 classificados como Outros Atores, 115 foram convidados de forma indireta, através de envio do Questionário 1 de pesquisa para as secretarias executivas do comitê (Lago Guaíba), conselho (Comam) ou comissão (Cauge), sendo que essas secretarias executivas fizeram a distribuição aos seus respectivos membros. Desse grupo obteve-se somente uma resposta.

Os demais 42 participantes do Grupo Outros Atores receberam o questionário de pesquisa diretamente por e-mail enviado pelo Autor. Desses, foram recebidas 27 respostas. Do DMLU foram convidados 19 atores, obtendo-se 17 respostas.

Em termos percentuais, tem-se nível de resposta ao Questionário 1 de 20,4 % considerando todos os atores convidados; 70,5% se forem excluídos os atores convidados de forma indireta (Lago Guaíba, Comam e Cauge); e de 89,5 % considerando somente os Atores do DMLU.

O Questionário 2 foi enviado somente aos respondentes do Questionário 1 e mais sete outros atores que haviam manifestado interesse em participar dessa etapa e que justificaram a sua não participação na etapa anterior. A porcentagem de respostas obtidas nessa etapa foi de 93,8 %.

Esses índices de resposta ao questionário enviado ficam bem próximos aos valores sugeridos por Wright e Giovinazzo (2000), que indicam uma abstenção nas respostas na ordem de 30 %. Verifica-se uma maior participação dos atores do DMLU e do Grupo Outros Atores daqueles que receberam de forma direta o questionário. Pode-se inferir que a motivação maior desses grupos em participar vem de uma maior expertise e envolvimento no tema de resíduos sólidos, como já apontado por Kontic (2002), e, provavelmente, por possuírem maior aproximação profissional com o Autor desta pesquisa.

Considerando os dois questionários enviados, obteve-se a resposta de 44 ao primeiro e de 45 ao segundo. Esse número está dentro de faixa usual de 40 a 50 participantes em processo participativo de apoio à decisão em sistemas ambientais, como apontado por Noble (2004).

Kontic (2002) destaca a importância da credibilidade e da experiência dos atores sociais para o sucesso de um sistema de suporte à decisão em sistemas ambientais. Analisando a Figura 6.1, verifica-se a grande experiência em gestão e gerenciamento de resíduos sólidos dos entrevistados. Considerando somente os Atores do DMLU, tem-se que 71 % deles têm mais de 10 anos de experiência na área. O grupo Outros Atores tem 41 % com mais de 10 anos de experiência, e, considerando Todos os Atores em um mesmo grupo, a porcentagem de pessoas com mais de 10 anos de atuação no setor é de 52 %.

Considerando a área de formação profissional dos atores convidados, embora um predomínio da formação em engenharia (63,6 %), tem-se a participação de outras áreas do conhecimento, como biologia, geografia, direito, economia e sociologia, entre outros. Essa formação interdisciplinar também é um fator importante que agrega qualidade ao processo decisório.

7.2. Cenários ou alternativas

A construção dos cenários a partir de um cenário atual, chamado de cenário base (Cenário #1 BASE), conforme recomendado por Salhofer *et al.* (2007), considerando as diferentes etapas do sistema de gerenciamento de resíduos urbanos (como coleta, tratamento e disposição final), facilitou a participação dos atores sociais. Isso porque, a partir dessa construção estruturada dos cenários, apresentando um arquivo digital em Excel com as possíveis opções, em termos de fluxo de massa dos resíduos, os atores iam atribuindo porcentagens a serem enviadas a cada tipo de coleta ou tratamento, já visualizando imediatamente o resultado em termos de destinação dos materiais para o cenário que estavam propondo.

A forma estruturada de montagem dos novos cenários mostrou-se válida, facilitando a participação dos atores e resultando em cenários plausíveis. Mesmo assim, alguns participantes da pesquisa relataram algum grau de dificuldade de lidar com o instrumento de pesquisa em Excel enviado. Os motivos dessas dificuldades não foram avaliados mais profundamente, porém, pode-se afirmar que possíveis motivos possam ser conhecimento pouco profundo do programa Excel ou dificuldades de entendimento sobre o próprio sistema de

gerenciamento de resíduos ou das tecnologias de tratamento.

Considerando a identificação dos oito cenários avaliados (Tabela 6.3), o fluxo de massa nesses cenários (Figura 6.2 a 6.8 e Tabela 6.4) e demais resultados apresentados no item 6.2, conclui-se que:

- Por tipo de coleta:
 - No cenário atual, o nível de coleta diferenciada é de 8,4 % do total gerado;
 - Todos os cenários construídos têm maior nível de coleta diferenciada que o Cenário #1 BASE;
 - Os cenários construídos com a participação de Todos Atores têm maior nível de coleta diferenciada que os construídos pelos Atores DMLU;
 - O cenário baseado no conceito de gerenciamento integrado (#8 GICI) tem alto nível de coleta diferenciada (no mesmo nível dos cenários otimistas construídos pelo grupo Todos Atores);
 - Os cenários #6 DASI e #7 QM têm baixo nível de coleta diferenciada, sustentando-se da coleta de rejeitos ou resíduos misturados;
 - Considerando a cobertura da coleta automatizada por containerização, os Atores do DMLU são mais favoráveis à automatização da coleta de rejeitos (ou resíduos misturados), ao passo que os Outros Atores preferem uma maior cobertura da coleta automatizada dos resíduos seletivos (secos e orgânicos).
- Por tipo de tratamento:
 - No cenário atual, não há utilização de tecnologias de digestão anaeróbia, nem de CDR ou de incineração; há a presença de pequena parcela de compostagem e de triagem de resíduos seletivos e de misturados (ou rejeitos);
 - A tecnologia de tratamento por CDR aparece em apenas um dos cenários, o cenário #4 ODT, que é o cenário otimista construído pelos Atores do DMLU;
 - A incineração não aparece como alternativa em nenhum dos cenários construídos exclusivamente pelos Atores do DMLU, o que demonstra resistência desses atores à utilização dessa tecnologia. Já nos cenários construídos por Todos os Atores a incineração surge como possibilidade de tratamento;
 - A compostagem aparece mais fortemente nos cenários construídos com a participação de Todos os Atores, em relação aos dos Atores do DMLU so-

- mente;
- Nos cenários otimistas, tanto do DMLU como de Todos os Atores, a digestão anaeróbia aparece com a mesma quantidade a ser tratada;
 - O processo de triagem de seletivos aparece em todos os cenários, porém com maior intensidade nos cenários otimistas do DMLU e de Todos Atores e no cenário #8 GICI, corroborando com os maiores níveis de coleta diferenciada;
 - Quanto às opções de triagem (manual, mecanizada e mista), os Atores DMLU preferem a triagem mecanizada de resíduos misturados e a triagem mista (mecanizada com parte manual) para os resíduos seletivos. Quando a opinião de Todos os Atores é considerada, a preferência é pela triagem mista dos resíduos misturados e dos seletivos. Em nenhuma dos casos, a triagem 100 % manual (que é modelo atual) foi considerada como uma possibilidade aplicável.
- Disposição final em aterro sanitário:
 - No cenário atual, 91,7 % dos resíduos coletados são dispostos em aterro sanitário;
 - O Cenário #8 GICI foi o que resultou na menor disposição de resíduos (rejeitos) em aterro sanitário, 10,5 %, o que reforça o conceito de gerenciamento integrado, qual seja, a minimização do envio de resíduos à disposição em aterro;
 - Os cenários de queima mássica (#7 QM) e otimista de Todos os Atores (#4 OGTA) vêm em seguida, com respectivamente 16,1 % e 18,6 % de envio para aterro. No caso do cenário construído com Todos os Atores, verifica-se ser o não envio de resíduos ao aterro um aspecto importante do ponto de vista dos atores sociais participantes;
 - O cenário com presença forte da digestão anaeróbia (#6 DASI) resultou na disposição em aterro de 38,3 % dos resíduos (rejeitos); e o cenário otimista do DMLU (#4 ODT) em 34,5 %. Já o cenário pessimista do DMLU resultou no maior envio de resíduos ao aterro, próximo aos valores do cenário atual.

7.3. ICV

A aplicação, utilidade e confiabilidade do programa IWM-2, tem sido relatada amplamente na bibliografia (Sanchez *et al.*, 2000; McDougall *et al.*, 2001; Lopez *et al.*, 2003; Rodriguez-Iglesias *et al.*, 2003; Beigl e Salhofer, 2004; Morrissey e Browne, 2004; Xará *et al.* 2005). A escolha do IWM-2 para a realização do inventário do ciclo de vida mostrou-se adequada, uma vez que ele foi desenvolvido especificamente para ICV de sistema de gerenciamento de resíduo sólidos urbanos e permitiu uma simulação completa dos cenários atual e futuros para o caso estudado nesta pesquisa.

Um aspecto importante a ser considerado é a grande quantidade de dados e informações necessárias para alimentação de entrada do programa de ICV. Os dados de entrada para o cenário atual (Cenário #1 BASE) foram obtidos junto ao DMLU, mostrando ser fundamental que o município tenha um bom banco dados sobre o sistema de manejo de resíduos. Outros dados foram adotados segundo a bibliografia específica referida durante o trabalho, e, para alguns dados de entrada foram adotadas as informações padrão do próprio programa.

A utilização da ferramenta de ICV força o usuário a ter um profundo conhecimento do sistema atual de gerenciamento existente, bem como das tecnologias de tratamento a serem utilizadas para simulação dos cenários futuros.

Os resultados ambientais de ICV apresentados na Tabela 6.11 são melhor interpretados por meio dos indicadores ambientais (discutidos no item seguinte), pois o grande número de informações contidas nas saídas dos inventários dificulta a identificação dos melhores cenários e a tomada de decisão, fato esse já relatado por McDougall *et al.* (2001) e por Stypka (2005). Entretanto, avaliando os dados de ICV, algumas considerações podem ser feitas:

- Considerando a emissão do gás metano, tem-se que as maiores emissões de metano estão nos cenários com maior parcela dos resíduos dispostos em aterro sanitário, estando as menores emissões associadas aos cenários com maior presença da incineração e da compostagem. O cenário de maior emissão foi o Cenário #1 BASE (atual), e o de menor é o #7 QM (com predominância da incineração);
- Considerando a emissão do gás CO₂, as maiores emissões foram nos cenários com presença acentuada da incineração seguido pelo cenário atual, com predominância da disposição em aterro sanitário e do baixo índice de reci-

clagem. O cenário com a menor emissão de CO₂ foi o cenário #6 DASI, que não tem nenhum tipo de tratamento térmico;

- O Cenário #7 QM, por exemplo, apresentou a maior emissão de CO₂ e a menor emissão de metano. Isso ratifica a dificuldade de tomada de decisão apenas em dados do inventário, por isso a tomada de decisão é feita com base nos indicadores que junta as emissões de gases causadores de mudanças climáticas em um único indicador;
- Todos os cenários têm emissão de dioxinas ao ar e, com exceção do Cenário #8 GICI, todos os demais também emitem dioxinas na água. Os cenários com maior emissão de dioxinas no ar são os de baixo índice de reciclagem e tratamento, seguidos em 4º lugar pelo cenário com forte presença de incineração (#7 QM). Entretanto, quando se trata de emissão de dioxinas na água, este Cenário #7 QM é um dos que menos emite esse poluente, junto com o Cenário #8 GICI.

Avaliando os resultados de consumo de energia ou de geração de energia líquida obtidos pelo IWM-2, conforme Tabela 6.12, tem-se o seguinte:

- Na avaliação energética, todos os cenários apresentaram ganho enérgico, mesmo o cenário atual. Isso se deve ao fato de ser considerada no inventário a economia de energia na reciclagem, em relação à fabricação de produtos com matéria-prima virgem, no balanço energético geral;
- Cenários com sistema de coleta mais complexa, com maior participação da coleta diferenciada, têm maior consumo de energia (combustíveis) nessa etapa em relação à coleta dos resíduos misturados;
- Além da economia de energia na reciclagem, ocorre geração de energia líquida nos processos de tratamento biológico (digestão anaeróbia) e de incineração, e também na recuperação energética de biogás do aterro;
- Considerando a recuperação energética do biogás de aterro, não há geração líquida de energia no Cenário #1 BASE, embora tenha a maior disposição de resíduos em aterro entre todos os cenários, porque, no cenário atual, não há a recuperação de energia implantada. Em todos os demais cenários foi simulada a geração energética no aterro sanitário. Os resultados dos cenários #4 OGTA, #7 QM e #8 GICI, que não apresentam geração líquida de energia nessa etapa, ocorrem porque o programa IWM-2 calcula a geração de

biogás somente sobre a fração orgânica disposta em aterro (no Cenário #7 QM, por exemplo, somente resíduos inertes (cinzas) vão para aterro, portanto a geração de biogás é igual a zero).

Da sub-rotina econômica do IWM-2 aproveitaram-se somente os resultados de previsão de receitas de comercialização de subprodutos (inclui receitas da venda de matérias recicláveis, composto e energia líquida). Os demais resultados econômicos foram obtidos por metodologia já detalhada anteriormente. Com base nesses resultados apresentados na Tabela 6.13, pode-se fazer os seguintes comentários:

- Para fins da simulação realizada nesta pesquisa, foi considerado que a receita vinda da comercialização dos recicláveis seria toda destinada ao operador do sistema, no caso o órgão municipal de gestão de resíduos (o DMLU). O resultado calculado, portanto, é econômico e pode diferenciar do resultado financeiro se o órgão gestor resolver, por exemplo, fazer a doação desses materiais recicláveis a cooperativas de catadores. O mesmo critério foi utilizado para os subprodutos composto orgânico e energia líquida;
- Os cenários construídos com a visão otimista dos atores sociais foram os com maior resultado de receita (maior receita do Cenário #5 ODT seguido pelo #4 OGTA);
- A receita da comercialização de subprodutos nos cenários de maior valor obtido é cerca de cinco vezes maior que a receita que seria obtida com a venda dos materiais no cenário atual (“seria”, pois esses materiais são atualmente doados às associações de catadores e não são vendidas diretamente pelo DMLU), mostrando que ainda há um grande potencial de entrada de recursos financeiros por meio do incremento no reaproveitamento.

7.4. AICV

No Capítulo de 6.4, foram apresentados os resultados e as discussões sobre os cenários avaliados considerando isoladamente os indicadores (ambientais, econômicos e sociais) da avaliação de impacto do ciclo de vida.

Nesse item, faz-se uma discussão integrada desses indicadores de sustentabilidade. Considerando os três aspectos da sustentabilidade dos cenários avaliados, pode-se inferir que:

- O cenário atual (#1 BASE) apresenta o pior desempenho ambiental em sete dos oito indicadores: *mudanças climáticas*, *formação de foto-oxidantes*, *acidificação*, *eutrofização*, *uso de energia* e *disposição de recicláveis (secos e orgânicos) para aterro*;
- Os cenários construídos com a visão pessimista dos atores sociais (Cenários #2 PGTA e #3 PDT) tiveram baixo desempenho ambiental, similar ao do cenário atual (#1 BASE);
- O Cenário #7 QM, com forte participação do processo de incineração, teve o pior desempenho ambiental, considerando o indicador *mudanças climáticas*. Já em relação aos indicadores *formação de foto-oxidantes*, *acidificação* e *eutrofização* ficou entre os dois melhores cenários, apresentando o melhor desempenho para o indicador *disposição de recicláveis em aterro* (junto com o cenário #8 GICI). Em relação ao aspecto de recuperação energética, que é colocado como uma das grandes vantagens da incineração, o Cenário #7 QM ficou na quarta colocação atrás dos cenários otimistas dos atores sociais (#4 OGTA e #5 ODT) e do Cenário #8 GICI;
- Considerando a disposição de recicláveis em aterro sanitário os melhores desempenhos ambientais foram dos cenários #7 QM e #8 GICI, ambos com presença do tratamento térmico por incineração. Nesse quesito, ressalta-se o bom desempenho também do cenário otimista construído com a participação de todos os atores sociais;
- Do ponto de vista da análise econômica, o cenário construído com visão otimista dos Atores DMLU apresentou os menores custos (R\$ 210,52/t), evidenciando uma preocupação dos atores do órgão municipal com a questão econômico-financeira da gestão de resíduos, valor esse inferior inclusive ao custo do cenário atual do gerenciamento em Porto Alegre, que é de R\$ 218,46/t. Ressalta-se que nesses custos unitários, as receitas de todo o sistema foram consideradas com sendo receitas diretas do órgão gestor, podendo essas receitas e custos não corresponder à exata execução orçamentária do órgão, mas sim, muito mais, a uma análise econômica global;
- O terceiro menor custo foi do cenário com forte presença da digestão anaeróbia (Cenário #6 DASI, com R\$ 237,87/t), mostrando ser esta uma opção tecnológica interessante sob o aspecto de custos econômicos (a participação da digestão anaeróbia como forma de tratamento também é grande no Cenário

rio #5 ODT, conforme pode ser visto na Tabela 6.4);

- Todos os demais cenários tiveram custos similares, variando entre R\$ 242,11/t e R\$ 267,41/t;
- Pode-se inferir que, apropriando-se todos os custos e todas as receitas do sistema de gerenciamento de resíduos, a questão financeira ou econômica não seria o maior dos entraves para a implantação de uma política de gerenciamento mais avançada e sustentável, visto que o cenário avaliado com maior custo unitário estimado é apenas 22,4 % superior ao custo do cenário atual (lembrando que o cenário de menor custo tem inclusive custo menor que o do cenário atual);
- Com base nos resultados econômicos, quando considerados todas as receitas dos subprodutos, a aplicação de tecnologias mais avançadas (como biodigestão ou incineração) não implica necessariamente em inviabilização em razão dos propagados altos custos envolvidos;
- A sustentabilidade social se dá pela participação social dos atores sociais (Hung *et al.*, 2007) mas também pela adoção de indicadores de sustentabilidade social (Den Boer *et al.*, 2005d); esses dois conceitos foram aplicados na presente pesquisa, sendo que a participação dos atores sociais foi discutida no item 7.1 deste Capítulo;
- Conforme já discutido no Capítulo 6.4.3, os indicadores sociais tiveram desempenho bastante similar para todos os cenários. Como muitas das variáveis de entrada de cálculo desses indicadores para as unidades de tratamento futuras a serem implantadas foram estimadas, uma vez que não foi possível estabelecer com exatidão os seus valores, esse resultado já era esperado;
- Em termos de qualidade dos empregos gerados, a pior situação é a do cenário atual (Cenário #1 BASE), com os demais cenários apresentado desempenho similar entre eles. Já para o indicador quantidade de empregos, o pior cenário é construído com a visão pessimista dos Atores DMLU (#3 PDT), e o de melhor desempenho social e com alta participação da digestão anaeróbia (#6 DASI);
- O indicador “*taxa de recuperação – TaRe*” teve melhor desempenho para o cenário de gerenciamento integrado (#8 GICI) seguido pelos cenários construídos com a visão otimista dos atores sociais (#4 OGTA e #5 ODT).

A definição de qual o cenário mais sustentável com base apenas nos resultados de ICV, ou mesmo com base nos resultados dos indicadores de sustentabilidade, não é tarefa fácil, e como discutido acima, por mais que os indicadores sistematizem e condensem as informações, ainda assim, a tomada de decisão sobre qual o melhor cenário não se dá, ainda, de maneira clara e inequívoca, considerando a quantidade de indicadores (26 indicadores ao total). A adoção dos índices de sustentabilidade visa superar essa dificuldade e limitação, conforme discutido a seguir.

7.5. Hierarquização dos cenários

A hierarquização dos cenários resultante da avaliação de impacto do ciclo de vida – AICV – está apresentada e discutida no Capítulo 6.5, com ordem de sustentabilidade baseada no índice geral apresentado na Figura 6.23. Avaliando essa hierarquização e os fluxos de massa dos cenários (Tabela 6.4), tem-se o seguinte:

- Dos cinco primeiros colocados, três (o mais sustentável, #5 ODT; o terceiro, que é o #4 OGTA; e o quinto #8 GICI) têm concepção de tipos de coleta e tipos de tratamento bastante similares, especialmente nos dois últimos. Esse fato evidencia que os atores sociais convidados têm como visão otimista a concepção dos cenários por meio do conceito de gerenciamento integrado, incluindo a coleta diferenciada e os diversos tipos de tratamento, minimizando o envio de rejeitos ao aterro sanitário. O Cenário #5 ODT (construído pelos Atores DMLU) difere mais profundamente somente no tipo de tratamento térmico adotado, em que, em vez de incineração, é adotado o CDR;
- Pode-se concluir que a adoção da tecnologia de CDR pelos Atores DMLU resultou na vantagem em relação aos outros dois, que adotam a incineração. Ressalta-se que o mercado para comercialização do CDR para queima industrial não é um mercado atualmente existente em Porto Alegre ou mesmo no Brasil. Mas o mesmo ocorre para a indústria da reciclagem e o mercado do composto, que também deverão ser desenvolvido para atender o incremento de até 400 % da reciclagem de materiais em alguns dos cenários. A incerteza do mercado estende-se, portanto, a todos os subprodutos e não só ao CDR;
- A digestão anaeróbia apresentou grande viabilidade em termos de índice de sustentabilidade geral, alcançando a segunda colocação na hierarquização

dos cenários, o que mostra o potencial dessa tecnologia;

- Cenário com forte presença da incineração mássica, que é a queima dos resíduos sem a separação prévia (somente a coleta seletiva de 25 % dos recicláveis), o Cenário #7 QM ficou na terceira posição com pesos Atores DMLU e na quarta posição adotando pesos de Todos Atores, mostrando ser essa uma alternativa tecnológica que não pode ser descartada e deve ser considerada na montagem de alternativas de gerenciamento de RSU;
- Observa-se que, com base nos critérios objetivos dos indicadores o cenário com incineração tenha sido bem posicionado pelo índice de sustentabilidade geral, tanto pelos pesos dos indicadores e subíndices atribuídos pelos Atores DMLU e por Todos os Atores. Entretanto, quando os mesmo atores foram solicitados a ordenar os cenários com base em sua percepção pessoal de sustentabilidade, o Cenário #7 QM ficou em 6º pela percepção de Todos Atores e em último pela percepção dos Atores DMLU (ver Tabela 6.23), mostrando haver um conceito formado na sociedade, pelo menos na sociedade portoalegrense, contrária à incineração.

O melhor cenário segundo o índice de sustentabilidade geral, o Cenário #5 ODT, tem 2 % de coleta por tipo de material e envio direto à reciclagem; 24 % de coleta seletiva de recicláveis “secos”; 30 % de coleta seletiva de orgânicos; e 44 % de coleta de rejeitos (ou resíduos misturados). Em relação ao nível de cobertura da coleta containerizada, nesse cenário, adotou-se 50 % da coleta automatiza em contêineres para as coletas seletivas e 70 % para a coleta dos rejeitos.

Em relação aos tipos de tratamento, esse cenário conta com unidade de triagem mista (manual e mecanizada) de resíduos seletivos com capacidade para 24 % dos resíduos; unidade de triagem mecanizada de resíduos misturados com capacidade para 17 % dos resíduos; digestão anaeróbia de 20 %; compostagem com capacidade para 32,5 % dos resíduos coletados; e produção de CDR com 14,3 dos resíduos coletados. Resulta esse cenário no envio de 34,5 % dos resíduos coletados para disposição final em aterro sanitário.

A análise de sensibilidade na hierarquização final dos cenários permite concluir que essa ordenação mostrou-se muito robusta e pouco sensível à alteração, em especial nos quatro cenários de melhor desempenho geral.

A validação final dos resultados desta pesquisa foi feita como relatado no Apêndi-

ce H, em oficina com participação dos técnicos especialistas e gestores do DMLU, em um total de 13 pessoas. A totalidade desses Atores DMLU (100 %) considerou válida a metodologia aplicada e que a mesma facilita a tomada de decisão dos gestores municipais, pois considera os três aspectos da sustentabilidade e está baseada em critérios técnicos e permite a avaliação das inúmeras variáveis e parâmetros presentes no processo decisório.

Quanto à validação da hierarquização final apontada pela metodologia aplicada nessa pesquisa, resultando na ordem de sustentabilidade geral dos cenários conforme Figura 6.23, onze dos treze Atores DMLU (ou seja, 85 %) anuíram que a ordenação final obtida realmente seria a melhor alternativa para o gerenciamento dos RSU em Porto Alegre. Desses onze atores, nove escolheram como a ordenação de preferência a obtida com os pesos dos Atores DMLU para os subíndices (ordem de cenários da Coluna 1 da Figura AH.1 do Apêndice H), e 2 atores a ordenação do Todos Atores (Coluna 2 da Figura AH.1). Os dois atores que propuseram ordenação final dos cenários diferente das ordenações da Figura 6.23 alteraram especialmente a ordem dos cenários #1 BASE (para melhor) e #7 QM (para pior), ratificando o já discutido anteriormente, que há valorização do aspecto econômico no primeiro caso e uma rejeição ao processo de incineração, no segundo.

Em todos os casos, em 100 % das validações, os Atores do DMLU colocaram o Cenário #5 ODT (cenário construído com a visão otimista dos Atores DMLU e classificado como o mais sustentável pelo ISG) como o mais sustentável e o Cenário #6 DASI como o segundo de melhor desempenho. Confirma-se, assim, que os decisores do órgão municipal concordaram, unanimemente, com a ordenação final dos dois cenários classificados como os de melhor desempenho geral, os mais sustentáveis.

7.6. Análise final e verificação da hipótese de pesquisa

Os cenários construídos com a visão pessimista dos atores sociais (cenários mais prováveis, segundo a visão dos atores) ficaram nas últimas colocações com base no índice de sustentabilidade geral, junto com o cenário atual. Por outro lado, os cenários construídos com a visão otimista dos atores sociais ficaram nas primeiras colocações, junto com os cenários que priorizam a digestão anaeróbia e a incineração (esses dois últimos construídos pelo Autor desta pesquisa).

Merece destaque que o cenário mais sustentável (#5 ODT) foi construído com a visão otimista dos Atores DMLU, e, por outro lado, o cenário com pior desempenho geral foi

o #3 PDT, construído também pelos Atores DMLU, mas com a visão pessimista ou que esses acham o mais provável de ser implantado.

A hipótese de pesquisa apresentada nesta Tese é a de que a participação social por meio de técnicas estruturadas de apoio à decisão resulta em sistema de gerenciamento de resíduos sólidos mais sustentável. Com a análise dos resultados alcançados e as discussões feitas, conclui-se que a hipótese se verifica em parte, pois a forma estruturada como a montagem dos cenários foi submetida aos atores permitiu um bom entendimento por parte desses, implicando em cenários consistentes sem grandes distorções ou apresentação de valores não aplicáveis à realidade local.

A participação dos atores sociais externos ao DMLU, resultando no cenário com participação de Todos os Atores (Cenário #4 OGTA) teve bom desempenho, ficando em terceira colocação, com pesos de Todos Atores, com índice de sustentabilidade geral de 0,399 e 0,444 para pesos Atores DMLU (índice varia de 0 a 1, sendo que quanto mais próximo a 0 mais sustentável). No entanto, o cenário mais sustentável foi o construído com a participação dos Atores do DMLU, Cenário #5 ODT, que apresentou índices de sustentabilidade geral de 0,291 e 0,271 para pesos Todos Atores e pesos Atores DMLU, respectivamente (Tabela AG.6).

Corroborando para a afirmação de verificação parcial da hipótese de pesquisa o fato de, mesmo o Cenário #4 OGTA não tendo apresentado o melhor índice de sustentabilidade geral, quando considerados os subíndices parciais, esse cenário teve o melhor desempenho (ficou na 1ª colocação) para os aspectos ambiental e social (ficando, entretanto em 7º no aspecto econômico). Frente a isso, conclui-se que os Atores DMLU, além de construírem o cenário mais sustentável, também construíram o cenário mais econômico (ficando em terceiro nos aspectos ambiental e social), mostrando uma preocupação especial desses atores com a questão da sustentabilidade econômica, enquanto os outros atores (de fora do DMLU) mostraram uma maior preocupação ambiental e social, relevando a questão econômica a um segundo plano.

Por fim, destaca-se que todos os atores sociais participantes da pesquisa, tanto os do DMLU quanto os atores externos, têm grande envolvimento na área ambiental ou de resíduos sólidos bem como experiência profissional superior acima de 10 anos, em 40 % dos entrevistados, fato esse que certamente contribuiu para o entendimento da ferramenta da pesquisa e que permitiu ao Autor chegar a resultados consistentes.

8. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

8.1. Conclusões

As conclusões gerais da pesquisa são apresentadas tendo como base os objetivos gerais propostos do Capítulo 2, que foram avaliados por meio da metodologia descrita no Capítulo 4. A metodologia foi aplicada tendo o sistema de gerenciamento integrado de Porto Alegre (RS) como estudo de caso, com os dados utilizados estando apresentados no Capítulo 5.

As conclusões aqui apresentadas surgem dos resultados e das discussões realizadas nos Capítulos 6 e 7, concluindo-se o seguinte:

a) A utilização de técnicas estruturadas de apoio à decisão mostrou-se factível na construção de possíveis cenários futuros de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos, sendo que a construção de fluxograma (balanço de massa) do cenário atual ajudou os atores sociais a entenderem o processo, e a partir daí, construir suas contribuições para alternativas futuras;

b) Os cenários construídos pela participação de atores sociais de fora do DMLU, em comparação aos cenários construídos com a opinião dos atores do DMLU, apresentaram maior nível de coleta diferenciada, maior cobertura da coleta automatizada (containerizada) para os resíduos seletivos, maior participação do processo de compostagem como forma de tratamento e um menor envio de resíduos (rejeitos) para aterro sanitário. A digestão anaeróbia apareceu como opção em ambos os grupos de decisores (“atores DMLU” e “todos os atores”), assim como os dois grupos mostraram rejeição à tecnologia de incineração quando fizeram a hierarquização dos cenários com base na percepção pessoal dos atores;

c) A experiência profissional e a relação cotidiana mais direta dos atores sociais com a área ambiental e o gerenciamento de resíduos, juntamente com uma inquirição mais direta pelo condutor da pesquisa, parecem ser fatores importantes que aumentam a participação efetiva desses atores;

d) A utilização de programas computacionais, especialmente na etapa de inventário do ciclo de vida, apesar de necessitar de um grande número de dados e de informações

para a sua alimentação (o que requer a intervenção de um especialista), mostrou-se viável para apoio à decisão para a definição de sistemas integrados e sustentáveis de gerenciamento de resíduos urbanos;

e) O cenário atual de gerenciamento de resíduos de Porto Alegre apresentou o pior desempenho do subíndice de sustentabilidade ambiental entre todos os cenários avaliados. Desempenho similar a esse cenário atual (ou cenário base) tiveram os cenários construídos pelos atores considerando as prováveis alternativas de gerenciamento no futuro em Porto Alegre, mostrando uma visão pessimista desses atores. Já quando considerada a visão otimista dos atores (aquela que eles julgam a mais apropriada), os cenários construídos estão entre os quatro de melhor desempenho ambiental;

f) O cenário construído com a visão otimista dos atores do DMLU foi o que apresentou o menor custo unitário líquido final, evidenciando a preocupação dos técnicos e dos gestores do órgão municipal com os aspectos da sustentabilidade financeira;

g) Conclui-se também que mesmo adotando técnicas mais avançadas, como a coleta diferenciada e o tratamento por digestão anaeróbia ou processos térmicos, os custos unitários finais não seriam os principais impeditivos para a melhoria no sistema de gerenciamento, pois o cenário com maior custo ficou apenas 22 % acima do custo do cenário atual;

h) Os cenários apresentaram desempenho similar para o subíndice de sustentabilidade social, sendo que o pior desempenho social foi do cenário atual, mostrando que a participação de catadores no processo, por si só, com base nos indicadores sociais utilizados, não garante um desempenho social superior. Os melhores desempenhos nos aspectos sociais foram dos cenários construídos com a participação dos atores sociais (tanto do DMLU como de todos os atores) juntamente com o cenário com forte participação da digestão anaeróbia;

i) A adoção do índice de sustentabilidade geral mostrou-se eficiente para a hierarquização final da sustentabilidade dos cenários, utilizando a ponderação dos subíndices (ambiental, econômico e social) com os pesos definidos com a participação dos atores convidados;

j) Avaliando os impactos ambientais de AICV para as etapas do sistema de gerenciamento, nos quatro cenários mais sustentáveis, verifica-se que a etapa de coleta tem extrema importância quanto ao uso de energia, em função do elevado consumo de combustíveis, e também quanto à contribuição ao indicador mudanças climáticas. A etapa de triagem mecanizada pode apresentar importante impacto em uso de energia, sendo que o tratamento biológico

por meio da compostagem ou da digestão anaeróbia, também apresentam bom desempenho ambiental. O tratamento térmico, se, por um lado, tem a maior geração de energia entre as tecnologias de tratamento, apresenta também a maior contribuição no indicador mudanças climáticas e grande impacto em toxicidade humana pela liberação de elementos tóxicos. Entretanto deve-se ressaltar a importância da etapa reciclagem, que apresenta benefícios ambientais em todos os cenários avaliados, mostrando a importância da priorização dessa alternativa na montagem de cenários futuros de gerenciamento;

k) Avaliando os impactos econômicos de AICV para as etapas do sistema de gerenciamento, nos quatro cenários mais sustentáveis, verifica-se a importância da coleta frente aos custos totais do sistema, podendo o custo da coleta representar entre 45 a 60 % dos custos ou despesas totais. O tratamento dos resíduos, especialmente por meio da incineração, resulta em incremento dos custos totais. Deve-se, entretanto, considerar que as receitas também aumentam com o incremento do reaproveitamento e da reciclagem dos resíduos, resultando em custos finais que podem ser absorvidos, ainda mais, considerando os outros benefícios (ambientais e sociais);

l) A aplicação da metodologia proposta pela pesquisa ao sistema de gerenciamento de resíduos urbanos da cidade Porto Alegre, com base nos indicadores de sustentabilidade geral, resultou em que o cenário mais sustentável foi o construído pelos atores DMLU, mostrando uma visão apurada dos técnicos do município em relação a modelos de gerenciamento de RSU. Por outro lado, a participação de outros atores sociais de fora do órgão municipal também resultou em cenário com excelente desempenho geral. Conclui-se ainda que as tecnologias de tratamento de compostagem, digestão anaeróbia, CDR e incineração devem ser consideradas quando da montagem de cenários futuros de gerenciamento de RSU para a realidade brasileira, em especial de cidades de médio a grande porte como Porto Alegre;

m) Por fim, pode-se concluir que a utilização de processos estruturados de apoio à decisão, adotando cenários futuros construídos com participação de atores sociais e avaliados por meio da aplicação de técnicas de avaliação do ciclo de vida e de indicadores de sustentabilidade, permite a definição de alternativas e modelos de gerenciamento de RSU que atendam aos preceitos da Política Nacional de Resíduos Sólidos, em especial no que tange à maximização da reciclagem com envio para aterro sanitário apenas dos rejeitos.

8.2. Recomendações e sugestão de estudos futuros

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

a) Propor metodologias mais simples que propiciem a avaliação da participação, além de técnicos especialistas do órgão municipal e de atores convidados que estejam ligados à área ambiental e à de resíduos sólidos, também da população em geral a partir de processos ampliados de participação;

b) Como a participação dos atores, tanto dos técnicos especialistas quanto dos de fora do órgão de gestão de RSU, se mostrou viável e aplicável por meio de uma metodologia estruturada de apoio à decisão, propõe-se que sejam mais explorados os aspectos desta participação, utilizando não só a ferramenta de questionários, mas mais por intermédio de oficinas ou participações presenciais, proporcionando o aprendizado por parte de todos os atores ao longo do processo de decisão;

c) Desenvolver curvas de custos de implantação e de operação para as unidades de tratamento baseadas na experiência e na realidade do Brasil;

d) Aprofundar estudos e desenvolver banco de dados e ferramentas de ICV – Inventário do Ciclo de Vida – para o caso específico do Brasil;

e) Realizar pesquisas no sentido de avaliar melhor os indicadores sociais utilizados nesta pesquisa, que foram adaptados a partir da bibliografia pesquisa, mas cujas metodologias de cálculo deveriam ser adaptadas às condições e à realidade brasileira;

f) Aprofundar estudos de sensibilidade quanto aos diversos parâmetros e indicadores utilizados nesta pesquisa para avaliar o grau de robustez de mudança na hierarquização final dos cenários em relação às mudanças em cada um desses parâmetros ou indicadores;

g) Com base no estudo realizado, desenvolver metodologia mais simplificada e amigável que possa ser utilizada em municípios diversos e que não disponham de todas as informações utilizadas no presente trabalho. Entende-se que seja um campo vasto para pesquisa aplicada, especialmente quando vivemos no Brasil a urgência da implementação das diretrizes da Política Nacional de Resíduos Sólidos, e quando se faz necessária a profissionalização do setor de gestão de resíduos sólidos urbanos nesse país.

9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÚDOS ESPECIAIS, 2006. *Panorama de resíduos sólidos no Brasil – 2006*. ABRELPE: São Paulo, 157p.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. 1985. *Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos: NBR-8419*. ABNT: Rio de Janeiro, 9p.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2001. *Gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Princípios e estrutura*. NBR ISO 14.040. ABNT: Rio de Janeiro, 9p.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2004. *Gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Definição de objetivo e escopo e análise de inventário*. NBR ISO 14.041. ABNT: Rio de Janeiro, 25p.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2009. *Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida – Requisitos e orientações*. NBR ISO 14.044. ABNT: Rio de Janeiro, 17p.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2004. *Resíduos Sólidos: classificação*. NBR 10.004. ABNT: Rio de Janeiro, 71p.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2005. *Gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Interpretação do ciclo de vida*. NBR ISO 14.043. ABNT: Rio de Janeiro, 19p.
- ABREU, M.F. 2002. Programa Nacional Lixo & Cidadania: *Conquistas, Desafios e Perspectivas*. www.lixoecidadania.org.br.
- ARENA, U.; MASTELLONE, M.L.; PERUGINI, F. 2003. The environmental performance of alternative solid waste management options: a life cycle assessment study. *Chemical Engineering Journal*. v.96, n.1-3, p.207-222.
- ASSEFA, G., BJÖRKLUND, A., ERIKSSON, O., FROSTELL, B. 2005. ORWARE: an aid to environmental technology chain assessment. *Journal of Cleaner Production*. v.13, n.3, p.265-274.
- BANA E COSTA, C.A., STEWART, T.J., VANSNICK, J.C. 1997. Multicriteria decision analysis: some thoughts based on the tutorial and discussion sessions of the ESIGMA meetings. *European Journal of Operational Research*, v.99, n.1, p.28–37.
- BARE, J.C.; NORRIS, G.A.; PENNINGTON, D.W.; MCKONE, T. 2003. TRACI: The Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and Other Environmental Impacts. *Journal of Industrial Ecology*, v.6, n.3, p. 49-78.
- BARLISHEN, K.D. E BAETZ, B.W. 1996. Development of a decision support system for municipal solid waste management systems planning. *Waste Management and Research*. v.14, n.1, p.71-86.

- BEIGL, P. E SALHOFER, S. 2004. Comparison of ecological and costs of communal waste management systems. *Resources Conservation and Recycling*. v.41, n.2, p.83-102.
- BENGTSSON, M. 2001. Weighting in practice. Implications for the use of life-cycle assessment in decision-making. *Journal of Industrial Ecology*. v.4, p.47-60.
- BERG, S. 1997. Some aspects of LCA in the analysis of forestry operations. *Journal of Cleaner Production*. v.5, p.211-218.
- BIDONE, F.R.A.; POVINELLI, J. 1999. *Conceitos básicos de resíduos sólidos*. 1. Ed. São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos, 1999. 120p.
- BOVEA, M.D. E POWELL, J.C. 2006. Alternative scenarios to meet the demands of sustainable waste management. *Journal of Environmental Management*. v.79, n.2, p.115-132.
- BRAGA, F.S.; NÓBREGA, C.C.; HENRIQUES, V.M. 2000. *Estudo de composição dos resíduos domiciliares em Vitória – ES*. Disponível http://www.ablp.org.br/acervoPDF/01_LP55.pdf acessado em abril de 2013.
- BRAND, G.; BRAUNSCHWEIG, A.; SCHEIDEGGER, A.; SCHWANK, O. 2004. Weighting in Ecobalances with the Ecoscarcity Method – Ecofactors 1997. BUWAL (SAFEL) Environment Series N. 297, Bern 1998.
- BRASIL. 2001. Estatuto das Cidades. Lei nº 10.257, de 10 de julho de 2001. Regulamenta os arts. 182 e 183 da Constituição Federal, estabelece diretrizes gerais da política urbana e dá outras providências. DOU, S.1 – Atos Poder Legislativo, Ed.133 de 11/07/2001. Brasil, Brasília: Senado Federal, Gabinete do Senador Pedro Simon, 2003. 77p.
- BRASIL. 2005. Lei dos Consórcios Públicos. Lei nº 11.107, de 6 de abril de 2005. Dispõe sobre normas gerais de contratação de consórcios públicos e dá outras providências. DOU, S.1 – Atos Poder Legislativo, Ed.133 de 7/04/2005.
- BRASIL. Ministério das Cidades. 2008. Programa de Modernização do Setor Saneamento – PMSS. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS. *Diagnóstico do manejo de resíduos sólidos urbanos – 2006*. Brasília: MCIDADES. SNSA, 2008. 246 p.
- BRASIL. 2010. Política Nacional de Resíduos Sólidos. Lei nº 12.305, de 2 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. DOU, S.1 – Atos Poder Legislativo, Ed.147 de 3/08/2010.
- CAMPOS, H.K.T. E ABREU, M.F. 1995. Integrated Waste Management Systems of Belo Horizonte City. In: LATIN AMERICAN-SWEDISH SEMINAR ON SOLID WASTE MANAGEMENT, Rio de Janeiro, 1995. p.35-44.
- CARRION, O.B.K.; SCUSSEL, M.C.B. 2000. *Condições de moradia e comprometimento familiar com habitação e transporte na Região Metropolitana de Porto Alegre*. In: V ENCONTRO NACIONAL DE ECONOMIA POLÍTICA. Fortaleza. *Anais...* Fortaleza: SEP (Sociedade Brasileira de Economia Política, 2000.
- CASTILHOS Jr., A.B.; (Coordenador). 2006. *Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários*. Castilhos Jr., A.B. (Coordenador). Rio de Janeiro: ABES, Projeto PROSAB, 2006, 475.
- CEMPRE. 2008a. Compromisso Empresarial para Reciclagem – CEMPRE. Disponível em: www.cempre.org.br.

- CEMPRE. 2008b. Compromisso Empresarial para Reciclagem – CEMRE. São Paulo: Cempre Informa, N.99, Maio-Junho 2008.
- CEPIS. 2005. Evaluacion Regional de los Servicios de Manejo de Resíduos Sólidos Municipales. CEPIS: Centro Panamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental e Ciências do Ambiente. OPS-OMS. www.cepis.ops-oms.org.
- CEVALLOS, D. 2008. Acaba o tempo para o lixo do México. *Terramérica: Meio Ambiente e Desenvolvimento*. Disponível em: <http://www.tierramerica.info/nota.php?lang=port&idnews=2926>, acessado em 16.set.2008.
- CHEHEBE, J.R.B. 1998. *Análise do ciclo de vida de produtos* – Ferramenta gerencial da ISO 14000. Rio de Janeiro: Qualitymarket Ed. 104p.
- CHOGUILL, C.L. 1996. Ten steps to sustainable infrastructure. *Habitat International*. v.20, n.3, p.389-404.
- CINTRA, I.S.; COSTA, B.M.P.; LIBÂNIO, P.A.C. E CHERNICHARO, C.A.L. 2003. Proposta de metodologia para caracterização de resíduos sólidos urbanos. In: 22º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Anais... CD. Joinville: ABES, 2003.
- CODESC. 2003. Companhia de Desenvolvimento de Santa Catarina. Plano Diretor Regional de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos Urbanos – PDRS. Regiões Metropolitanas de Florianópolis, Vale do Rio Itajaí, Foz do Rio Itajaí. Florianópolis – SC: Tractebel Energia, CODESC, fev. 2003. CD-ROM.
- COMISSÃO Mundial sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento. 1991. Nosso futuro comum. Ed. Fundação Getúlio Vargas, 2ª edição.
- CONSELHO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE. 2006. Resolução CONSEMA nº 128/2006. Dispõe sobre a fixação de Padrões de Emissão de Efluentes Líquidos para fontes de emissão que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul.
- CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. 1986. Resolução CONAMA nº 001, de 23 de janeiro de 1986. Publicado no D.O.U de 17 de fevereiro de 1986. Estabelece os critérios básicos e as diretrizes gerais para uso e implementação da Avaliação de Impacto Ambiental como um dos instrumentos da Política Nacional do Meio Ambiente.
- CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. 2005. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.
- CONSONNI, S., GIUGLIANO, M., GROSSO, M. 2005. Alternative strategies for energy recovery from municipal solid waste – Part B: Emission and cost estimates. *Waste Management*. v.25, p.137-148.
- CONSÓRCIO Intermunicipal para Gestão dos Resíduos Sólidos Urbanos: Região Metropolitana de Curitiba. 2008. Consórcio intermunicipal – Protocolo de intenções e plano de gerenciamento do tratamento e destinação final de resíduos. *Seminário Regional de Resíduos*. PMC: Curitiba, 2008.
- COSTA, B.M.P.; LIBÂNIO, P.A.C.; CINTRA, I.S. E CHERNICHARO, C.A.L. 2003. Avaliação da metodologia de amostragem para caracterização de resíduos sólidos urbanos. In: 22º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIEN-

- TAL. Anais... CD. Joinville: ABES, 2003.
- COTRIM, S.L.S. 2007. *Remoção dos resíduos sólidos do sistema de drenagem pluvial de Porto Alegre*. Monografia (conclusão de Curso). PMSS – Programa de Modernização do Setor de Saneamento do Ministério das Cidades. Curso de Gestão Integrada das Águas e dos Resíduos Sólidos na Cidade – 2ª Edição. 2007.
- D'ALMEIDA, M.L. E VILHENA, A. (Coord.) 2000. *Lixo Municipal*. Manual de gerenciamento integrado. 2.ed. São Paulo, IPT/CEMPRE, 370 p.
- DAVISON, S.; BENNETT, P. AND MCDOUGALL, F.R. 2000. Local Authority Decision Making: Life Cycle Inventory Tools for Solid Waste Management. (não publicado).
- DE BAERE, L. 2003. *State-of-the-art of anaerobic digestion of municipal solid waste*. In: NINTH INTERNATIONAL WASTE MANAGEMENT AND LANDFILL SYMPOSIUM, 2003, Cagliari, Italy. *Proceedings*. CISA p.1–9.
- DE MARCHI, B.; FUNTOWICZ, S.O.; LO CASCIO, S.; MUNDA, G. 2000. Combining participative and institutional approaches with multicriteria evaluation. An empirical study for water issues in Troina, Sicily. *Ecological Economics*. v.34, p.267-282.
- DEN BOER, E.; DEN BOER, J.; BERGER, J.; JAGER, J. 2005a. Waste management planning and optimization. Handbook of municipal waste prognosis and sustainability assessment of waste management systems. Ibidem-Verlart: Stuttgart, 306p.
- DEN BOER, E.; DEN BOER, J.; JAGER, J.; RODRIGO, J.; MENESES, M.; CASTELLS, J.; SCHANNE, L. 2005b. Deliverable Report on D3.1 and D3.2: Environmental Sustainability Criteria and Indicators for waste management (Work package 3). Darmstadt, 198p.
- DEN BOER, E.; DEN BOER, J.; JAGER, J.; RODRIGO, J.; MENESES, M.; CASTELLS, J.; SCHANNE, L. 2005c. Deliverable Report on D3.1 and D3.2: Environmental Sustainability Criteria and Indicators for waste management (Work package 3). Darmstadt, 198p.
- DEN BOER, E.; DEN BOER, J.; BERGER, J.; JAGER, J.; RODRIGO, J.; MENESES, M.; CASTELLS, J.; NATUS-YILDIZ, U.; DILEWSKI, G.; BORAN, O. 2005d. Deliverable Report on D5.1 and D5.2: Social Sustainability Criteria and Indicators for waste management (Work package 5). Darmstadt, 198p.
- DEN BOER, J.; DEN BOER, E.; JAGER, J. 2007. LCA-IWM: A decision support tool for sustainability assessment of waste management systems. *Waste Management*. v.27, p.1032-1045.
- DEPARTAMENTO MUNICIPAL DE LIMPEZA URBANA – DMLU: PORTO ALEGRE. 2011. Execução orçamentária de 2010. (Não publicado).
- DEPARTAMENTO MUNICIPAL DE LIMPEZA URBANA – DMLU: PORTO ALEGRE. 2012. Relatórios gerenciais internos do DMLU. (Não publicado).
- DENISON, R.A. 1996. Environmental life cycle comparisons of recycling, landfilling and incineration: a review of recent studies. *Annual Review of Energy and Environment*. v.21, p.191-237.
- DOBSON, I.D. 1996. Life cycle assessment for painting processes: putting the VOC issue in perspective. *Progress in Organic Coating*. v.27, p.55-63.
- ELLWANGER, R.M.; REIS, M.F.P.; PESCADOR, F.S.; REICHERT, G.A.; POLESE, O. 2002. Proposta de implantação de compostagem caseira no município de Porto Alegre. In: III SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE QUALIDADE AMBIENTAL. *Anais...* Porto Alegre: ABES, 2002.

- EL-FADEL, M., BOU-ZEID, E., CHAHINE, W. E ALAYLI, B. 2002. Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content. *Waste Management*. v.22, p:269-282.
- ENSSLIN, L.; MONTIBELLER NETO, G. E NORONHA, S.M. 2001. *Apoio à decisão*. Metodologias para estruturação de problemas e avaliação multicritério de alternativas. Florianópolis: Ed. Insular. 296p.
- ERIKSSON, O., REICH, M.C., FROSTELL, B., BJÖRKLUND, A., ASSEFA, G., SUNDQVIST, J.-O., GRANATH, I.J., BAKY, A., THYSELIUS, L. 2005. Municipal solid waste management from a systems perspective. *Journal of Cleaner Production*. v.13, p.241-252.
- ESTADO UNIDOS. Environmental Protection Agency. 1989. *Federal Register: Pollution Prevention Policy Statement*. US EPA, v.54.
- ESTADO UNIDOS. Environmental Protection Agency. 2002. *Solid waste management and greenhouse gases: A life-cycle assessment of emissions and sinks*. US EPA: 2.ed. EPA530-R-02-006 May 2002.
- FINNVEDEN, G. 1997. Valuation methods within LCA – where are the values? *International Journal of LCA*. v.2, p.163-169.
- FINNVEDEN, G. 1999. Methodological aspects of life cycle assessment of integrated solid waste management systems. *Resources, Conservation and Recycling*. v.26, p.173-187.
- FINNVEDEN, G. E EKVALL, T. 1997. Life cycle assessment as a decision-support tool – the case of recycling versus incineration of paper. *Resources, Conservation and Recycling*. V.24, p.235-256.
- FINKBEINER, M., HOFFMANN, E., KREISER, G. 1997. Environmental auditing: the functional unit in the life cycle inventory analysis of degreasing processes in the metal-processing industry. *Environmental Management*. v.21, p.635-677.
- GOEDKOOP, M. E SPRIENSMA, R. 2001. The Eco-indicator 99: A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment – Methodology Report. Third edition. Disponível em www.pre.nl. Acessado em abril de 2012.
- GOEDKOOP, M.J., HEIJUNGS, R., HUIBREGTS, M.A.J., DE SCHRYVER, A., STRUIJS, J., VAN ZELM, R. 2009. ReCiPe 2008. A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the end point level. First edition Report. 132p. Disponível em <http://www.lcia-recipe.net/>, acesso em 28.8.2012.
- GONÇALVES, P. 2003. *A reciclagem integradora dos aspectos ambientais, sociais e econômicos*. Rio de Janeiro: DP&A: Fase, 182 p.
- GRAEDEL, T.E., ALLENBY, B.R., COMRIE, P.R. 1995. Pollution prevention: matrix approaches to abridged life cycle assessment. *Environmental Science Technology*. v.29, p. 134A-143A.
- GUINÉE, J.B.; GORRÉE, M.; HEIJUNGS, R.; HUPPES, G.; KLEIJN, R.; KONING, A.; VAN OERS, L.; SLEESWIJK, A.W.; SUH, S.; HAES, H.A.U.; BRUIJIN, H.; VAN DUIN, R.; HUIJBREGTS, M.A.J.; LINDEIJER, E.; ROORDA, A.A.H., VAN DER VEN, B.L; WEIDEMA, B.P. 2001. Handbook on life cycle assessment: An operational guide to the ISO standards. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. 708p.
- HAMADA, J. 2003. *Resíduos sólidos: conceituação e caracterização*. UNESP: Geresol - Grupo de Estudos de Resíduos Sólidos. 20p.

- HAUSCHILD, M.; POTTING, J. 2004. Spatial differentiation in life cycle impact assessment – the EDIP2003 methodology. Guidelines from the Danish Environmental Protection Agency, Copenhagen, 2004 (in press).
- HOFFMANN, L.T. 2008. Sistema de apoio à decisão em escala alpina. Disponível em <http://www.lac.inpe.br/~hoffmann/publicacoes/2001c01.pdf>, acessado em outubro de 2008.
- HUERGO, M. 2002. Composição detalhada dos resíduos seletivos de Porto Alegre comercializados pelas UTs. DMLU: Assessoria às UTs (não publicado).
- HUNG, M.L., MA, H.W., YANG, W.F. 2007. A novel sustainable decision making model for municipal solid waste management. *Waste Management*. v.27, p.209-219.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. 2010. Pesquisa Nacional de Saneamento Básico – PNSB. Rio de Janeiro: IBGE, 2010.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. 2012. Estimativa populacional. Rio de Janeiro: IBGE, 2012. Disponível em www.ibge.gov.br, acessado em junho de 2012.
- IPES. 2006. Mejoramiento de las condiciones de vida de recicladores informales. Consultoría para el BID, (ATN/NP-8779-RS): Reporte final. IPES: Promoción del Desarrollo Sostenible, 2006.
- ITSUBO, N.; SAKAGAMI, M.; WASHIDA, T.; KOKUBU, K.; INABA, A. 2004. Weighting across safeguard subjects for LCIA through the application of conjoint analysis. *International Journal of LCA*, v.9, n.3, p.196-205.
- JOLLIET, O.; MARGNI, M.; CHARLES, R.; HUMBERT, S.; PAYET, J.; REBITZER, G.; ROSENBAUM, R. 2003. IMPACT 2002+: A New Life Cycle Impact Assessment Methodology. *International Journal of LCA*, v.8, n.6, p.324-330.
- JOOS, W., CARABIAS, V., WINISTOERFER, H., STUECHELI, A. 1999. Social aspects of public waste management in Switzerland. *Waste Management*. v.19, p.417-425.
- JOSEPH, K. 2006. Stakeholder participation for sustainable waste management. *Habitat International*. v.30, 863-871.
- KATO, J.M. 2007. Um modelo para a construção de cenários aplicado indústria de transportes rodoviários de cargas no Brasil. Curitiba: *Revista FAE*, v.10, n.2, p.179-197.
- KIRKPATRICK, N. 1992. Choosing a waste disposal option on the basis of a lifecycle assessment. In: CONFERENCE: LIFECYCLE ANALYSIS – PROTECTING YOUR MARKET SHARE. Gatwick, UK. *Proceedings...*Gatwick: PIRA, 1992.
- KHANNA, N. 2000. Measuring environmental quality: an index of pollution. *Ecological Economics*, v.35, n.2, p.191-202, nov. 2000.
- KLANG, A., VIKMAN, P., BRATTEBO, H. 2003. Sustainable management of demolition waste – an integrated model for the evaluation of environmental, economic and social aspects. *Resources, Conservation and Recycling*. v.38, p.317-334.
- KONTIC, B. 2000. Why are some experts more credible than others? *Environmental Impact Assessment Review*. v.20, n.1, p.427-434.
- KUHN, T.S. 2003. A estrutura das revoluções científicas. 7ª Ed. São Paulo: Perspectiva. 262 p.
- KUTA, C.C., KOCH, D.G., HILDEBRANT, C.C., JANZEN, D.C. 1995. Improvement of products and packaging through the use of life cycle analyses. *Resources, Conservation*

- and Recycling*. v.14, p.185-198.
- LINSTONE, H.A. E TUROFF, M. 2002. *The Delphi Method: Techniques and Applications*. 618p. Disponível em <http://is.njit.edu/pubs/delphibook/index.html#copyright>.
- LOPEZ, D.A.R., MACHADO, E.L., LAWISCH, A.A., DELEVATTI, D. 2003. *Inventário do ciclo de vida do sistema de gerenciamento de resíduos sólidos de Venâncio Aires - RS*. In: 22º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Joinville. *Anais...* Joinville: ABES, 2003. 5p.
- LUNDIE, S. E PETERS, G.M. 2005. Life cycle assessment of food waste management options. *Journal of Cleaner Production*. v.13, p.275-286.
- MACDONALD, M.L. 1996. A multi-attribute spatial decision support system for solid waste planning. *Computing, Environment and Urban Systems*. v.20, n.1, p.1-17.
- MAGERA, M. 2003. Os empresários do lixo: *um paradoxo da modernidade*. Campinas: Átomo Ed., 194 p.
- MANCINI, P.J.P. 1999. *Uma avaliação do sistema de coleta informal de resíduos sólidos recicláveis no município de São Carlos, SP*. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento). Eesc – Escola de Engenharia de São Carlos, USP, São Paulo, 150p.
- MCDOUGALL, F.R. 1999. *Integrated Waste Management: LCA and its Practical Use*. London, UK.
- MCDOUGALL, F.R. 2013. *Integrated Waste Management Model IWM-2, Version 2.50-1*. London (UK): Procter & Gamber 2001-2102 (2013).
- MCDOUGALL, F.R. E ALIGIL, H. 2002. Use of life cycle tools to achieve more sustainable solid waste management. In: International Solid Waste Management Association, Proceedings, jul. 2002, Istanbul, Turquia.
- MCDOUGALL, F.R.; WHITE, P.R.; FRANKE, M. AND HINDLE, P. 2001. *Integrated Solid Waste Management: A Life Cycle Inventory. 2nd Edition*. Pub. Blacwell Science Ltd., Osney Mead, Oxford, England, OX2 0EL.
- MENDES, M.R., ARAMAKI, T., HANAKI, K. 2003. Assessment of the environmental impact of management measures for the biodegradable fraction of municipal solid waste in São Paulo City. *Waste Management*. v. 23, p.403-409.
- MIYAZAKI, N.; SIEGENTHALER, C.; SCHOENBAUM, T.; AZUMA, K. 2003. Japan Environmental Policy Priorities Index 2003 (JEPIX), 21st Century COE Monograph Series 7, Social Science Research Institute of International Christian University, Tokyo, 2004.
- MOBERG, A. 2006. *Environmental systems analysis tools for decision-making*. LCA and Swedish waste management as an example. Stockholm: Royal Institute of Technology. 56p. Licenciante Thesis.
- MOBERG, A., FINNEVEDEN, G., JOHANSSON, J, LIND, P. 2005. Life cycle assessment of energy from solid waste – part 2: landfilling compared to other treatment methods. *Journal of Cleaner Production*. v.13, p.231-240.
- MORSE, G.K., PERRY, R., LESTER, J.N. 1995. The life-cycle environmental impact of key detergent builder systems in the EU. *Science Total Environment*. v.166, p.179-171.
- MORRISSEY, A.J, BROWNE, J. 2004. Waste management models and their application to sustainable waste management. *Waste Management*. v. 24, p.287-308.

- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. 2012. Plano Nacional de Resíduos Sólidos. Ministério do Meio Ambiente. Governo Federal. Brasília: MMA. 2008. (Versão preliminar) 106 p.
- NILSSON-DJERT, J. 1999. Measuring the social factors of integrated waste management. Sweden, Lund University. Disponível em <http://lumes.lu.se/database/alumni/98.99/theses/nilsson-djerf-jon.pdf>. Acessado em maio de 2012.
- NOBLE, B.F. 2004. Strategic environmental assessment quality assurance: evaluating and improving the consistency of judgments in assessment panels. *Environmental Impact Assessment Review*. v.24, p.3-25.
- ONU – ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. 1992. *Earth Summit. Agenda 21*. UNEP, 1992, Rio de Janeiro, Brasil. Disponível em <http://www.un.org/esa/sustdev/documents/agenda21/index.htm>.
- PAGE, C.A., DIAMOND, M.L., CAMPBELL, M., MCKENNA, S. 1996. Life-cycle framework for assessment of site remediation options: case study. *Environmental Toxicology and Chemistry*. V.18, p.801-901.
- PEREIRA NETO, J.T. 1996. *Manual de Compostagem: Processo de baixo custo*. Belo Horizonte: Ed. UFU/SLU/UNIFEC, 1996, 55p.
- POWELL, J.C.; PEARCE, D.; BRISSON, I. 1995. Valuation for life cycle assessment of waste management options. CSERGE Working Paper WM 95-07, p.1-51. Disponível em <http://www.piercelaw.edu/risk/vol9/fall/Schneid+.pdf>. Acessado em maio de 2012.
- PENNINGTON, D.W., POTTING, J., FINNVEDEN, G., LINDEIJER, E., JOLLIET, O., RYDBERG, T., REBITZER, G. 2004. Life cycle assessment Part 2: Current impact assessment practice. *Environment International*. v.30, p.721-739.
- PEREIRA, S.S., MELO, J.A.B. 2008. Gestão dos resíduos sólidos urbanos em Campina Grande/PB e seus reflexos socioeconômicos. *Revista Brasileira de Gestão e Desenvolvimento Regional*. v.4, n.4, p.193-217.
- PESSIN, N.; DE CONTO, S.M. E QUISSINI, C.S. 2002. Diagnóstico preliminar da geração de resíduos sólidos em sete municípios de pequeno porte da região do Vale do Caí, RS. In: III Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental. ABES, mai. 2002, Porto Alegre.
- PETTS, J., 2000. Municipal waste management: inequities and the role of deliberation. *Risk Analysis*. v.20, n.6, p.821–832.
- PORTO ALEGRE. 1990. Lei Complementar nº 234, de 10 de outubro de 1990. Institui, em Porto Alegre, o Código Municipal de Limpeza Urbana.
- QURESHI, M.E., HARRISON, S.R., WEGNER, M.K. 1999. Validation of multicriteria analysis models. *Agricultural Systems*. v.62, p.105–116.
- REICHERT, G.A. 1999. Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos: Uma Solução Inovadora. *Ciência & Ambiente: Lixo Urbano*, Santa Maria, n.18, p.53-68.
- REICHERT, G.A. ET AL. 1993. *Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos em Porto Alegre*. In: SIMPÓSIO LATINO-AMERICANO DE RESÍDUOS SÓLIDOS. 1. São Paulo. Anais... São Paulo: AIDIS, 1993. pp.324-340.
- REICHERT, G.A. (Coordenador). 2004. *Estudo de viabilidade e sustentabilidade Projeto Ecoparque: relatório final*. Porto Alegre, Brasil. Convênio DMLU, CGTEE e ELETROBRÁS. 279 p.

- REICHERT, G.A. 2005. *Aplicação da digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos: uma revisão*. In: 23º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Campo Grande. *Anais...* Campo Grande: ABES, 2005.
- REICHERT, G.A.; SILVEIRA, D.A. 2005. *Estudo de viabilidade da digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos com geração de energia*. In: 23º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Campo Grande. *Anais...* Campo Grande: ABES, 2005.
- REICHERT, G.A. 2007. *Potencial de utilização da ferramenta de inventário de ciclo de vida (ICV) na definição de modelos de gerenciamento integrado de resíduos sólidos urbanos*. In: 24º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Belo Horizonte. *Anais...* Belo Horizonte: ABES, 2007.
- REIS, M.F.P.; PESCADOR, F.S.; REICHERT, G.A. 2002. *Análise da eficiência de triagem e potencial de comercialização de recicláveis de uma unidade de triagem e compostagem de resíduos sólidos domiciliares: estudo de caso*. In: II SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE QUALIDADE AMBIENTAL. *Anais...* Porto Alegre: ABES, 2002.
- REIS, M.F.P.; SILVEIRA, D.A. 2005. *Caracterização dos resíduos orgânicos domiciliares do município de Porto Alegre*. In: 23º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Campo Grande. *Anais...* Campo Grande: ABES, 2005.
- RIO GRANDE DO SUL. 1993. Lei 9.921, de 27 de julho de 1993. Dispõe sobre a gestão dos resíduos sólidos, nos termos do artigo 247, parágrafo 3º da Constituição do Estado e dá outras providências.
- ROBERTSON, J.G.S., WOOD, J.R., RALPH, B., FENN, R. 1997. Analysis of lead/acid battery lyfi-cycle factors: their impact on society and the lead industry. *Journal of Power Sources*. V.67, p.225-261.
- RODRIGUES, A.B.; BERBER, J.; HOFFMANN, M.S.; BAUERMANN, M.S. 2002. *Relatório final da pesagem amostral dos veículos da coleta Seletiva do município de Porto Alegre*. DMLU: Relatório Técnico, 10p.
- RODRÍGUEZ-IGLESIAS, J., MARAÑÓN, E., CASTRILLÓN, L., RUESTRA, P., SASTRE, H. 2003. *Waste Management and Research*. ISWA. v.21, p.535-548.
- ROELEVELD, P.J., KLAPWIJK, A., EGGLES, P.G., RULKENS, W.H., STARKENBURG, W. 1997. Sustainability of municipal wastewater treatment. *Water Science Technology*. v.35. p.221-229.
- ROMANI, A.P. 2004. *O poder público municipal e as organizações de catadores*. Rio de Janeiro: IBAM/DUMA/CAIXA, 72p.
- SACHS, I. 1990. Desarrollo sustentable, bio-industrialización descentralizada y nuevas configuraciones ruralurbanas. Los casos de India y Brasil. *Pensamiento Iberoamericano*, Madrid, v.46, p.235-256, 1990.
- SANCHEZ, R.; VILLALBA, L.; MORA, L.; HERNANDEZ, R. 2000. *Aplicación de la Técnica Inventário del Ciclo de Vida (ICV) em el Desarrollo de Sistemas para el Manejo Integrado de Desechos Sólidos Municipales. Caso de Estudio: Municipio Caroni, Estado Bolívar, Venezuela – Resultados Preliminares*. In: CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITARIA Y AMBIENTAL, xxvii, 2000, Porto Alegre. *Anais...* Porto Alegre: AIDIS. t.3.

- SALHOFER, S.; WASSERMANN, G. E BINNER, E. 2007. Strategic environmental assessment as an approach to assess waste management systems. Experiences from an Austrian case study. *Environmental, Modelling and Software*. v.22, p.610-618.
- SCHNEIDER, E.; OPPERMAN, B. E RENN, O. 1998. Implementing Structured Participation for Regional Level Waste Management Planning. *Risk: Health, Safety & Environment*, v.9, p.379-395.
- SCHNEIDER, V.E.; ET AL. 2004. *A geração de resíduos, influenciada pelas diferentes classes sociais – Situação de Caxias do Sul em 2003*. In: ICTR 2004 – CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA EM RESÍDUOS E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL. *Anais...* Florianópolis: ICTR e NISAM/USP, 2004.
- SICHE, J.R. 2007. Sustainability of nations by indices: comparative study between environmental sustainability index, ecological footprint and the energy performance indices. *Ecological Economics*, DOI: 10.1016/j.ecolecon.
- SICHE, R.; AGOSTINHO, F; ORTEGA, E; ROMEIRO, A. 207 Índices versus indicadores: precisões conceituais na discussão da sustentabilidade de países. *Ambiente e Sociedade*, Campinas, V.X, n.2, p.137-148, jul-dez. 2007.
- SHIELDS, D.; SOLAR, S.; MARTIN, W. 2002. The role of values and objectives in communicating indicators of sustainability. *Ecological Indicator*, v.2, n 1-2, p.149-160, nov. 2002.
- SHMELEV, S.E. E POWELL, J.R. 2005. Ecological-economic modeling for strategic regional waste management systems. *Ecological Economics*. 16p.
- SOMBEKKE, H.D.M., VOORHOEVE, D.K., HIEMSTRA, P. 1997. Environmental impact assessment of groundwater treatment with nano-filtration. *Desalination*. V.113, p.293-299.
- SOUZA, F.C.B. 1996. *Sistema de apoio à decisão em ambiente espacial aplicado em um estudo de caso de avaliação de áreas destinadas para disposição de resíduos sólidos na Região Metropolitana de Porto Alegre*. Florianópolis: UFSC – Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção. 205p. Tese (Doutorado).
- STEEN, B. 1999. A systematic approach to environmental priority strategies in product development (EPS). Version 2000 – General system characteristics. Chalmers University of Technology, Centre for Environmental Assessment of Products and material Systems (CPM) Report 1999:4, Gothenburg.
- STYPKA, T. 2005. Adopting the integrated waste management model (IWM-1) into the decision process. Institute of Heat Engineering and Air Protection, Cracow, Poland. Disponível em <http://www2.lwr.kth.se/forskningsprojekt/Polishproject/rep13/Stypka200521.pdf>, acessado em abril de 2013.
- TANSKANEN, J.H. 2000. Strategic planning of municipal solid waste management. *Resources, Conservation and Recycling*. V.30, p.111–133.
- TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H. AND VIRGIL, S. 1993. *Integrated Solid Waste Management: Engineering Principles and Management Issues*. New York: McGraw-Hill, 978p.
- THOMAS, B. E MCDOUGALL, F. 2005. International expert group on life cycle assessment for integrated waste management. *Journal of Cleaner Production*. v.13, p.321-326.

- THORNELOE, S.A. E WEITZ, K.A. 2003. *Holistic approach to environmental management of municipal solid waste*. In: NINTH INTERNATIONAL WASTE MANAGEMENT AND LANDFILL SYMPOSIUM. Cagliari, Itália. *Proceedings...* Cagliari: CISA, 2003. 10p.
- THURGOOD, M. 1998. Modeling waste management. An environmental life cycle inventory and economic cost analysis model for municipal solid waste management. *Warmer Bulletin*. v.58, p.4-7.
- TSILEMOU, K.; PANAGIOTAKOPOULOS 2005. Deliverable Report on D4.1 and D4.2: Economic Sustainability Criteria and Indicators for waste management (Work package 4). Xanthi, 77p.
- TUKKER, A. 2000. Philosophy of science, policy sciences and the basis of decision support with LCA. *International Journal of LCA*. v.5, p.177-186.
- UNGER, N. E WASSERMANN, G. 2003. *The use of appropriate software tools for LCA waste management – A comparison*. In: NINTH INTERNATIONAL WASTE MANAGEMENT AND LANDFILL SYMPOSIUM. Cagliari, Itália. *Proceedings...* Cagliari: CISA, 2003. 10p.
- UNIÃO EUROPÉIA. 1999. Council Directive 1999/31/EC on the landfill of waste. Luxembourg: Official Journal, L.182, 16/07/1999. p.0001-0019.
- WHITE, P.R.; FRANKE M. AND HANDLE P. 1995. *Integrated Solid Waste Management: A Life Cycle Inventory*. Aspen Publishers, Inc. 200 Orchard Ridge Drive, Gaithersburg, MD 20878.
- WILSON, E.J. 1998. Life cycle inventory tools in Pomplona. *Warmer Bulletin*. v.58, p.13-15.
- WILSON, E.J.; MCDUGALL, F.R. AND WILLMORE, J. 2001. Euro-trash: Searching for a More Sustainable Approach to Waste Management. *Resources, Conservation and Recycling*. v.31, p.327-346.
- WRIGHT, J.T.C.; GIOVINAZZO, R.A. 2000. DELPHI – Uma ferramenta de apoio ao planejamento prospectivo. *Caderno de Pesquisas em Administração*, São Paulo, v.1, n.12, p.54-65.
- WU, Y.C.; HAO, O.J.; OU, K.C.; SCHOLZE, R.J. 1988. Treatment of leachate from a solid waste landfill site using a two-stage anaerobic filter. *Biotechnology and Bioengineering*, New York, v.31, p.257-266.
- XARÁ, S., ALMEIDA, M.F., SILVA, M., COSTA, C. 2005. *Porto 1990/2000: Evaluation of environmental burdens from MSW assessment*. In: TENTH INTERNATIONAL WASTE MANAGEMENT AND LANDFILL SYMPOSIUM. Cagliari, Itália. *Proceedings...* Cagliari: CISA, 2005. 11p.
- ZANETI, I.C.B.B. 2006. *As sobras da modernidade*. O sistema de gestão de resíduos sólidos em porto Alegre, RS. 1.ed. Porto Alegre, RS: CORAG, 2006. 264p.

APÊNDICES

APÊNDICE A – Questionário 1 de contribuição dos atores sociais

APÊNDICE B – Questionário 2 de contribuição dos atores sociais

APÊNDICE C – Telas do Programa IWM-2 para ICV: Cenário #4 OGTA

APÊNDICE D – Metodologia de cálculo dos indicadores ambientais da AICV

APÊNDICE E – Metodologia de cálculo dos indicadores sociais da AICV

APÊNDICE F – Impressões dos relatórios de saída do inventário do IWM-2 para as
emissões gasosas e efluentes líquidos

APÊNDICE G – Indicadores normalizados e ponderados

APÊNDICE H – Validação dos resultados finais pelos Atores do DMLU

APÊNDICE A – Questionário 1 de contribuição dos atores sociais



A.1 – Orientações

INSTRUMENTO DE PESQUISA
TESE DE DOUTORADO

IPH - INSTITUTO DE PESQUISA HIDRÁULICAS / UFRGS

Doutorando: GERALDO ANTÔNIO REICHERT
Orientador: CARLOS ANDRÉ BULHÕES MENDES

TÍTULO: APOIO À TOMADA DE DECISÃO POR MEIO DA AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA EM SISTEMAS DE GERENCIAMENTO INTEGRADO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS – O CASO DE PORTO ALEGRE

ORIENTAÇÕES PARA PREENCHIMENTO DO INSTRUMENTO DE PESQUISA - CENÁRIOS

Caro Especialista:
Conforme carta de convite enviada para participação na Pesquisa de Doutorado segue neste arquivo a primeira rodada de participações dos atores sociais ou decisores.
Nesta etapa você é convidado a sugerir possíveis CENÁRIOS de Gerenciamento de RSU.
Assim, você deverá optar por diferentes formas de coleta e de tratamento, conforme as PLANILHAS constantes no presente Arquivo Excel. (Verifique as PLANILHAS (ABAS) na parte de baixo da tela do seu computador.)

Cenários
Os cenários são definidos a partir de percentuais (de um total de 100 % de RSU coletados) que serão coletados por cada tipo de coleta e destinados às diferentes formas de tratamento e pré-tratamento.

Possíveis tipos de coleta:

- Coleta por Tipo de Material - PEVs com separação por tipo de material.
- Coleta Seletiva de Recicláveis - Recicláveis Secos
- Coleta Seletiva de Orgânicos - Recicláveis Orgânicos Putrescíveis
- Coleta de Rejeitos - Rejeitos e podendo incluir ainda recicláveis e orgânicos

Possíveis tipos de tratamento:

- Triagem Centralizada de Resíduos Recicláveis Secos
- Triagem Centralizada de Rejeitos (resíduos indiferenciados ou misturados)
- DA (Digestão anaeróbia ou biodigestão) da Matéria Orgânica Putrescível
- Compostagem da Matéria Orgânica Putrescível
- CDR (Combustível de Derivado de Resíduos) - fabricação de briquetes para queima
- Incineração - combustão (queima) controlada dos resíduos

Sumário da Destinação Final:

- Aterro Sanitário
- Reciclagem de Materiais (papel, plástico, metal, vidro, composto e CDR)
- Perda de Massa por Combustão, Degradação ou Perda de Umidade

Planilhas (Abas) com os Cenários:

- 1 - CENÁRIO BASE: Mostra-se o Cenário Atual do Gerenciamento de RSU em Porto Alegre. Referente ao ano de 2011. Esta Planilha não é editável!
- 2 - CENÁRIO OTIMISTA*: Nesta Planilha você definirá um Cenário Futuro Otimista.
- 3 - CENÁRIO PROVÁVEL*: Defina nesta Planilha a solução que você julga a mais provável a ser adotada para Porto Alegre.

* Em cada uma das 2 Planilhas citadas você preencherá no máximo 9 valores (9 células em amarelo).

PESOS PARA OS INDICADORES SUSTENTABILIDADE

Na Planilha PESOS INDICADORES SUSTENTABILIDADE você colocará os pesos dos indicadores definidos para a análise de sustentabilidade na modelagem de apoio à decisão utilizando a Avaliação de Ciclo de Vida - ACV.

Maiores informações sobre INDICADORES na última Planilha (ou Aba) deste Arquivo.

APÓS O PREENCHIMENTO DAS 3 PLANILHAS (OU ABAS) DESTE ARQUIVO SOLICITO QUE O MESMO SEJA GRAVADO E ENVIADO POR E-MAIL PARA gareichert@cpovo.net.

Muito Obrigado! Geraldo A. Reichert POA, outubro de 2012

Informações sobre o respondente da pesquisa:

Nome: Profissão:

E-mail: Escolaridade:

Atuação profissional:

Instituição com qual mantém vínculo empregatício ou profissional:

Trabalho direta ou indiretamente com o tema Resíduos Sólidos? Sim Não

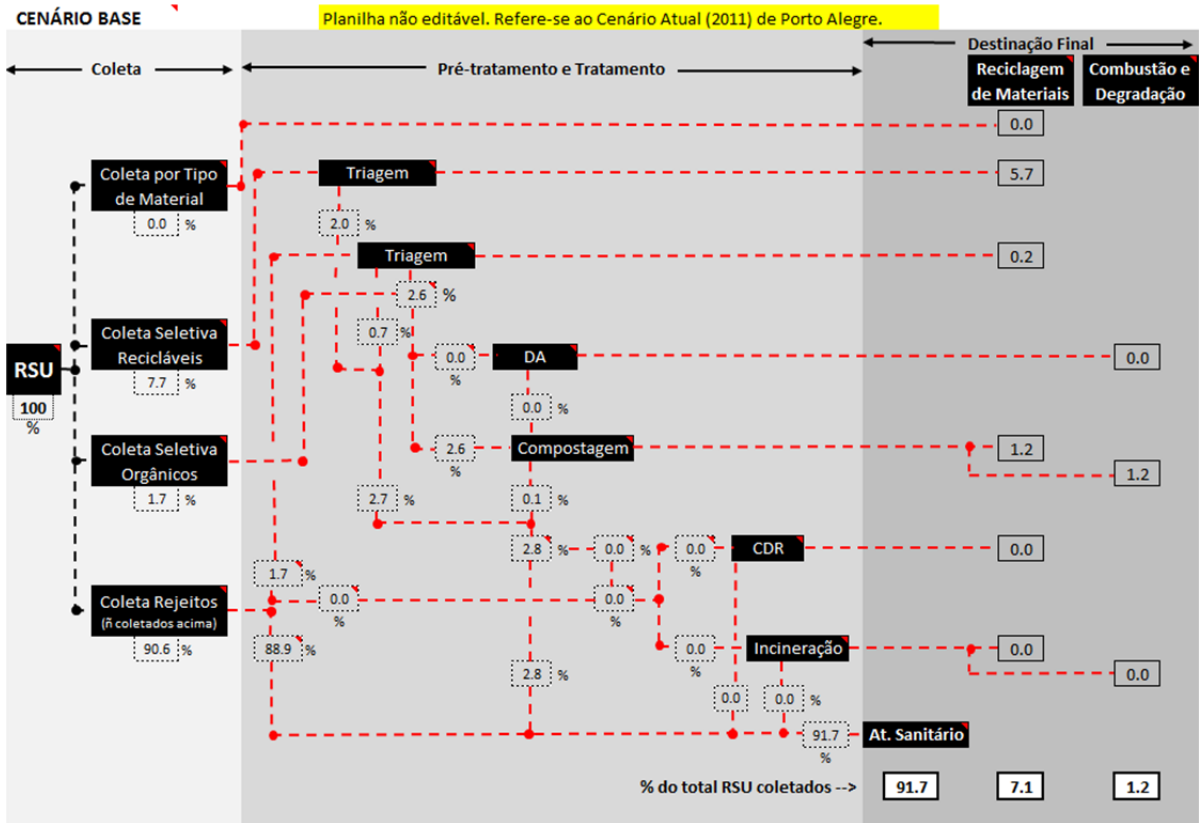
Se a resposta à questão acima for SIM, informe há quanto tempo trabalha no tema:

Você autoriza a divulgação do nome de sua Instituição como participante desta pesquisa? Sim Não

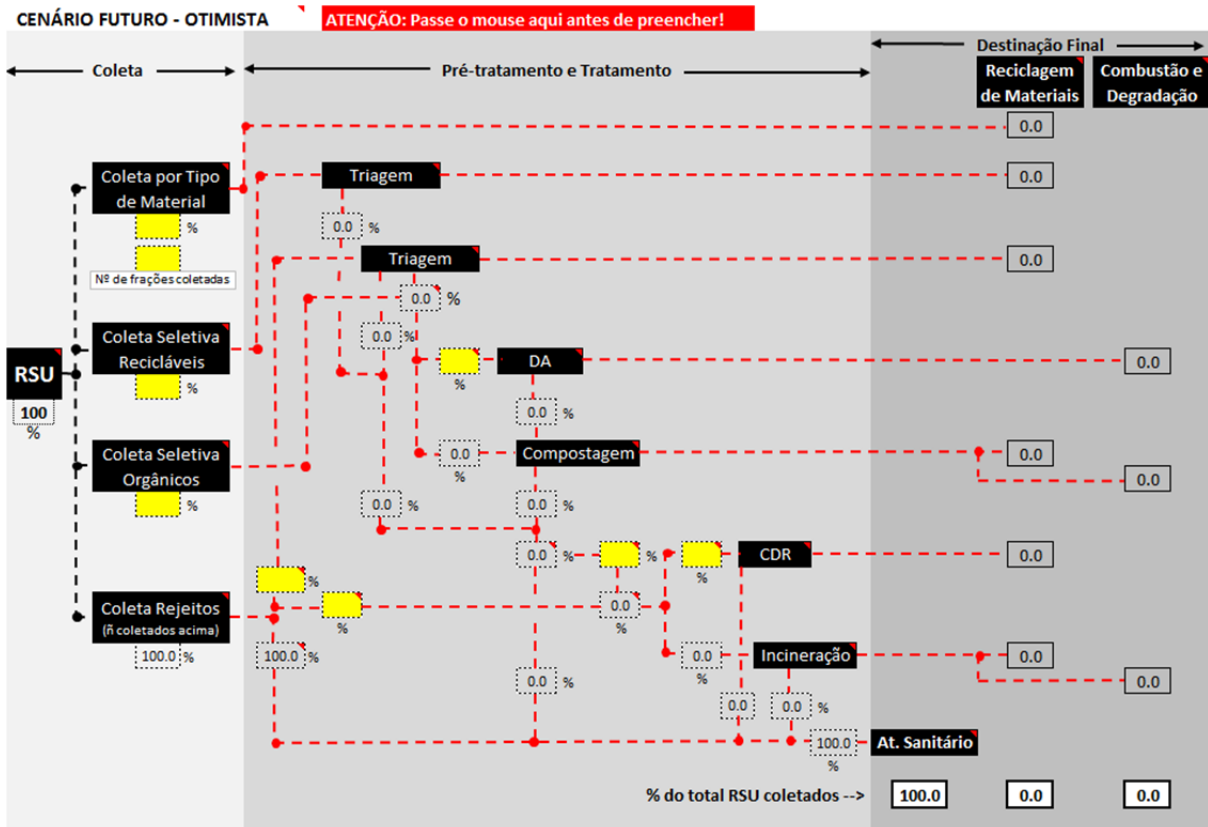
Todas as informações obtidas nesta pesquisa serão tratadas de forma confidencial e respeitosa; não sendo feita, em nenhum momento, relação da resposta com o respondente.

O nome do respondente também não será divulgado, podendo ser listado no trabalho final somente os nomes das Instituições, quando acima autorizadas.

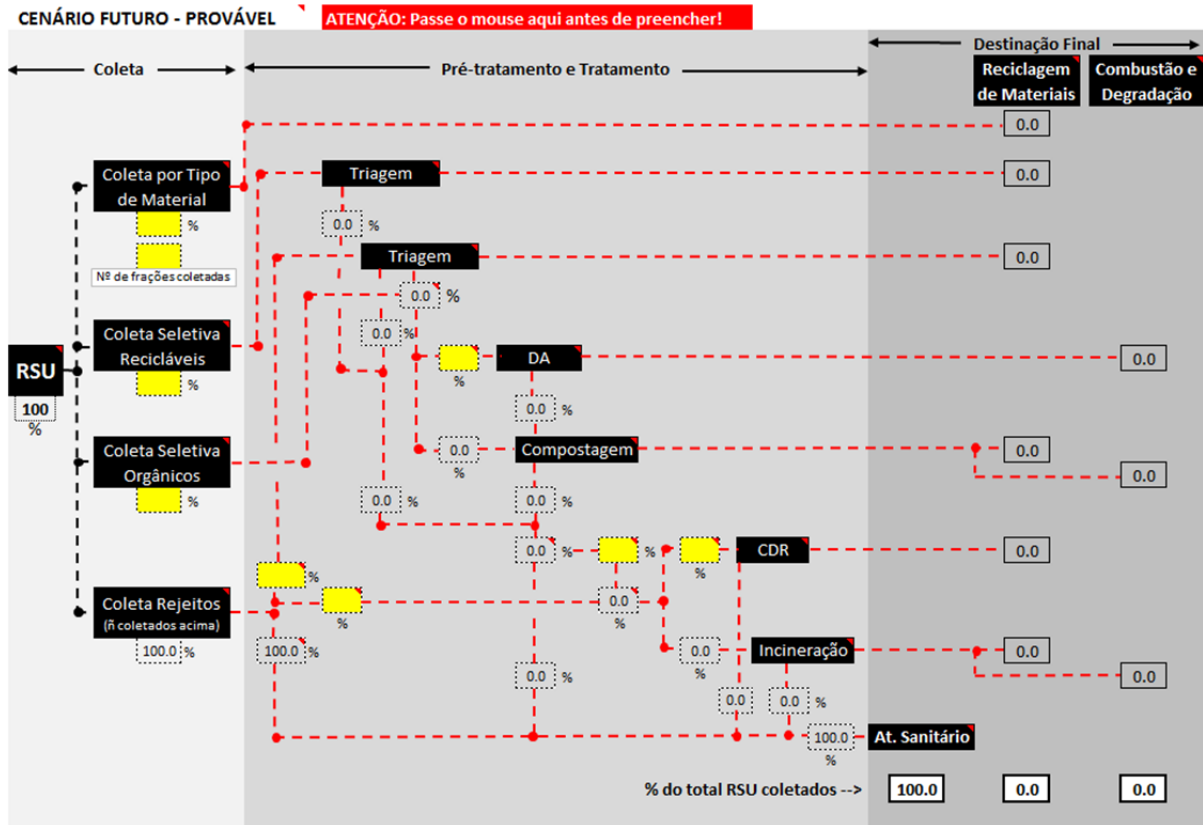
A.2 – Planilha Cenário BASE



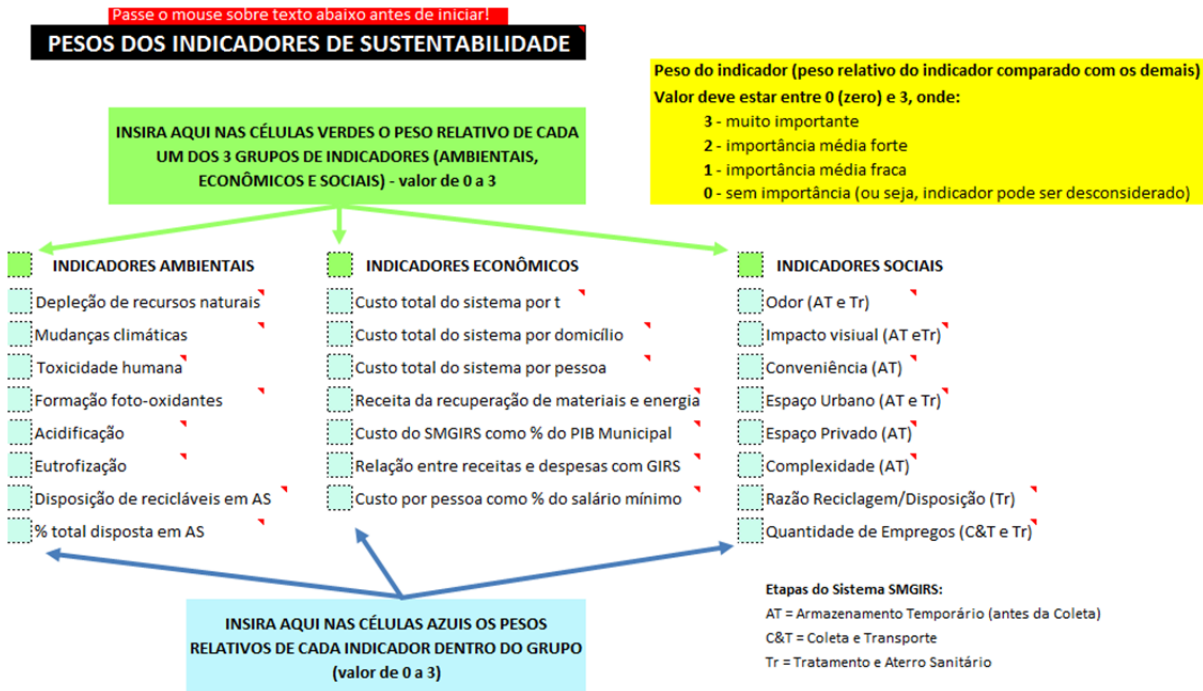
A.3 – Planilha modelo Cenário Futuro – Visão Otimista



A.4 – Planilha modelo Cenário Futuro – Mais Provável



A.5 – Planilha modelo para sugestão dos Pesos dos Indicadores de Sustentabilidade



APÊNDICE B – Questionário 2 de contribuição dos atores sociais

Qualquer dúvida favor me
contatar pelo e-mail
gareichert@cpovo.net ou
pelo celular 51 928.88888

Prezado Especialista,

Mais uma vez entro em contato e agradeço a sua participação nesta segunda etapa de minha pesquisa para Tese de Doutorado no IPH / UFRGS sob o título APOIO À TOMADA DE DECISÃO POR MEIO DA AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA EM SISTEMAS DE GERENCIAMENTO INTEGRADO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS – O CASO DE PORTO ALEGRE, que tem a orientação do Prof. Dr. André Bulhões Mendes.

Na primeira etapa de participação dos atores especialistas (considerando “especialistas” os profissionais que estão direta ou indiretamente ligados ao gerenciamento de resíduos sólidos ou outras áreas ambientais correlatas) foram estabelecidos 8 Cenários possíveis de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos (RSU). Como RSU considera-se os resíduos domiciliares (regulares, rejeitos e seletivos e os resíduos comerciais); estando excluídos desta pesquisa os resíduos de limpeza urbana, da construção civil, industriais e de serviços de saúde.

Nos Cenários em avaliação inclui-se as diferentes formas de coleta, tratamento e destinação final, a saber:

- (coleta por tipo de material – tipo *bluebox* – com envio direto para reciclagem; coleta seletiva de recicláveis ou secos; coleta seletiva de orgânicos ou úmidos; e coleta dos rejeitos (inclui todos os resíduos não coletados seletivamente);
- tratamento (triagem de seletivos; triagem de rejeitos ou resíduos misturados; digestão anaeróbia; compostagem; CDR – combustível derivado de resíduos; e incineração);
- destinação final (aterro sanitário; reciclagem de materiais; e combustão, biodegradação ou perda de umidade – nestes últimos 3 inclui-se tudo onde os resíduos são transformações e gás e liberados para atmosfera).

Na página seguinte apresenta-se o resumo sistematizados dos 8 Cenários (#1 BASE, #2 PGTA, #3 PDT, #4 OGTA, #5 ODT, #6 DASI, #7 QM e #8 GICI) tanto em tabelas como em gráficos (na tabela e nos gráficos a informação por Cenário é a mesma, somente apresentada de forma diferente para facilitar a comparação entre os Cenários).

Como exemplo, no Cenário #8 GICI temos que 25 % da massa dos RSU são coletados seletivamente (secos); 30 % pela coleta seletiva de orgânicos e 45 % pela coleta de rejeitos. Nas formas de tratamento deste Cenário, 327,5 t/d são triados em unidades para resíduos seletivos, 393 t/d vão para digestão anaeróbia, 275,1 t/d para compostagem e 685,2 t/d para incineração. Como resultado, tem-se que 10,5 % da massa total coletada vão para aterro sanitário, 29,1 % são reciclados (materiais e composto) e 60,4 % são liberados à atmosfera na forma de gases de combustão, de biodegração e perda de umidade.

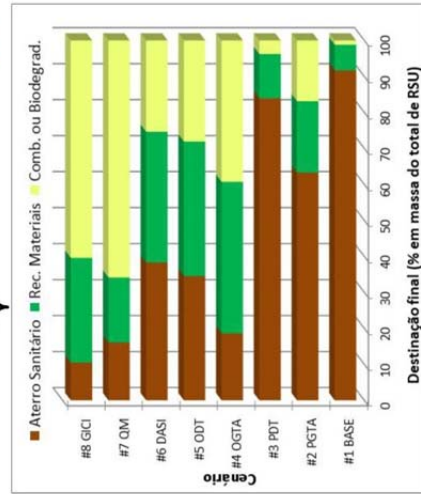
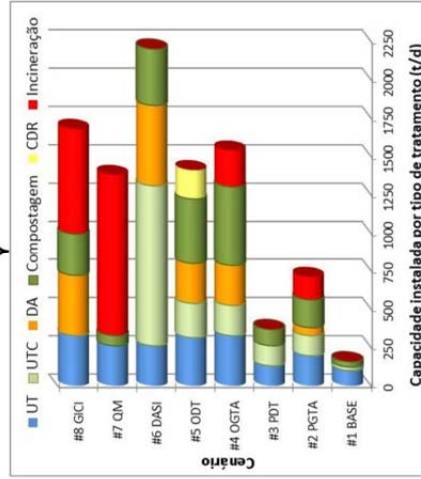
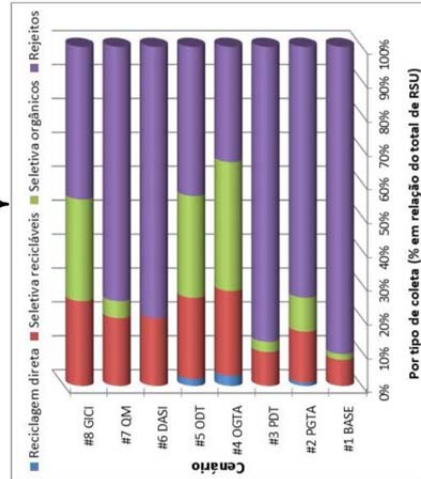
Desta forma solicito sua contribuição respondendo o seguinte (espaços em amarelo na setas azuis):

1. Na página seguinte, coloca os 8 Cenários em **ORDEM DE SUSTENTABILIDADE**. Ver orientação no Quadro em vermelho.
2. Preencher o curto questionário da página 3 (5 itens).

Com base nas informações das tabelas e dos gráficos abaixo, que apresentam para cada um dos 8 possíveis cenários de gerenciamento de RSU para Porto Alegre, aponte no quadro à direita nesta página, nos 8 espaços em amarelo, a ORDEM DE SUSTENTABILIDADE DOS CENÁRIOS CONSIDERANDO, NA SUA OPINIÃO, O MAIS SUSTENTÁVEL (neste caso colocar 1) ATÉ O MENOS SUSTENTÁVEL (neste colocar 8). Considere na sua avaliação os três aspectos da sustentabilidade: ambiental, econômico e social.

Cenário	Coleta (% para cada tipo de coleta)			Tipos de tratamento (em massa - t/d)					Destinação final (% em massa)				
	Por tipo de material	Seletiva recicláveis	Seletiva orgânicos	Rejeitos	Triagem seletivos	Triagem rejeitos	Digestão anaeróbia	Compostagem	CDR	Incineração	Aterro sanitário	Reciclagem de materiais	Combustão ou Biodegradação
#1 BASE	0	7,7	1,7	90,6	100,9	22,3	0	34,1	0	0	91,7	7,1	1,2
#2 PGTA	1	15	10	74	196,5	131,0	52,4	180,8	0	149,3	63,3	19,8	16,9
#3 PDT	0	10	3	87	131,0	131,0	0	104,8	0	0	83,9	12,3	3,8
#4 OGTA	3	25	38	34	327,5	196,5	262,0	517,5	0	235,8	18,6	42,1	39,3
#5 ODT	2	24	30	44	314,4	222,7	262,0	425,8	187,3	0	34,5	37,4	28,1
#6 DASI	0	20	0	80	262,0	1.048,0	524,0	366,8	0	0	38,3	36,3	25,4
#7 QM	0	20	5	75	262,0	0	0	65,5	0	1.053,3	16,1	18,0	65,9
#8 GICI	0	25	30	45	327,5	0	393,0	275,1	0	685,2	10,5	29,1	60,4

Ordem de sustentab. Cenários



Questionário:

1. Coleta containerizada ou manual junto ao meio-fio

A coleta de RSU pode ser feita de maneira convencional (de forma manual por garis e junto ao meio-fio) ou de maneira automatizada pelo processo de containerização.

Aponte abaixo, para cada tipo de coleta, o nível de containerização que você julga adequado para a realidade futura próxima de Porto Alegre (quanto mais perto de 100% maior a automatização; e quanto mais próximo de 0% menor a automatização):

- 1.a. Coleta seletiva de recicláveis (secos): %
- 1.b. Coleta seletiva de orgânicos: %
- 1.c. Coleta de rejeitos ou resíduos misturados: %



2. Triagem manual ou mecanizada

Em um determinado Cenário pode haver unidades de triagem de resíduos seletivos (secos) e unidades de triagem de rejeitos ou resíduos misturados. Essa triagem pode ser feita de forma manual (usando mão-de-obra intensiva, como a de catadores ou triadores) ou forma mecanizada (utilizando equipamentos automáticos, como peneiras, separadores balísticos, separadores eletromagnéticos e óticos).

Aponte abaixo (marca um X), para cada tipo de triagem, qual a forma ideal de triagem na sua opinião:

- 2.a. Triagem de resíduos seletivos recicláveis (secos):
- Manual Mecanizada Mista: Manual / Mecanizada
- 2.b. Triagem de rejeitos ou resíduos misturados:
- Manual Mecanizada Mista: Manual / Mecanizada



Após o preenchimento favor gravar e enviar o arquivo por e-mail para gareichert@cpovo.net

Agradeço mais uma vez a sua participação e me coloca a disposição para tirar eventuais dúvidas.

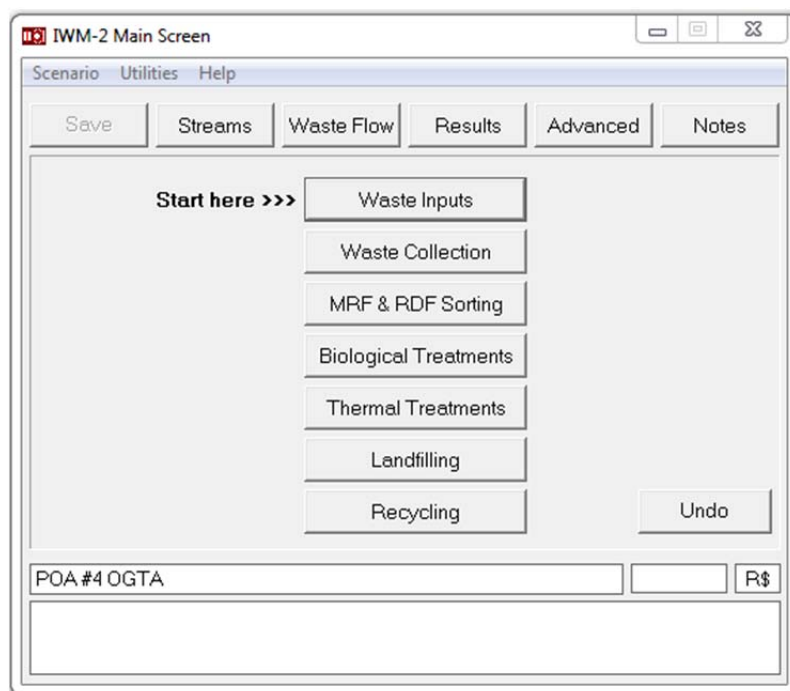
Atenciosamente,

Eng. Geraldo Antônio Reichert
Engenheiro do DMLU
Doutorando IPH / UFRGS

APÊNDICE C – Telas do Programa IWM-2 para ICV: Cenário #4 OGTA

Neste Anexo C, são apresentadas as telas de entrada do programa de ICV IWM-2 para o Cenário #4 OGTA, mostrando a forma de alimentação de todos os dados por cenário e também dos valores intrínsecos do próprio modelo. Na figura AC.1, apresenta-se a tela de entrada do Programa IWM-2 em que são mostradas as etapas do sistema de gerenciamento de RSU que podem ser simuladas no inventário de ciclo de vida. Como o programa só funciona para formato de Região e Idioma do Windows 7 no formato “Inglês (Reino Unido)”, os dados de entrada devem ser fornecidos com o ponto como separador decimal em vez da vírgula.

Figura AC.1 – Tela de entrada do programa IWM-2



O programa necessita de informações sobre os quantitativos de resíduos que são coletados pelos diferentes sistemas de coleta (domiciliar, resíduos comerciais e pontos de entrega voluntária). Também devem ser informadas as composições percentuais mássicas de cada um desses tipos de resíduos. Os dados sobre população atendida, quantidade de resíduos gerenciados e sua composição são informados nas telas mostradas nas Figuras AC.2 a AC.5. Somente as “células” ou quadriculos de fundo branco nas telas são para entrada de informação pelo usuário. Na Figura AC.6, mostra-se a tela-resumo para confirmação dos valores totais informados.

Figura AC.2 – Entrada de dados sobre população atendida

IWM-2 Waste Inputs (Scenario POA #4 OGTA)

System Area | Collected Household Waste | Delivered Household Waste | Collected Commercial Waste | Input Summary

System Area Definition:

Population

Average number of persons per household

Number of households served

Residents' Vehicle Distribution:

Petrol (%)

Diesel (%)

Streams Results Advanced << Back Main Next >> Print Glossary Help

Figura AC.3 – Entrada de quantitativos e composição dos resíduos domiciliares

IWM-2 Waste Inputs (Scenario POA #4 OGTA)

System Area | Collected Household Waste | Delivered Household Waste | Collected Commercial Waste | Input Summary

Household Waste Generation And Composition:

Amount generated (kg/person/year)

Composition (% by weight)	Paper	Glass	Metal	Plastic	Textiles	Organics	Other	Total
	<input type="text" value="14.0"/>	<input type="text" value="2.6"/>	<input type="text" value="1.4"/>	<input type="text" value="12.9"/>	<input type="text" value="1.0"/>	<input type="text" value="52.2"/>	<input type="text" value="15.9"/>	<input type="text" value="100.0"/>

Data Source:

Click the "Advanced" button to select an Energy Grid for this scenario

Detailed Metal Composition:

(% by weight) Ferrous Non ferrous

Detailed Plastic Composition:

(% by weight) Film Rigid

Streams Results Advanced << Back Main Next >> Print Glossary Help

Figura AC.4 – Entrada de quantitativos e composição dos resíduos de pontos de entrega

IWM-2 Waste Inputs (Scenario POA #4 OGTA)

System Area | Collected Household Waste | Delivered Household Waste | Collected Commercial Waste | Input Summary

Bulky Waste Delivered:

Amounts delivered (kg/household/year)	Glass	Ferrous metal	Non-fe metal	Film plastic	Rigid plastic	Other
	<input type="text" value="2.0"/>	<input type="text" value="10.0"/>	<input type="text" value="0.0"/>	<input type="text" value="5.0"/>	<input type="text" value="6.5"/>	<input type="text" value="0.0"/>

Garden Waste Delivered:

Amount delivered (kg/household/year)

Streams Results Advanced << Back Main Next >> Print Glossary Help

Figura AC.5 – Entrada de quantitativos e composição dos resíduos comerciais

Figura AC.6 – Tela de resumo dos dados de entrada sobre geração dos resíduos

	Paper	Glass	Ferrous metal	Non-fe metal	Film plastic	Rigid plastic	Textiles	Organics	Other	Total
(tonnes)	61,957	10,974	9,548	1,255	28,264	33,028	3,386	189,755	71,881	410,047

Na figura AC.7, apresenta-se a tela de entrada de dados sobre os sistemas de coleta a serem modelados. Podem ser analisados sistemas de coleta porta-a-porta (tanto coleta convencional como coleta seletiva ou segregada) e coleta em pontos de entrega voluntária.

A entrada de dados se faz ainda por meio das telas das Figuras AC.8 a AC.12, sendo fornecidas as informações sobre a coleta de resíduos domiciliares pelo sistema convencional porta-a-porta e pelo sistema containerizado (Figuras AC.8 e AC.9), sobre a coleta em sistema de entrega voluntária de resíduos domiciliares (Figura AC.10) e sobre a coleta comercial (Figura AC.11). Na Figura AC.12, mostra-se o resumo sobre dados de coleta.

Figura AC.7 – Entrada de dados do sistema de coleta

IWM-2 Waste Collection (Scenario POA #4 OGTA)

System Area | Collected Household Waste | Delivered Household Waste | Collected Commercial Waste | Summary

IWM-2 allows you to model up to 4 Kerbside Collection Systems and up to 4 Material Bank Collection Systems within the system area. These systems are used to collect the waste specified in the Collected Household Waste section of the Waste Inputs screen

Each household in the system area may be served by one Kerbside Collection System only, one Material Bank Collection System only or by one of each.

IWM-2 will not allow the total amount of waste allocated to the collection systems to be greater than the total waste generated, as defined in the Waste Inputs screen

Kerbside Collection Systems:

	Households Served %	Number
#1	33.4	174,805
#2	0.0	0
#3	0.0	0
#4	0.0	0
K.C.S. Total	33.4	174,805

Material Bank Collection Systems:

	Households Served %	Number
#1	66.6	348,563
#2	0.0	0
#3	0.0	0
#4	0.0	0
M.B.C.S. Total	66.6	348,563

Total number of households in system area

For more information on how to define your collection systems, click this button >>

Streams | Results | Advanced | << Back | Main | Next >> | Print | Glossary | Help

Figura AC.8 – Entrada de dados sobre coleta convencional (material seletivo)

IWM-2 Waste Collection (Scenario POA #4 OGTA)

System Area | Collected Household Waste | Delivered Household Waste | Collected Commercial Waste | Summary

	Paper	Glass	Ferrous metal	Non-fe metal	Film plastic	Rigid plastic	Textiles	Organics	Total
Material available (kg/household/year)	90.6	16.8	7.1	1.9	40.1	43.3	6.5	337.7	544.1

K.C.S. #1 | M.B.C.S. #1

Dry Recyclables:

	Paper	Glass	Ferrous metal	Non-fe metal	Film plastic	Rigid plastic	Textiles	Total
Material collected (kg/household/year)	80.6	6.3	3.3	1.4	30.9	33.3	0.0	155.8

Kerbside sort? Organic contamination (%)
 Other contamination (%)
 MRF input lost as residue (%)

Biowaste Bins/Bags:

	Paper	Organics
Material collected (kg/household/year)	0.0	278.6

Collection Vehicles:

Total diesel fuel consumption including transport on to MRF, RDF plant, biological treatment plant, incinerator or transfer station/landfill site (litres/year)

Cost:

Total cost of this kerbside collection system (R\$/year)

Streams | Results | Advanced | << Back | Main | Next >> | Print | Glossary | Help

Figura AC.9 – Entrada de dados sobre coleta containerizada

IWM-2 Waste Collection (Scenario POA #4 OGTA)

System Area | Collected Household Waste | Delivered Household Waste | Collected Commercial Waste | Summary

	Paper	Glass	Ferrous metal	Non-fe metal	Film plastic	Rigid plastic	Textiles	Organics	Total
Material available (kg/household/year)	90.6	16.8	7.1	1.9	40.1	43.3	6.5	337.7	544.1

K.C.S. #1 | M.B.C.S. #1

Residents' Transport to Material Bank Sites:

Average number of special trips to site (household/year) Average car journey length (km each way)

Amounts Collected In Single Material Containers:

	Paper	Glass	Ferrous metal	Non-fe metal	Film plastic	Rigid plastic	Textiles	Organics
Material collected (kg/household/year)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	278.6
Market prices for material sold (R\$/tonne)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	

Average diesel consumption for transport to bulking depot or reprocessing plant (litres/tonne collected)

Amounts Collected In Mixed Material Containers:

	Paper	Glass	Ferrous metal	Non-fe metal	Film plastic	Rigid plastic	Textiles	Total
Material collected (kg/household/year)	80.6	6.3	3.3	1.4	30.9	33.3	0.0	155.8

Average diesel consumption for transport to bulking depot or MRF (litres/tonne collected)

Average collection and transport cost (R\$/tonne collected)

Streams | Results | Advanced | << Back | Main | Next >> | Print | Glossary | Help

Figura AC.10 – Entrada de dados sobre coleta em pontos de entrega voluntária

IWM-2 Waste Collection (Scenario POA #4 OGTA)

System Area | Collected Household Waste | Delivered Household Waste | Collected Commercial Waste | Summary

Residents' Transport To Central Site:

Average number of special trips to site (household/year) Average car journey length (km each way)

Bulky Waste Delivered:

	Glass	Ferrous metal	Non-fe metal	Film plastic	Rigid plastic	Other*
Recovery of materials (as % of delivered)	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	0.0
Market prices (R\$/tonne)	50.0	160.0	2,300.0	600.0	1,300.0	

* If materials cannot be identified, they cannot be recovered

Bulky waste residue treatment (%)

Incineration	Landfill
<input type="text" value="100.0"/>	<input type="text" value="0.0"/>

Transport distance (km each way)

Average diesel consumption for transport to bulking depot or reprocessing plant (litres/tonne collected)

Garden Waste Delivered:

Transport distance to biological treatment plant (km each way)

Cost:

Cost of central collection site and transport to treatment plants excluding material revenue (R\$/tonne handled)

Streams | Results | Advanced | << Back | Main | Next >> | Print | Glossary | Help

Figura AC.11 – Entrada de dados sobre coleta de resíduos comerciais seletivos

IWM-2 Waste Collection (Scenario POA #4 OGTA)

System Area | Collected Household Waste | Delivered Household Waste | Collected Commercial Waste | Summary

Dry Recyclable Fractions Collected:

	Paper	Glass	Ferrous metal	Non-fe metal	Film plastic	Rigid plastic	Textiles	Total
Material available (tonnes/year)	14,556	1,124	588	240	4,639	6,959	0	28,106
Material collected (tonnes/year)	10,551	818	426	189	4,040	4,360	0	20,384

Average distance to MRF (km each way)

Cost charged to waste generator for waste management (R\$/tonne)*

Biowaste Fractions Collected:

	Paper	Organics
Material available (tonnes/year)	4,005	13,018
Material collected (tonnes/year)	0	10,000

Average distance to biological treatment (km each way)

Cost charged to waste generator for waste management (R\$/tonne)*

Restwaste:

Total diesel fuel consumption including transport on to RDF, incinerator, transfer station or landfill (litres/year)

Cost charged to waste generator for waste management (R\$/tonne)*

* Assume collection costs borne by commercial waste generator

Streams | Results | Advanced | << Back | Main | Next >> | Print | Glossary | Help

Figura AC.12 – Tela com resumo das informações sobre coleta

IWM-2 Waste Collection (Scenario POA #4 OGTA)

System Area | Collected Household Waste | Delivered Household Waste | Collected Commercial Waste | Summary

"Input" rows show total waste inputs. "Transferred" rows show total amount of waste identified, removed from restwaste stream and added to other streams. Note that these figures include contaminants.
These summaries are used to make sure that the scenario does not collect more waste than is specified in Waste Inputs.

Collected Household Waste:

	Paper	Glass	Ferrous metal	Non-fe metal	Film plastic	Rigid plastic	Textiles	Organics	Other
Input (tonnes)	47,401	8,803	3,726	1,014	21,008	22,668	3,386	176,737	53,834
Transferred (tonnes)	41,479	3,242	1,698	720	15,902	17,137	0	146,491	681
Restwaste (tonnes)	5,922	5,561	2,027	294	5,106	5,531	3,386	30,246	53,153

Delivered Household Waste:
The amount of material recovered from delivered household waste is expressed as a percentage of the waste input. Therefore, it is not possible to collect more waste than specified in the Waste Inputs Section

Collected Commercial Waste:

	Paper	Glass	Ferrous metal	Non-fe metal	Film plastic	Rigid plastic	Textiles	Organics	Other
Input (tonnes)	14,556	1,124	588	240	4,639	6,959	0	13,018	18,047
Transferred (tonnes)	10,551	818	426	189	4,040	4,360	0	10,000	0
Restwaste (tonnes)	4,005	306	162	51	599	2,599	0	3,018	18,047

Streams | Results | Advanced | << Back | Main | Next >> | Print | Glossary | Help

As informações sobre a separação de materiais para fins de reaproveitamento são introduzidas nas telas apresentadas nas Figuras AC.13 AC.14. Devem ser fornecidos dados sobre separação para fins de reciclagem mássica (Figura AC.13) e de recuperação energética através da produção de CDR – Combustível Derivado de Resíduos (Figura AC.14).

No caso do Cenário #4 OGTA mostrado neste Anexo C, não há a opção de tratamento por CDR, por isso os não há dados alimentados nesta tela, mas mostra-se a mesma pois a opção CDR aparece no Cenário #5 ODT.

Nas telas sobre separação de matérias, na parte superior o programa mostra os totais de resíduos disponíveis e o usuário deve entrar com a destinação dos materiais papel e plásticos bem como com os dados sobre consumo de energia e combustíveis e distâncias de transporte. O valor obtido com a venda dos materiais recicláveis também é fornecido nesta tela.

Figura AC.13 – Separação de resíduos para recuperação de materiais

MRF Sorting Stream:

	Paper	Glass	Ferrous metal	Non-fe metal	Film plastic	Rigid plastic	Textiles	Organics	Other
Plant input (tonnes)	52,030	4,060	2,124	909	19,942	21,497	0	681	681
Residue (tonnes)	12,332	963	504	215	4,727	5,095	0	681	681
Output (tonnes)	39,698	3,097	1,620	695	15,215	16,402	0	0	0

Destination For Outputs:

	Paper	Glass	Metal	Plastic	Textiles
Recycling (%)	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0
PPDF burning (%)	0.0			0.0	

MRF Energy And Fuel Consumption:

Electrical (kWh/tonne input)	30.0
Diesel (litres/tonne input)	1.0
Natural gas (m3/tonne input)	0.0

Residue Treatment:

Treatment (%)	Transport distance (km each way)	Transport cost (R\$/tonne)
Incineration 100.0	15	10
Landfill 0.0	110	34

Processing Costs:

(R\$/tonne input) 120

Revenue From Sale Of Materials To Reprocessor:

	Paper	Glass	Ferrous metal	Non-fe metal	Film plastic	Rigid plastic	Textiles
(R\$/tonne)	250	50	160	2,300	600	1,000	0

Figura AC.14 – Separação de resíduos para recuperação de materiais e produção de CDR

IWM-2 MRF & RDF Sorting (Scenario POA #4 OGTA)

MRF Sorting | cRDF Sorting | dRDF Sorting

Restwaste Available To cRDF:

(tonnes)	Paper	Glass	Ferrous metal	Non-fe metal	Film plastic	Rigid plastic	Textiles	Organics	Other	Total
	9,927	5,867	2,190	345	5,705	8,129	3,386	33,264	71,200	140,013

cRDF Process:

Restwaste amount used (%)

Restwaste amount used (tonnes/year)

cRDF produced (tonnes/year)

Residues:

Fines sent for biological treatment (%)

Distance to biological treatment (km each way)

Distance to landfill (km each way)

Energy Consumption:

Electrical (kWh/tonne input)

Natural gas (m3/tonne input)

Costs:

Processing cost excluding residue disposal and revenue from recovered materials (R\$/tonne input)

Transport cost to biological treatment plant (R\$/tonne of residue)

Transport cost to landfill (R\$/tonne of residue)

Revenue from recovered ferrous metal (R\$/tonne)

Revenue from recovered non-ferrous metal (R\$/tonne)

Streams Results Advanced << Back Main Next >> Print Glossary Help

O programa IWM-2 modela também o inventário de ciclo de vida para as etapas de tratamento biológico (Figuras AC.15 a AC.17), incluindo os processos de compostagem (aeróbia) e biogásificação (digestão anaeróbia).

Na tela da Figura AC.15, o programa dispõe os totais disponíveis para tratamento biológico, sendo que o usuário informa o percentual de resíduos misturados (rejeitos) que são destinados ao processo (após triagem), bem como o percentual da massa de resíduos que vai para cada um dos tipos de tratamento biológico.

Na tela sobre compostagem (Figura AC.16), são fornecidas informações sobre a eficiência do processo de compostagem, o uso de energia, o destino dos rejeitos e o valor de comercialização dos materiais recicláveis triados e do composto produzido.

As mesmas informações acima são inseridas na tela da Figura AC.17 para o processo de digestão anaeróbia ou biodigestão.

Figura AC.15 – Entrada de dados sobre tratamento biológico

IWM-2 Biological Treatments (Scenario POA #4 OGTA)

Process Inputs | Composting | Biogasification

Biological Stream Input:

	Paper	Glass	Ferrous metal	Non-fe metal	Film plastic	Rigid plastic	Textiles	Organics	Other
(tonnes)	0	0	0	0	0	0	0	155,810	0

Restwaste Added To Biological Stream At This Stage:

(%)

	Paper	Glass	Ferrous metal	Non-fe metal	Film plastic	Rigid plastic	Textiles	Organics	Other
(tonnes)	4,378	2,587	966	152	2,516	3,585	1,493	14,669	31,399

Total Material Available For Biological Treatments:

	Paper	Glass	Ferrous metal	Non-fe metal	Film plastic	Rigid plastic	Textiles	Organics	Other
(tonnes)	4,378	2,587	966	152	2,516	3,585	1,493	170,480	31,399

Destination For Material Available For Biological Treatments

	Composting	Biogasification	Landfill
(%)	<input type="text" value="56.0"/>	<input type="text" value="44.0"/>	<input type="text" value="0.0"/>

Streams Results **Advanced** << Back Main Next >> Print Glossary Help

Figura AC.16 – Entrada de dados sobre tratamento biológico: compostagem

IWM-2 Biological Treatments (Scenario POA #4 OGTA)

Process Inputs | Composting | Biogasification

Composting Input And Presort:

	Paper	Glass	Ferrous metal	Non-fe metal	Film plastic	Rigid plastic	Textiles	Organics	Other
Plant input (tonnes)	2,452	1,449	541	85	1,409	2,008	836	95,469	17,584
Presort recovery (%)	<input type="text" value="0.0"/>	<input type="text" value="100.0"/>	<input type="text" value="100.0"/>	<input type="text" value="100.0"/>	<input type="text" value="100.0"/>	<input type="text" value="100.0"/>	<input type="text" value="80.0"/>	<input type="text" value="0.0"/>	<input type="text" value="0.0"/>
Presort residue (%)	<input type="text" value="0.0"/>	<input type="text" value="0.0"/>	<input type="text" value="0.0"/>	<input type="text" value="0.0"/>	<input type="text" value="0.0"/>	<input type="text" value="0.0"/>	<input type="text" value="20.0"/>	<input type="text" value="0.0"/>	<input type="text" value="100.0"/>
Process input (tonnes)	<input type="text" value="2,452"/>							<input type="text" value="95,469"/>	

Composting Process:

Mass loss (%)*

Compost produced (tonnes)

Compost marketable (%)

Energy consumption (kWh/tonne of plant input)

* due to moisture loss and degradation. Range: 30% to 60%

Residue:

	Incineration	Landfill
Sorting residue treatment (%)	<input type="text" value="100.0"/>	<input type="text" value="0.0"/>
Compost residue treatment (%)	<input type="text" value="100.0"/>	<input type="text" value="0.0"/>
Transport distance (km each way)	<input type="text" value="1"/>	<input type="text" value="1"/>
Transport cost (R\$/tonne)	<input type="text" value="10.0"/>	<input type="text" value="33.0"/>

Revenue From Recovered Materials:

	Glass	Ferrous metal	Non-fe metal	Film plastic	Rigid plastic	Textiles
(R\$/tonne)	<input type="text" value="50.0"/>	<input type="text" value="600.0"/>	<input type="text" value="2,300.0"/>	<input type="text" value="600.0"/>	<input type="text" value="1,000.0"/>	<input type="text" value="0.0"/>

Costs:

Processing (R\$/tonne plant input)

Market price for compost (R\$/tonne)

Streams Results **Advanced** << Back Main Next >> Print Glossary Help

Figura AC.17 – Entrada de dados sobre tratamento biológico: digestão anaeróbia

Biogasification Input And Presort:

	Paper	Glass	Ferrous metal	Non-fe metal	Film plastic	Rigid plastic	Textiles	Organics	Other
Plant input (tonnes)	1.926	1.138	425	67	1.107	1.577	657	75.011	13.816
Presort recovery (%)	0.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	80.0	0.0	0.0
Presort residue (%)	2.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	20.0	0.0	100.0
Process input (tonnes)	1.878							75.011	

Biogasification Process:

Mass loss (%)* 59.6

BG Compost produced (tonnes) 31.063

BG Compost marketable (%) 100.0

Energy consumption (kWh/tonne of plant input) 50

Energy production (kWh/tonne of process input) 160

* due to moisture loss and degradation. Range: 40% to 80%

Residue:

	Incineration	Landfill
Sorting residue treatment (%)	100.0	0.0
Compost residue treatment (%)	100.0	0.0
Transport distance (km each way)	1	0
Transport cost (R\$/tonne)	10.0	0.0

Revenue From Recovered Materials:

	Glass	Ferrous metal	Non-fe metal	Film plastic	Rigid plastic	Textiles
(R\$/tonne)	50.0	600.0	2.300.0	600.0	1.000.0	0.0

Costs:

Processing (R\$/tonne plant input) 96.0

Market price for compost (R\$/tonne) 25.0

Market price for electricity (R\$/kWh) 0.103

O inventário para tratamento térmico pode ser calculado para os processos de incineração e para a queima de CDR (Figuras AC.18 a AC.20). Como se pode ver na Figura AC.18, é possível simular dois processos de incineração com diferentes níveis de controle de emissões em um mesmo cenário; bem como a queima de resíduos rejeito (“*RDF Burning*”) e com resíduos de papel e plástico coletados segregadamente após separação na origem (“*PPDF Burning*”). Na Figura AC.19, apresentam-se os dados de entrada para o processo de incineração, e, na Figura AC.20, os de entrada para a queima de CDR (utilizada somente no Cenário #5 ODT).

O inventário das emissões e uso de energia na estação de transferência para envio dos resíduos ao aterro sanitário pode ser realizado pelo Programa. Devem ser fornecidas informações sobre uso de energia para operação do aterro sanitário, bem como sobre as eficiências de coleta e de tratamento de lixiviados e de biogás, e os custos associados a estes sistemas.

Nas Figuras AC.21 a AC.23, podem ser visualizadas as telas de entrada das informações sobre estação de transbordo e aterro sanitário.

Figura AC.18 – Entrada de dados sobre tratamento térmico

IWM-2 Thermal Treatments (Scenario POA #4 OGTA)

Process Inputs | Incineration Process #1 | Incineration Process #2 | RDF Burning | PPDF Burning

Thermal Stream Input:

(tonnes)	Paper	Glass	Ferrous metal	Non-fe metal	Film plastic	Rigid plastic	Textiles	Organics	Other	Compost
	12,380	963	504	215	4,727	5,095	299	681	32,080	0

Restwaste Added To Thermal Stream At This Stage:

(%)

(tonnes)	Paper	Glass	Ferrous metal	Non-fe metal	Film plastic	Rigid plastic	Textiles	Organics	Other
	1,165	689	257	41	670	954	397	3,905	8,358

Total Material Available For Thermal Treatments:

(tonnes)	Paper	Glass	Ferrous metal	Non-fe metal	Film plastic	Rigid plastic	Textiles	Organics	Other	Compost
	13,546	1,652	761	255	5,397	6,049	696	4,586	40,438	0

Destination For Material Available For Thermal Treatments:

Incineration Process #1 (%) Incineration Process #2 (%)

Streams Results Advanced << Back Main Next >> Print Glossary Help

Figura AC.19 – Entrada de dados sobre processo de incineração

IWM-2 Thermal Treatments (Scenario POA #4 OGTA)

Process Inputs | Incineration Process #1 | Incineration Process #2 | RDF Burning | PPDF Burning

Incineration Input And Presort:

	Paper	Glass	Ferrous metal	Non-fe metal	Film plastic	Rigid plastic	Textiles	Organics	Other	Compost
Plant input (tonnes)	13,546	1,652	761	255	5,397	6,049	696	4,586	40,438	0
Presort residue (%)	<input type="text" value="0.0"/>	<input type="text" value="0.0"/>	<input type="text" value="0.0"/>	<input type="text" value="0.0"/>	<input type="text" value="0.0"/>	<input type="text" value="0.0"/>	<input type="text" value="0.0"/>	<input type="text" value="0.0"/>	<input type="text" value="0.0"/>	<input type="text" value="0.0"/>
Process input (tonnes)	13,546	1,652	761	255	5,397	6,049	696	4,586	40,438	0

Incineration Process:

Total process input (tonnes)

Calorific value of process input (GJ/tonne)

Gross efficiency of energy recovery (%)*

* if energy recovered as electricity only: range is 0-30%.
if recovered as electricity and steam: range is 0-90%.

Residues:

Ferrous metal recovery from bottom ash (%)

Bottom ash re-used (%)

Distance to non-hazardous waste landfill (km each way)

Distance to hazardous waste landfill (km each way)

Costs:

Incineration cost (R\$/tonne process input) Transport cost to non-hazardous waste landfill (R\$/tonne)

Market price for electricity (R\$/kWh) Transport cost to hazardous waste landfill (R\$/tonne)

Market price for bottom ash (R\$/tonne)

Streams Results Advanced << Back Main Next >> Print Glossary Help

Figura AC.20 – Entrada de dados sobre queima de CDR

IWM-2 Thermal Treatments (Scenario POA #4 OGTA)

Process Inputs | Incineration Process #1 | Incineration Process #2 | RDF Burning | PPDF Burning

RDF Burning Process:

	cRDF	dRDF
Amount of fuel burned (tonnes/year)	0	0
Calorific value of process input (GJ/tonne)	16.0	18.0
Gross efficiency of energy recovery (%)*	0.0	0.0

* if energy recovered as electricity only: range is 0-30%. If recovered as electricity and steam: range is 0-90%.

Residues:

	cRDF	dRDF
Distance to landfill for non-hazardous waste (km each way)	0	0
Distance to landfill for hazardous waste (km each way)	0	0

Costs:

	cRDF	dRDF
Processing cost (R\$/tonne of fuel)	0	0
Market price for electricity (R\$/kWh)	0.000	0.000
Transport cost to non-hazardous waste landfill (R\$/tonne)	0	0
Transport cost to hazardous waste landfill (R\$/tonne)	0	0

Streams Results Advanced << Back Main Next >> Print Glossary Help

Figura AC.21 – Tela resumo de resíduos disponíveis para transbordo e aterro sanitário

IWM-2 Landfilling (Scenario POA #4 OGTA)

Process Input | Transfer Station | Non-Hazardous Landfill Management & Costs | Hazardous Landfill Management & Costs

Non-Hazardous Landfill Stream Input:

	Paper	Glass	Ferrous metal	Non-fe metal	Film plastic	Rigid plastic	Textiles	Organics	Other	Compost	Bottom Ash
(tonnes)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12,035

Untreated Restwaste Remaining At This Stage:

	Paper	Glass	Ferrous metal	Non-fe metal	Film plastic	Rigid plastic	Textiles	Organics	Other
(tonnes)	4,384	2,591	967	152	2,520	3,590	1,495	14,690	31,443

Total Non-Hazardous Material Available For Landfilling:

	Paper	Glass	Ferrous metal	Non-fe metal	Film plastic	Rigid plastic	Textiles	Organics	Other	Compost	Bottom Ash
(tonnes)	4,384	2,591	967	152	2,520	3,590	1,495	14,690	31,443	0	12,035

Landfill Input:

	Non-Hazardous	Hazardous	Total
Amount (tonnes)	73,866	2,348	76,214
Proportion of waste input (%)	18.0	0.6	18.6

Streams Results Advanced << Back Main Next >> Print Glossary Help

Figura AC.22 – Entrada de dados sobre estação de transbordo

IWM-2 Landfilling (Scenario POA #4 OGTA)

Process Input | Transfer Station | Non-Hazardous Landfill Management & Costs | Hazardous Landfill Management & Costs

Landfill Transfer Station:

	Non-Hazardous	Hazardous
Landfill material sent to transfer station (% of landfill input)	100.0	0.0
Landfill material sent to transfer station (tonnes)	73.866	0
Electrical energy consumption of transfer station (kWh/tonne input)	0.2	0.0
Diesel fuel consumption of transfer station (litres/tonne input)	3.3	0.0
Distance to landfill site from transfer station (km each way)	110.0	0.0

Streams | Results | Advanced | << Back | Main | Next >> | Print | Glossary | Help

Figura AC.23 – Entrada de dados sobre aterro sanitário

IWM-2 Landfilling (Scenario POA #4 OGTA)

Process Input | Transfer Station | Non-Hazardous Landfill Management & Costs | Hazardous Landfill Management & Costs

Energy Consumption:

Electrical energy consumption of landfill site (kWh/tonne input) 1.6

Diesel fuel consumption of landfill site (litres/tonne input) 0.8

Landfill Gas:

Landfill gas generated (Nm3) 5.142.152

Landfill gas collected (%) 70.0

Landfill gas released (%) 30.0

Energy recovered from gas (%) 80.0

Efficiency of electricity generation (%) 30.0

Market price for electricity (R\$/kWh) 0.103

Leachate:

Leachate generated (m3) 11.080

Leachate collected (%) 98.0

Leachate released (%) 2.0

Leachate treatment efficiency (%) 95.0

Efficiency of collection and treatment process (%) 93.1

Costs:

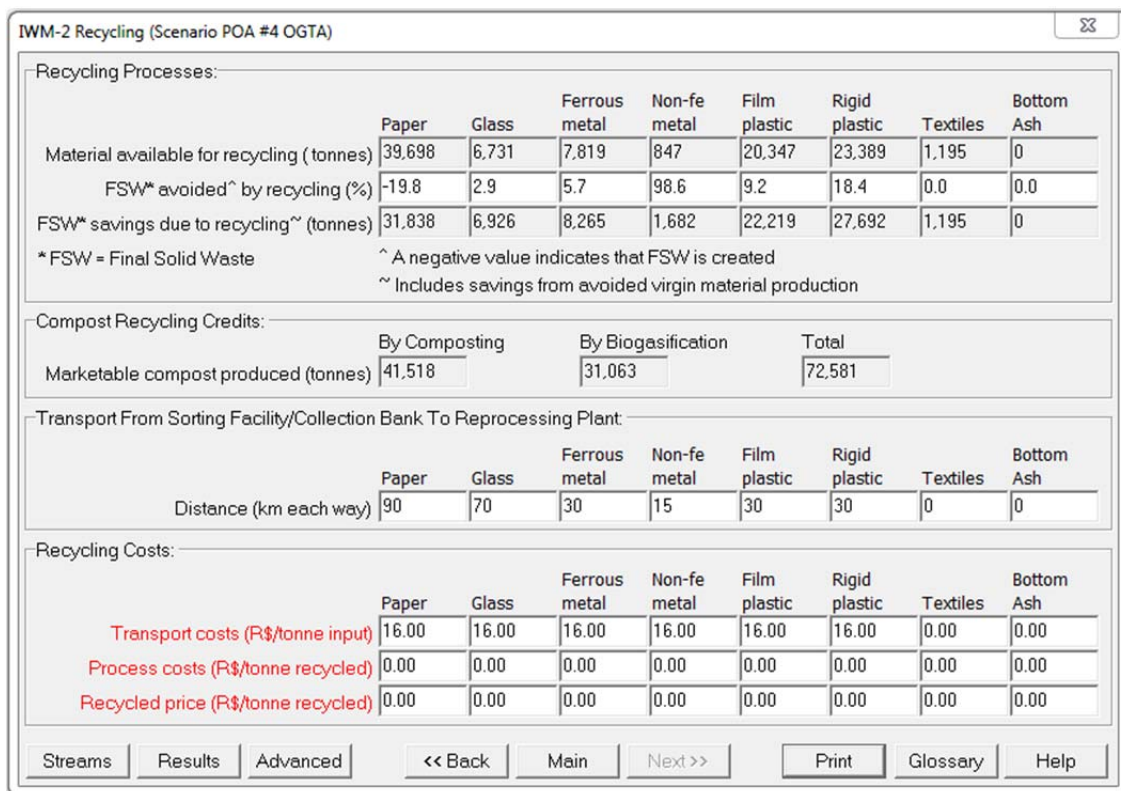
Transfer and transport cost of restwaste (R\$/tonne) 33.3

Landfill cost (R\$/tonne) 48.3

Streams | Results | Advanced | << Back | Main | Next >> | Print | Glossary | Help

Os dados alimentados sobre a etapa de reciclagem constam na Figura AC.24. Devem ser fornecidas informações sobre os índices de reciclagem de cada material, sobre as distâncias de transporte das unidades de triagem até as unidades processadoras da reciclagem de fato e sobre os custos envolvidos.

Figura AC.24 – Entrada de dados sobre reciclagem



Os parâmetros internos podem ser verificados e alterados ou adequados pelo usuário. Nas Figuras AC.25 a AC.32, apresentam-se as telas “Advanced Variables” do programa IWM-2, que permitem visualizar e modificar os parâmetros internos do programa de ICV. São apresentadas as telas para matiz energética e uso de combustíveis, coleta, triagem, tratamento térmico, aterro sanitário e reciclagem.

Todas as equações dos cálculos, em todas as etapas, podem ser verificadas pelo usuário do Programa IWM-2 (atendendo o que preconiza a NBR ISO 14.040 que aborda a avaliação de ciclo de vida). Um exemplo de visualização de como o programa IWM-2 permite ver as fórmulas é mostrado na Figura AC.33, onde se mostra a equação de cálculo da geração de DQO (COD) para a reciclagem no Cenário #4 OGTA (no caso a DQO evitada pela reciclagem é de 1.463.722.033 g, com a fórmula de cálculo mostrada no quadro menor).

Figura AC.25 – Tela “Advanced Variables” para energia e combustíveis

IWM-2 Advanced Variables (Scenario POA #4 OGTA)

Fuels & Electricity | Waste Collection | RDF Sorting | Thermal Treatments | Landfilling | Recycling | Other

Electricity Generation:

	Hard coal	Brown coal	Oil	Nat. gas	Nuclear	Hydro
System area generating grid (%)	3.0	0.0	0.0	2.0	0.0	95.0
Displaced energy (%)	3.0	0.0	0.0	2.0	0.0	95.0

Data Source: Default data from Brazil Select Country

System Area Generating Efficiency:

	Hard coal	Brown coal	Oil	Nat. gas	Nuclear	Hydro	Overall
(%)*	28.5	24.8	27.1	34.2	27.2	76.5	74.2

Fuel Consumption Data:

Average petrol car (litres/km)

Average diesel car (litres/km)

Diesel truck (litres/km)

Collection Vehicles:

Diesel truck load (tonnes)

Gross Calorific Values:

Electricity (GJ/kWh)

Petrol (GJ/litre)

Diesel (GJ/litre)

Nat. gas (GJ/m3)

Production Of Other Fuels:

Efficiency (%)*

Petrol

Diesel

Nat. gas

* Efficiency including generation and supply

Print Ok Help

Figura AC.26 – Tela “Advanced Variables” para coleta

IWM-2 Advanced Variables (Scenario POA #4 OGTA)

Fuels & Electricity | Waste Collection | RDF Sorting | Thermal Treatments | Landfilling | Recycling | Other

K.C.S. #1 | K.C.S. #2 | K.C.S. #3 | K.C.S. #4 | M.B.C.S. #1 | M.B.C.S. #2 | M.B.C.S. #3 | M.B.C.S. #4 | Bins & Bags | Commercial

Contamination Rates:

	With kerbside sort	Without kerbside sort
Organic material contamination rate in dry recyclables (%)	<input type="text" value="0.0"/>	<input type="text" value="2.5"/>
Other material contamination rate in dry recyclables (%)	<input type="text" value="0.0"/>	<input type="text" value="2.5"/>
MRF - Amount of dry recyclable material lost as residue (%)	<input type="text" value="0.0"/>	<input type="text" value="25.8"/>

Plastic contamination rate in biowaste (%)

Print Ok Help

Figura AC.27 – Tela “Advanced Variables” para triagem e produção de CDR

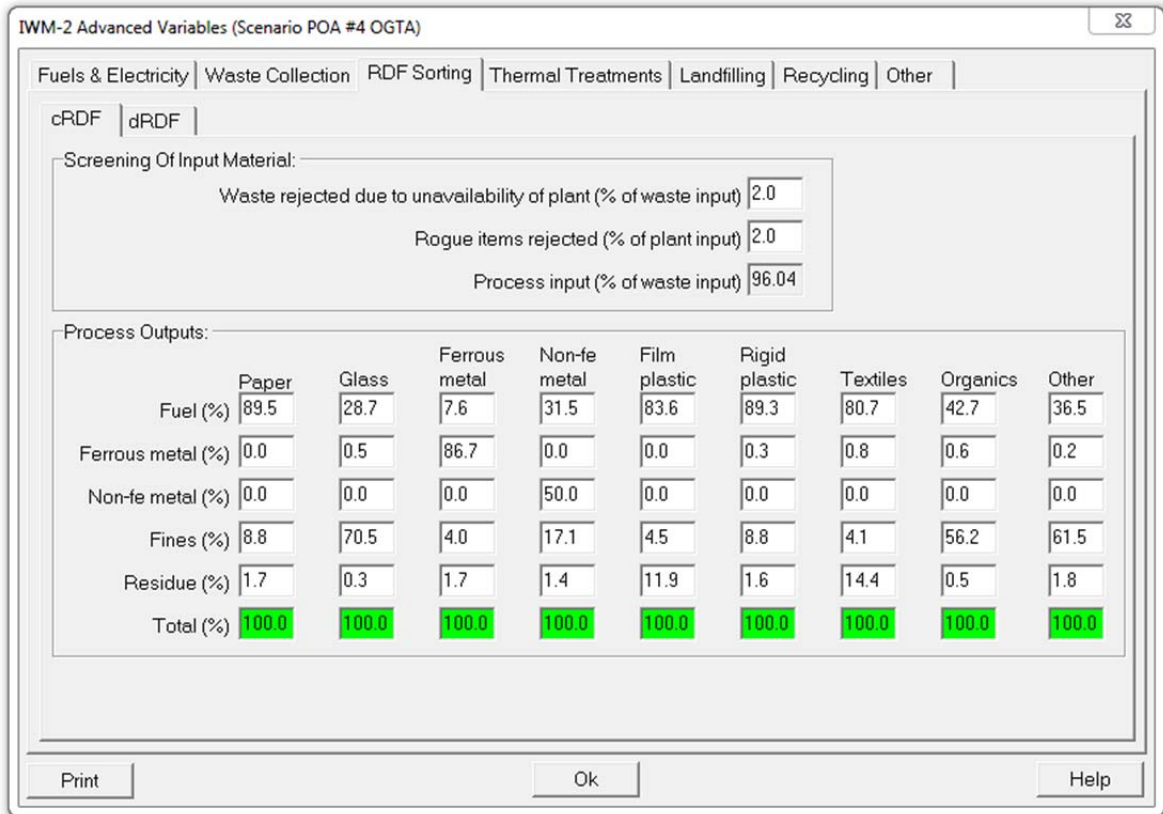


Figura AC.28 – Tela “Advanced Variables” para processo de incineração

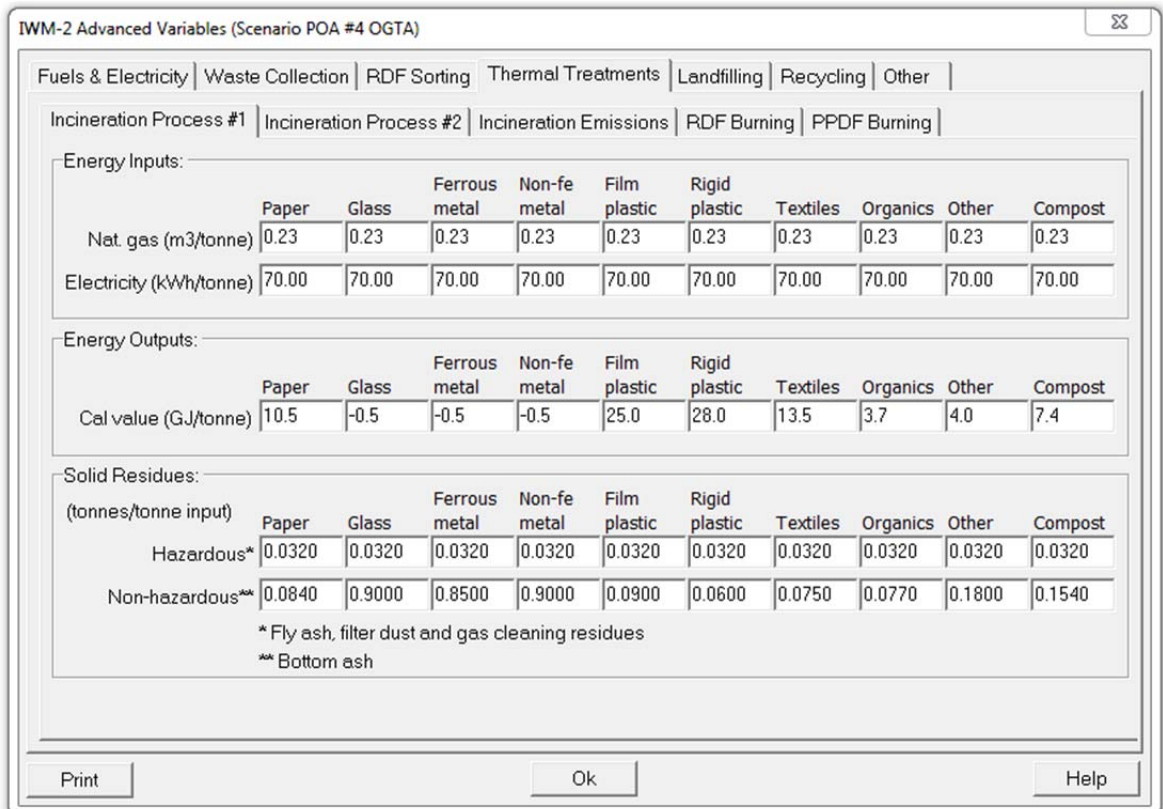


Figura AC.29 – Tela “Advanced Variables” para padrão de emissão da incineração

IWM-2 Advanced Variables (Scenario POA #4 OGTA)

Fuels & Electricity | Waste Collection | RDF Sorting | Thermal Treatments | Landfilling | Recycling | Other

Incineration Process #1 | Incineration Process #2 | Incineration Emissions | RDF Burning | PPDF Burning

Incinerator Emissions:

	S02 mg/Nm3	HCl mg/Nm3	NOx mg/Nm3	Dioxins/Furans ng/Nm3	CO mg/Nm3	Particulates ng/Nm3
US EPA Regulations	88	41	308	13	125	24
New Facility	23	15	279	4.5	33	4

Emissions Based On:

Process #1

Process #2

Metal Removal Efficiency Of Gas Cleaning Technology:

	Arsenic	Cadmium	Chromium	Copper	Mercury	Nickel	Lead	Zinc
Process #1 (%)	99.9	99.7	99.3	99.6	92.7	96.6	99.8	99.7
Process #2 (%)	99.9	99.7	99.3	99.6	92.7	96.6	99.8	99.7

Print Ok Help

Figura AC.30 – Tela “Advanced Variables” para queima de CDR

IWM-2 Advanced Variables (Scenario POA #4 OGTA)

Fuels & Electricity | Waste Collection | RDF Sorting | Thermal Treatments | Landfilling | Recycling | Other

Incineration Process #1 | Incineration Process #2 | Incineration Emissions | RDF Burning | PPDF Burning

Energy Inputs:

	cRDF	dRDF
Nat. gas (m3/tonne)	0.00	0.00
Electricity (kWh/tonne)	20.00	20.00

Energy Outputs:

	cRDF	dRDF
Cal value (GJ/tonne)	16.0	18.0

Solid Residues:

(tonnes/tonne input)	cRDF	dRDF
Hazardous*	0.0138	0.0138
Non-hazardous**	0.0860	0.0860

* Fly ash, filter dust and gas cleaning residues
** Bottom ash

Print Ok Help

Figura AC.31 – Tela “Advanced Variables” para aterro sanitário

IWM-2 Advanced Variables (Scenario POA #4 OGTA)

Fuels & Electricity | Waste Collection | RDF Sorting | Thermal Treatments | **Landfilling** | Recycling | Other

Landfill Gas:

Energy potential (MJ/Nm3)

	Paper	Glass	Metal	Plastic	Textiles	Organics	Other	Compost	Bottom Ash
Gas generated(Nm3/tonne)	250	0	0	0	250	250	0	100	0

Landfill Leachate:

Leachate generation (m3/tonne)

	Paper	Glass	Metal	Plastic	Textiles	Organics	Other	Compost	Ash	Hazardous
(m3/tonne)	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15

Solid waste from leachate treatment (tonnes/m3 leachate treated)

Landfill Volume Of Waste:

	Paper	Glass	Ferrous metal	Non-fe metal	Film plastic	Rigid plastic	Textiles	Organics	Other	Compost	Bottom Ash
(m3/tonne)	1.05	0.51	0.32	0.93	1.04	1.04	1.43	1.11	1.11	0.77	0.67

Hazardous (m3/tonne)

Industrial energy

Solid waste from leachate treatment

Print Ok Help

Figura AC.32 – Tela “Advanced Variables” para reciclagem

IWM-2 Advanced Variables (Scenario POA #4 OGTA)

Fuels & Electricity | Waste Collection | RDF Sorting | Thermal Treatments | Landfilling | **Recycling** | Other

Material Losses:

These figures are used to calculate the air and water emissions and the recycling process costs (per tonne output) and the price for recycled materials (per tonne output)

	Paper	Glass	Ferrous metal	Non-fe metal	Film plastic	Rigid plastic	Textiles	Bottom Ash
Material losses (%)	18	3	8	5	5	15	10	0

Print Ok Help

Figura AC.33 – Visualização da fórmula interna de cálculo da DQO na reciclagem

Scenario POA #4 OGTA

Costs | Fuels | Final Solid Waste | Air Emissions | Water Emissions | Emissions Guide

	Units	Collection	Sorting	Biological	Thermal	Landfill	Recycling	Total
BOD	g	17	14	9,392,414	n/a	685,653	55,766,287	65,844,366
COD	g	546	430	19,027,610	n/a	685,744	-1,463,722,033	
SuspendedSolids	g	10,594,067	315,708	-11,835	n/a	1,479,113	46,201,733	
TOC	g	1,710	15,117	-13,024	n/a	2,183	94,620,192	
AOX	g	0	0	-0	n/a	1,285	-15,240,179	
ChlorinatedHC	g	0	0	-0	n/a	664	3,520	
Dioxins/Furans	g	Zero	Zero	Zero	n/a	0	Zero	
Phenols	g	0	8	-7	n/a	246	-31,641	
Aluminium	g	407	94,893	-82,005	n/a	4,183	-14,902,919	
Ammonium	g	50,257	1,551	3,600,531	n/a	20,293	130,478	
Arsenic	g	0	192	-166	n/a	18	-32,308	
Barium	g	469	7,709	-6,651	n/a	400	-1,297,874	
Cadmium	g	0	5	-4	n/a	9	-576	
Chloride	g	99,131,256	3,414,121	-507,839	n/a	13,926,027	411,256,049	
Chromium	g	2	952	-823	n/a	85	-166,135	
Copper	g	1	476	-411	n/a	84	-37,218	
Cyanide	g	0	5	-4	n/a	0	-43,619,842	
Fluoride	g	Zero	Zero	Zero	n/a	459	-2,181	
Iron	g	106,429	32,461	-25,487	n/a	76,663	-4,779,439	
Lead	g	1	477	-412	n/a	62	-85,265	
Mercury	g	Zero	0	-0	n/a	1	83	
Nickel	g	1	480	-415	n/a	133	-79,779	
Nitrate	g	122	2,162	-1,866	n/a	111	26,876,210	
Phosphate	g	5	5,692	-4,920	n/a	248	-236,816	
Sulphate	g	3,521,336	525,972	-368,418	n/a	506,267	175,616,161	
Sulphide	g	0	5	-5	n/a	0	928	
Zinc	g	2	956	-826	n/a	491	-151,660	

Print/Export | Help | Close

Variable Information

Variable: ResultsWater_COD_Recycling

Owner: Results Section

Value: -1,463,722,033

Units: grams

Saved value: Not applicable

Default value: Not applicable

Exact value: -1463722033.0735

Accuracy: 4

Calculation details. Double click any variable name to drill down....

```

ResultsFuel_Diesel_Recycling * ResultsEmissions_WaterCOD_Diesel - S7InputPaper * ((100 - S07LossesPaper) / 100) *
ResultsEmissions_WaterCOD_RecyclingPA - S7InputGlass * ((100 - S07LossesGlass) / 100) *
ResultsEmissions_WaterCOD_RecyclingGL - S7InputFerrousMetal * ((100 - S07LossesFerrousMetal) / 100) *
ResultsEmissions_WaterCOD_RecyclingMEFe - S7InputNonFerrousMetal * ((100 - S07LossesNonFerrousMetal) / 100) *
ResultsEmissions_WaterCOD_RecyclingMENonFe - S7InputFilmPlastic * ((100 - S07LossesFilmPlastic) / 100) *
ResultsEmissions_WaterCOD_RecyclingPLFilm - S7InputRigidPlastic * ((100 - S07LossesRigidPlastic) / 100) *
ResultsEmissions_WaterCOD_RecyclingTE - S7RecyclingSavingsCompost * ResultsEmissions_WaterCOD_RecyclingCO -
S7InputBottomAsh * ((100 - S07LossesBottomAsh) / 100) * ResultsEmissions_WaterCOD_RecyclingASH
                    
```

Waste Input Data | Energy Grid Data | Number display

Data Source: User | Data Source: Default data from Brazil | Nearest whole number

APÊNDICE D – Metodologia de cálculo dos indicadores ambientais da AICV

Para a avaliação da sustentabilidade ambiental, foram utilizados os seguintes critérios e indicadores, cujas fórmulas de cálculo são descritas por Den Boer *et al.* (2005) são apresentadas na sequência:

- Mudanças climáticas;
- Toxicidade humana;
- Formação de foto-oxidantes;
- Acidificação;
- Eutrofização.

Na Tabela 4.2 (Capítulo 4.3.4), são apresentados a classificação das emissões que contribuem para determinado indicador de impacto ambiental e os valores de caracterização (PAG, PTH, PCFO, PA e PE) das diferentes emissões para cada um dos indicadores.

Além desses seis indicadores, propomos, neste estudo, a adoção de mais três, com a forma de cálculo também apresentada a seguir:

- Uso de energia;
- Disposição de recicláveis “secos” em AS;
- Disposição de recicláveis “orgânicos” em AS.

Indicador: Mudanças climáticas – *MdCl*

Mudanças climáticas são causadas pela emissão na atmosfera de gases que afetam o chamado “efeito estufa”. Emissões típicas em sistemas de gerenciamento de RSU que contribuem ao aquecimento global incluem o CO₂, N₂O e CH₄. O Potencial de Aquecimento Global (PAG) que é usado como fator de caracterização para avaliação e agregação da categoria mudanças climáticas está apresentado na Tabela 4.2. O indicador geral é calculado da seguinte maneira:

$$MdCl = \sum_{i=1}^n PAG_i \times m_i$$

onde:

$MdCl$ = resultado do indicador, que é expresso em kg CO₂ equivalente;

PAG_i = Potencial de Aquecimento Global da substância i ;

m_i = massa da substância i emitida em kg.

Indicador: Toxicidade humana – $ToHu$

Esta categoria de impacto concerne aos efeitos negativos à saúde humana de substâncias tóxicas emitidas ao ambiente. Considera-se tanto emissões ao meio ar quanto ao meio água doce. A forma de cálculo do indicador é a seguinte:

$$ToHu = \sum_{i=1}^n \sum_{emeio=1}^k PTH_{i,emeio} \times m_{i,emeio}$$

onde:

$ToHu$ = resultado do indicador, que é expresso em kg 1,4-diclorobenzeno equivalente;

$PTH_{i,emeio}$ = Potencial de Toxicidade Humana da substância i emitida para o meio $emeio$ (ar ou água);

m_i = massa da substância i emitida em kg.

Indicador: Formação de foto-oxidantes – $FoFO$

$FoFO$ é a formação de compostos químicos reativos com o ozônio pela ação da luz solar sobre certos poluentes primários. Esses compostos reativos podem afetar negativamente a saúde humana e os ecossistemas bem como causar danos às plantações. O indicador é calculado como segue:

$$FoFO = \sum_{i=1}^n PCFO_i \times m_i$$

onde:

$FoFO$ = resultado do indicador, que é expresso em kg etileno equivalente;

$PCFO_i$ = Potencial de Criação Fotoquímica de Ozônio da substância i ;

m_i = massa da substância i emitida em kg.

Indicador: Acidificação – $Acid$

Poluentes que causam acidificação do meio têm uma variedade de impactos sobre

o solo, a água subterrânea, as águas superficiais, os organismos vivos e o ambiente construído. Apresenta-se abaixo a fórmula de cálculo desse indicador:

$$Acid = \sum_{i=1}^n PA_i \times m_i$$

onde:

$Acid$ = resultado do indicador, que é expresso em kg SO₂ equivalente;

PA_i = Potencial de Acidificação da substância i ;

m_i = massa da substância i emitida em kg.

Indicador: Eutrofização – *Eutr*

A eutrofização cobre os impactos potenciais da concentração excessiva de macronutrientes, em especial do nitrogênio e do fósforo. Segue a equação de cálculo do indicador:

$$Eutr = \sum_{i=1}^n PE_i \times m_i$$

onde:

$Eutr$ = resultado do indicador, que é expresso em kg PO₄ equivalente;

PE_i = Potencial de Eutrofização da substância i ;

m_i = massa da substância i emitida em kg.

Indicador: Uso de energia – *UsoEn*

O indicador “uso de energia” representa o equivalente energético em GJ (giga Joule) líquido de todo o sistema de gerenciamento de RSU. Um valor positivo para $UsoEn$ indica que há um consumo líquido de energia; e um valor negativo para o indicador representa que houve uma geração líquida de energia no cenário ou que a economia resultante da reciclagem dos materiais é maior que a energia consumida em todo o sistema.

O indicador é calculado como segue:

$$UsoEn = \sum_{i=1}^n \frac{PCB_i + q_i}{ef_i}$$

onde:

$UsoEn$ = resultado do indicador, que é expresso em GJ equivalente;

PCB_i = Potencial Calorífico Bruto da fonte energética i ;

- q_i = quantidade de energia ou combustível i utilizada, gerada ou poupada em kWh, L ou m³ (q_i poupado ou gerado entra com sinal negativo na equação);
- ef_i = eficiência energética da fonte i .

O programa IWM-2 calcula e dá como resultado de saída o indicador *UsEn* (em GJ) para cada um dos cenários avaliados. O programa utiliza as seguintes fontes energéticas primárias com o respectivo poder calorífico bruto e eficiência de conversão em energia elétrica, conforme Tabela AD.1.

Tabela AD.1 – Conversão de fontes energéticas primárias – *UsEn*

Fonte energética	Unidade básica	Fator de conversão para GJ	Unidade de conversão	Eficiência (%)
Eletricidade-consumida	kWh	0,003600	GJ/kWh	-
Eletricidade-gerada	kWh	0,003600	GJ/kWh	-
Eletricidade-reciclagem	kWh	0,003600	GJ/kWh	-
Gasolina	L	0,034350	GJ/L	63,6
Diesel	L	0,038136	GJ/L	75,2
Gás natural	m ³	0,040200	GJ/m ³	80,2

Fonte: McDougall *et al.* (2001)

Indicador: Disposição de recicláveis “secos” em AS – *DRecAS*

Esse indicador avalia o impacto da disposição em aterro sanitário de resíduos sólidos “secos” que ainda tem potencial de reciclagem. A fórmula de cálculo é a seguinte:

$$DRecAS = 100 - \frac{QuRec}{FrRec}$$

onde:

DRecAS = resultado do indicador, que é expresso em % dos recicláveis que vão para aterro sanitário;

QuRec = Quantidade de Recicláveis “secos” efetivamente reciclados no cenário, em t/a;

FrRec = Fração total de potencialmente Recicláveis “secos” no cenário, em t/a.

Indicador: Disposição de recicláveis “orgânicos” em AS – *DOrgAS*

Esse indicador avalia o impacto da disposição em aterro sanitário de resíduos sólidos “orgânicos” que ainda têm potencial de reciclagem. A fórmula de cálculo é a seguinte:

$$DOrgAS = 100 - \frac{QuComp}{FrOrg}$$

onde:

$DOrgcAS$ = resultado do indicador, que é expresso em % dos orgânicos que vão para aterro sanitário;

$QuComp$ = Quantidade de recicláveis “Orgânicos” efetivamente reciclados no cenário, em t/a;

$FrOrg$ = Fração total de potencialmente recicláveis “Orgânicos” no cenário, em t/a.

APÊNDICE E – Metodologia de cálculo dos indicadores sociais da AICV

Para cálculo dos indicadores sociais da avaliação dos impactos de ciclo de vida, também foi utilizada a metodologia adaptada descrita por Den Boer *et al.* (2005). A metodologia considera os seguintes aspectos prioritários para a avaliação da sustentabilidade ambiental de SGIRSU:

- Direitos e obrigações dos cidadãos;
- Direitos e obrigações dos empregados;
- Responsabilidades dos fornecedores de serviços;
- Responsabilidades do governo ou instituições de controle;
- Proteção social e ambiental;
- Envolvimento da comunidade.

Os indicadores selecionados nesta pesquisa, apontando as perspectivas de sustentabilidade social a qual pertencem (aceitabilidade social, equidade social, ou função social) bem como ao estágio ou etapa do sistema de gerenciamento de RSU ao qual pertencem estão apresentados na Tabela AE.1 (“sim” e “não” significa, respectivamente, se o indicador é calculado para a etapa específica do SGIRSU).

Tabela AE.1 – Lista de indicadores e critérios sociais

Critério e indicador	Etapa do SGIRSU		
	Armazenamento temporário	Coleta e transporte	Tratamento
Aceitabilidade social			
Odor	Sim	Não	Sim
Impacto visual	Sim	Não	Sim
Espaço urbano	Sim	Não	Sim
Espaço privado	Sim	Não	Não
Complexidade	Sim	Não	Não
Equidade social			
Qualidade dos empregos	Não	Sim	Sim
Função social			
Empregos diretos criados	Não	Sim	Sim
Taxa de reciclagem	Não	Não	Sim

Fonte: Adaptado de Den Boer *et al.* (2005)

Na sequência apresentam-se a descrição e a forma de cálculo desses oito indicado-

res de sustentabilidade social.

Indicador: Odor – $Odor(AT)$ e $Odor(Tr)$

O indicador “Odor” no armazenamento temporário pré-coleta – $Odor(AT)$ – e as variáveis necessárias para o seu cálculo são apresentados a seguir.

$$Odor(AT) = \sum_{fr\ i=1}^k \left(\frac{FrRe_i}{ToRe} \cdot \frac{(Biod_i + CoAg_i + QuRe_i + FrCo_i + CoTe + DiPC)}{n} \right)$$

onde:

$fr\ i$ = fração do resíduo coletado separadamente (fr), p.ex., resíduo de embalagens, resíduo verde (orgânico), etc.;

k = número de separações de frações do resíduo [n.];

$FrRe_i$ = contribuição em massa da Fração do Resíduo i [t/a];

$ToRe$ = Total de Resíduos [t/a] coletados pelo sistema;

$Biod_i$ = potencial de Biodegradabilidade da fração do resíduo i [% MS (Matéria Seca), escalar];

$CoAg_i$ = Conteúdo de água (umidade) da fração do resíduo i [% , escalar];

$QuRe_i$ = Quantidade de Resíduo per capita anual da fração i [kg/hab.a, escalar];

$FrCo_i$ = Frequência de Coleta da fração i [n. vezes/ano, escalar];

$CoTe$ = Condições do tempo: Temperatura [°C, escalar];

$DiPC$ = Distância Pessoa/Contêiner [hab/m², escalar];

n = número de variáveis, neste caso $n = 6$.

As variáveis padronizadas para cálculo do indicador Odor no AT são apresentadas nas Tabelas AE.2 a AE.5 a seguir.

Tabela AE.2 – Valores padrão para características dos resíduos para Geração de Odor – $Biod$ e $CoAg$

Potencial de Odor	Indicador normalizado	Conteúdo da fração orgânica biodegradável $Biod$ (% seco)	Conteúdo de água da fração (umidade) $CoAg$ (%)
Muito alto	4	≥ 85	≥ 55
Alto	3	75 - 84	45 - 54
Médio	2	65 - 74	35 - 44
Moderado	1	50 - 64	25 - 34
Insignificante	0	< 50	< 25

Fonte: Den Boer *et al.* (2005)

Tabela AE.3 – Valores Padrão da variável Quantidade de Resíduos em cada fração – *QuRe*

Quantidade de resíduos	Indicador normalizado	Quantidade de resíduos na fração <i>i</i> <i>QuRe</i> (kg/hab.a)
Grande	4	> 300
Significativa	3	< 150 - 300
Média	2	< 30 - 150
Moderada	1	5 - 30
Insignificante	0	< 5

Fonte: Den Boer *et al.* (2005)

Tabela AE.4 – Valores Padrão da variável Frequência de Coleta – *FrCo*

Frequência de coleta	Indicador normalizado	Frequência da coleta de resíduos <i>FrCo</i> (nº vezes/ano)
Muito baixo	4	25 - 0
Baixo	3	> 25 - 49
Médio	2	> 49 - 56
Alto	1	> 56 - 146
Muito alto	0	> 146

Fonte: Den Boer *et al.* (2005)

Tabela AE.5 – Valores Padrão da variável Distância Pessoa/Contêiner baseados na densidade populacional – *DiPC*

Distância	Indicador normalizado	Densidade populacional <i>DiPC</i> (hab./m ²)
Curta	4	> 8.000
Moderada	3	5.000 – 7.999
Média	2	3.000 – 4.999
Significativa	1	< 3.000

Fonte: Den Boer *et al.* (2005)

A variável Condições do tempo/Temperatura (*CoTe*) é calculada da seguinte forma:

$$CoTe = \frac{\sum_{i=1}^5 VaRe_{Temp.i} \times NoDi_{Temp.i}}{365}$$

onde:

$NoDi_{Temp.i}$ = número de dias com temperatura média dentro de uma determinada faixa (conforme Tabela AE.6);

$VaRe_{Temp.i}$ = valor de referência a uma determinada faixa de temperatura
(valores constante da Tabela AE.6);

365 = número de dias em um ano.

Tabela AE.6 – Valores de referência para as faixas de temperatura - $VaRe$

Valor de referência	Faixas de temperatura (°C)				
	< 10°C	10 e 15°C	15 e 20°C	20 e 25°C	25°C
VaRe	0	2	4	6	8

Fonte: Den Boer *et al.* (2005)

Com o valor de $CoTe$ calculado conforme acima, o valor normalizado da variável é obtido da Tabela AE.7.

Tabela AE.7 – Valores Padrão da variável Condições do Tempo / Temperatura – $CoTe$

Condições do clima	Indicador normalizado	Condições do tempo / Temperatura $CoTe$ (-)
Muito quente	4	$\geq 3,5$
Quente	3	2,50 a 3,49
Moderado	2	1,50 a 2,49
Frio	1	0,50 a 1,49
Muito frio	0	< 0,5

Fonte: Den Boer *et al.* (2005)

Por fim, o indicador $Odor(AT)$ é normalizado (dividindo-se por 4) para que fique com um valor entre 0 e 1.

Lista de entrada para o indicador $Odor(AT)$:

1. Composição do material coletado da fração resíduos i (módulo de Armazenamento Temporário);
2. Caracterização química de materiais da fração recolhida, (teor de água, teor de matéria orgânica degradável);
3. Quantidade de fração recolhida i per capita e por ano;
4. Frequência da coleta de todos os resíduos recolhidos da fração i ;
5. A densidade populacional na cidade estudada;
6. Número de dias em um ano com temperatura média dentro de temperatura defi-

- nida em intervalos: a partir de folha de entrada Geral - entrada do usuário;
- 7. Número total de frações recolhidas seletivamente;
- 8. Para cada conjunto de contribuição de peso para fração total de resíduos coletados [%].

O indicador Odor para tratamento dos resíduos é calculado como segue.

$$Odor(Tr) = \sum_{t=1}^y \left(\frac{DiPI_t}{\sum_{t=1}^y DiPI_t} [\%] \cdot EToO_t \right)$$

onde:

Odor(Tr) = indicador agregado do potencial de Odor do subsistema de Tratamento [-];

t = instalação de tratamento de resíduos;

y = número de instalações de tratamento de resíduos do SMGIRS;

EToO_t = Emissão Total de Odor decorrente de uma instalação específica de tratamento/disposição de resíduos *t* em um ano [UO/a, escalar];

DiPI_t = Distância Pessoa (casa mais próxima)/Instalação *t* [m, escalar].

Sendo que (valores normalizados obtidos na Tabela AE.8):

$$EToO_t = EMeO_t \cdot EnRe_t$$

onde:

EMeO_t = Emissão Média de Odor decorrente da instalação específica de tratamento/disposição de resíduos *t* por tonelada de resíduo tratado na planta [UO/t];

ReIn_t = quantidade de Resíduos tratados na Instalação *t* [-, escalar].

Tabela AE.8 – Normalização da intensidade do Odor – *Odor(Tr)*

Odor	Indicador normalizado	Emissão total de odor <i>EToO</i> (UO/a)	Distância à área residencial <i>DiPI</i> (m)
Muito forte	4	> 1,00E+13	< 1,00 DiMS
Forte	3	1,00E+11 – 9,99E+12	1 – 1,99 DiMS
Discreto	2	1,00E+09 – 9,99E+10	2 – 2,99 DiMS
Muito fraco	1	1,00E+06 – 9,99E+08	3 – 4 DiMS
Sem odor	0	< 9,99E+05	> 4 DiMS

Obs.: DiMS – Distância Mínima de Separação (tabulado por tipo de instalação de tratamento)

UO – unidade de dor, que é medida olfatométrica da concentração de odor

Fonte: Den Boer *et al.* (2005)

Para fins de cálculo de definição das Distâncias Mínimas de Separação – *DiMS* –, a Tabela AE.9 deverá ser utilizada. As emissões totais de odor por planta e as faixas de capacidades instaladas normalizadas são definidas nas Tabelas AE.10 e AE.11, respectivamente.

Tabela AE.9 – Valores padrão recomendado para Distância Mínima de Separação – *DiMS* – para diferentes plantas de tratamento

Instalação ou Planta	Observações	Distância Mínima de Separação <i>DiMS</i> (m)
Aterro sanitário		500
Planta de compostagem	sem biofiltro	500
Planta de compostagem	com biofiltro	100
Planta de biodigestão	maturação a céu aberto	500
Planta de biodigestão	totalmente fechado	300
TMB (aeróbio e anaeróbio)	sem biofiltro	500
TMB (aeróbio e anaeróbio)	com biofiltro	300
Estação de transferência		200
Planta de incineração		300

Fonte: Den Boer *et al.* (2005)

Tabela AE.10 – Emissões média de Odor por plantas de tratamento de resíduos de acordo com suas capacidades de projeto

Tipo de planta	Observação	Capacidade da planta (t/a)				
		muito pq.	pequena	média	grande	muito gr.
		Emissão Média de Odor – <i>EMeOt</i> (UO/a)				
Aterro sanitário	res. comum	2,40E+12	4,20E+12	9,00E+12	1,80E+13	2,40E+13
Aterro sanitário	rejeito	1,00E+11	1,75E+11	3,75E+11	7,50E+11	1,00E+12
Compostagem	sem biofiltro	1,00E+11	3,00E+11	1,25E+12	3,50E+12	5,00E+12
Compostagem	com biofiltro	5,60E+09	1,68E+10	7,00E+10	1,96E+11	2,80E+11
Biodigestão	uso energia gás	3,20E+09	1,76E+10	6,40E+10	1,76E+11	2,56E+11
TMB	sem biofiltro	3,10E+11	1,09E+12	2,48E+12	4,65E+12	6,20E+12
TMB	com biofiltro	1,55E+10	5,43E+10	1,24E+11	2,33E+11	3,10E+11
Estação de transferência	res. comum	3,60E+06	6,30E+06	1,35E+07	2,70E+07	3,60E+07
Incineração	res. comum	1,08E+06	1,89E+06	4,05E+06	8,10E+06	1,08E+07
Incineração	rejeito	1,80E+05	3,15E+05	6,75E+05	1,35E+06	1,80E+06

Fonte: Den Boer *et al.* (2005)

Tabela AE.11 – Classificação por faixa de capacidade instalada (t/a) para fins de emissão de odor de plantas de tratamento de resíduos

Planta	muito pequena	pequena	média	grande	muito grande
	(t/a)				
Aterro sanitário	< 20.000	20.000 – 49.999	50.000 – 99.999	100.000 – 200.000	> 200.000
Compostagem	< 1.000	1.000 – 4.999	5.000 – 19.999	20.000 – 50.000	> 50.000
Biodigestão	< 1.000	1.000 – 9.999	10.000 – 29.999	30.000 – 80.000	> 80.000
TMB	< 5.000	5.000 – 29.999	30.000 – 49.999	50.000 – 100.000	> 100.000
Estação transferência	< 20.000	20.000 – 49.999	50.000 – 99.999	100.000 – 200.000	> 200.000
Incineração	< 20.000	20.000 – 49.999	50.000 – 99.999	100.000 – 200.000	> 200.000

Fonte: Den Boer *et al.* (2005)

Por fim, o indicador $Odor(Tr)$ é normalizado (dividindo-se por 4) para que fique com um valor entre 0 e 1.

Lista de informações necessárias para cálculo de $Odor(Tr)$:

1. Tipos de n instalações de tratamento, com relevância de emissão de odor, existentes no cenário de SGIRSU (aterro sanitário, planta de compostagem, digestão anaeróbia, TMB, incineração, estação de transbordo);
2. Quantidade de RSU gerenciada em cada planta (t/a);
3. Existência de biofiltro, no caso de compostagem, digestão anaeróbia e TMB (sim ou não);
4. Distância da planta a habitações próximas (m).

Indicador: Impacto visual – $ImVi(AT)$ e $ImVi(Tr)$

O indicador impacto visual para armazenamento temporário dos resíduos é calculado como segue.

$$ImVi(AT) = -4 \cdot 10^{-8} \cdot VaRP^4 + 9 \cdot 10^{-6} \cdot VaRP^3 - 9 \cdot 10^{-4} \cdot VaRP^2 + 3,99 \cdot 10^{-2} \cdot VaRP + 1,23 \cdot 10^{-2}$$

onde:

$$ImVi(AT) = \text{Impacto Visual do armazenamento temporário [-]}.$$

Sendo que:

$$VaRP = 1,125 \cdot CoQu \cdot \left(\frac{TaPo}{DiPo} \cdot Aces \cdot CaViAT \right)^{1/4}$$

onde:

$VaRP$ = Valor Relativo da Paisagem [-];

$CoQu$ = Condição de Qualidade [-, escalar];

$TaPo$ = Tamanho da População [hab, escalar];

$DiPo$ = Distância da População [m, escalar];

$Aces$ = Acessibilidade [-, escalar];

$CaViAT$ = Campo de Visão do Armazenamento Temporário [-, escalar].

Os valores necessários das variáveis normalizadas para cálculo do impacto visual são obtidos das Tabelas AE.12 a AE.16.

Tabela AE.12 – Condição de Qualidade – *CoQu*

Tipo de área	Condição de qualidade - <i>CoQu</i>			
	Área protegida	Alta	Moderada	Baixa
Área verde / praia / lago	25	22	18	16
Área cultural ou histórico	25	22	18	16
Montanhas	25	22	18	16
Área comercial	16	12	10	8
Área residencial	8	6	5	4
Área de escritórios	4	3,5	2,5	2
Área industrial	2	1,75	1,25	1

Fonte: Den Boer *et al.* (2005)

Tabela AE.13 – Tamanho da população – *TaPo*

Número de habitantes	<i>TaPO</i>
1 – 1.000	1
1.001 – 2.000	2
2.001 – 4.000	3
4.001 – 8.000	4
8.001 – 16.000	5
16.001 – 50.000	6
50.001 – 100.000	7
100.001 – 500.000	8
500.001 – 1.000.000	9
> 1.000.000	10

Fonte: Den Boer *et al.* (2005)

Tabela AE.14 – Distância da população – *DiPo*

Distância (m)	<i>DiPO</i>
0 – 1	1
1 – 2	2
2 – 4	3
4 – 6	4
6 – 8	5
8 – 10	6
10 – 15	7
15 – 25	8
25 – 50	9
> 50	10

Fonte: Den Boer *et al.* (2005)

Tabela AE.15 – Acessibilidade – Aces

Impacto visual	Indicador normalizado	Acessibilidade Tráfego (caros e pedestres) Aces
Insignificante	0	sem trânsito
Moderado	1	baixo
Médio	2	moderado
Certo	3	alto
Significativo	4	muito alto

Fonte: Den Boer *et al.* (2005)

Tabela AE.16 – Campo de visão – CaVi

Impacto visual	Indicador normalizado	Campo de visão CaVi
Insignificante	0	sem atividades visíveis
Moderado	1	atividades não são visualmente evidentes
Médio	2	atividades são visíveis, mas em segundo plano
Certo	3	atividades são visualmente dominantes
Significativo	4	atividades são dominantes e fora de escala

Fonte: Den Boer *et al.* (2005)

Lista de entrada para o indicador $ImVi(AT)$:

1. Tipo de área: verde, histórica, industrial, comercial, residencial ou de escritórios;
2. Número de pessoas que vivem na área de estudo;
3. Distância média entre armazenamento temporário e domicílios;
4. Intensidade do tráfego de caros e de pedestres na área de estudo;
5. Campo de visão do armazenamento temporário: AT é não visível ou dominante?

O indicador “impacto visual” para tratamento dos resíduos é calculado como segue.

$$ImVi(Tr) = \sum_{t=1}^y \left(\frac{ReIn_t}{\sum_{t=1}^y ReIn_t} [\%] \cdot ImVi_t \right)$$

onde:

$ImVi(Tr)$ = indicador agregado do potencial de Impacto Visual do subsistema de Tratamento [-];

- t = instalação de tratamento de resíduos;
 y = número de instalações de tratamento de resíduos do SMGIRS;
 $ImVi_t$ = indicador agregado de Impacto Visual da planta t [-, escalar];
 $ReIn_t$ = quantidade de Resíduos tratados na Instalação t [t/a].

$$ImVi_t = -4 \cdot 10^{-8} \cdot VaRP_t^4 + 9 \cdot 10^{-6} \cdot VaRP_t^3 - 9 \cdot 10^{-4} \cdot VaRP_t^2 + 3,99 \cdot 10^{-2} \cdot VaRP_t + 1,23 \cdot 10^{-2}$$

onde:

$ImVi_t$ = Impacto Visual de cada planta t [-].

Sendo que:

$$VaRP_t = 1,125 \cdot CoQu_t \cdot \left(\frac{TaPo_t}{DiPo_t} \cdot Aces_t \cdot CaViTr_t \right)^{1/4}$$

onde:

- $VaRP_t$ = Valor Relativo da Paisagem [-];
 $CoQu_t$ = Condição de Qualidade ao redor da planta [-, escalar];
 $TaPo_t$ = Tamanho da População ao redor da planta [hab, escalar];
 $DiPo_t$ = Distância da População até a planta [m, escalar];
 $Aces_t$ = Acessibilidade à planta [-, escalar];
 $CaViTr_t$ = Campo de Visão da planta de Tratamento t [-, escalar].

O valor das variáveis são os mesmos já definidos nas tabelas para o impacto visual do armazenamento temporário.

Lista de entrada para o indicador $ImVi(AT)$:

1. Tipo de área onde a planta está localizada: verde, histórica, industrial, comercial, residencial ou de escritórios;
2. Número de pessoas que vivem na área próxima à localização da planta;
3. Distância média entre a planta de tratamento e aglomeração urbana;
4. Intensidade tráfego de carros e pedestres na área de estudo;
5. A planta de tratamento não é visível ou é dominante na área de estudo?

Os indicadores $ImVi(AT)$ e $ImVi(Tr)$ são então normalizados entre 0 e 1.

Indicador: Espaço Urbano – $EsUC(AT)$ e $UsoTe(Tr)$

O indicador espaço urbana ocupado no armazenamento temporário – $EsUC(AT)$ – refere-se ao espaço necessário para colação de cestos e contêineres na cidade; e calculado como segue.

$$EsUC(AT)_{norm} = \sum_{setor\ j=1}^m \frac{SuSe_j}{SuCi} \cdot \frac{EsUC(AT)_j}{4}$$

onde:

$EsUC(AT)_{norm}$ = Espaço Urbano Consumido normalizado;

m = número de setores da cidade;

$EsUC(AT)_j$ = Espaço Urbano Consumido no setor j [eq. hab., escalar];

$SuSe_j$ = Superfície por Setor j [m²];

$SuCi$ = Superfície total da Cidade [m²].

$$EsUC(AT)_j = \frac{SuOC_j}{DiEU_j}$$

onde:

$setor\ j$ = setor da cidade;

$EsUC(AT)_j$ = Espaço Urbano Consumido no setor j [eq. hab.];

$SuOC_j$ = Superfície Ocupado por Contêineres no setor j [m²];

$DiEU_j$ = Disponibilidade de Espaço Urbano por habitante por setor j [m²/hab].

$$DiEU_{setor\ j} = \frac{SuSe_j}{TaPS_j}$$

onde:

$SuSe_j$ = Superfície por Setor j [m²];

$TaPS_j$ = Tamanho da População no Setor j [hab].

Na Tabela AE.17, são apresentados os valores de referência para a normalização do indicador $EsUC(AT)$. Para entrada nessa tabela é preciso dividir o valor calculado para o espaço consumido no Setor j pela população do mesmo Setor j .

Tabela AE.17 – Normalização de Espaço Urbano Consumido no AT – $EsUC(AT)$

Espaço urbano consumido	Indicador normalizado	Espaço consumido $EsUC(AT)_{setorj}$ (% da população do setor)
Muito alto	4	> 0,15
Significativo	3	0,80 – 0,15
Médio	2	0,046 – 0,079
Perceptível	1	0,02 – 0,045
Insignificante	0	< 0,02

Fonte: Den Boer *et al.* (2005)

Lista de entrada para o indicador $EsCU(AT)$:

1. Número total de contêineres de cada volume para cada setor;
2. População de cada setor da cidade (hab);
3. Área superficial do setor da cidade em estudo (m²).

O uso de espaço ou o uso de terra para as instalações de tratamento é dado pela seguinte equação:

$$UsoTe(Tr) = \sum_{t=1}^y \left(\frac{SuOTr_t}{\sum_{t=1}^y SuOTr_t} [\%] \cdot UsoTe_t \right)$$

onde:

$UsoTe(Tr)$ = indicador agregado do Uso da Terra pelo subsistema tratamento [-];

t = instalação de tratamento de resíduos, p.ex., unidade de compostagem;

y = número de instalações de tratamento de resíduos no Cenário de SMGIRS;

$UsoTe_t$ = Uso da Terra no local da planta de tratamento t [-, escalar];

$SuOTr_t$ = Superfície Ocupada pela planta de Tratamento t [m²].

$UsoEU(Tr)$ é depois normalizado dividindo-se o valor calculado por 4. Os valores padrão para as variáveis utilizadas no cálculo do indicador estão nas Tabelas AE.18 e AE.19.

Sendo que para uma simples instalação, a forma de cálculo é a seguinte:

$$UsoTe_t = \frac{SuOTr_t}{DiEU} + \frac{TrTe_t + DuRe_t}{n}$$

onde:

$UsoTe_t$ = Uso da Terra por uma planta de tratamento t ;

- $SuOTr_t$ = Superfície Ocupada pela planta de Tratamento t [m², escalar];
- $DiEU$ = Disponibilidade de Espaço Urbano per capita [m²/hab, escalar];
- $TrTe_t$ = Transformação da Terra para implantação da planta t [-, escalar];
- $DuRe_t$ = Duração da Recuperação ao estado anterior de uso da terra para a planta t [anos, escalar];
- n = número de variáveis, neste caso $n = 3$.

Tabela AE.18 – Normalização do Uso de Terra no tratamento de resíduos – $UsoTe(Tr)$

Uso de terra	Indicador normalizado	Superfície ocupada pela planta $\frac{SuOTr_t}{DiEU}$ (% da pop.)	Transformação do terreno $TrTe$	Duração da recuperação $DuRe$
Muito significativo	4	> 0,15	≥ 14	aterro sanitário
Significativo	3	0,08 – 0,15	10 – 13,9	
Moderado	2	0,046 – 0,079	5 – 9,9	outros tipos de plantas
Insignificante	1	0,02 – 0,045	1 – 4,9	
Desprezível	0	< 0,02	< 1	

Fonte: Den Boer *et al.* (2005)

Para o cálculo de $SuOTr_t$, que é a superfície ocupada pelo tratamento de resíduos (incluindo pré-tratamento e disposição), a área total coberta por instalações de tratamento de resíduos para um dado cenário de gerenciamento de resíduos é calculada pela seguinte equação:

$$SuOTr_t = \sum_{t=1}^y (SuOTr_{espec.t} \times Caln_t)$$

onde:

- $SuOTr_{espec.t}$ = Superfície Ocupado por um Tratamento i específico [m²/t], p.ex. compostagem;
- $Caln_t$ = Capacidade de projeto da Instalação t [t/ano];
- t = planta de tratamento, p.ex. uma planta de compostagem;
- y = número de plantas de tratamento no Cenário.

Para definição de áreas específicas ocupadas por instalações futuras de plantas individuais de tratamento, pode-se utilizar a tabela a seguir.

Tabela AE.19 – Valores padrão de demanda de superfície para instalações de tratamento de resíduos – $SuOTr_{espec\ t}$

Instalação ou Planta	Observações	Superfície Específica Ocupada $SuOTr_{espec\ t}$ (m ² /t resíduos)
Aterro sanitário	não aplicável	a definir
Planta de compostagem	fechada	0,6
Planta de biodigestão	capacidade < 20.000 t/a	0,4
Planta de biodigestão	capacidade > 20.000 t/a	0,3
TMB (aeróbio e anaeróbio)	capacidade < 60.000 t/a	0,3
TMB (aeróbio e anaeróbio)	capacidade > 60.000 t/a	0,2
Incineração	capacidade < 100.000 t/a	0,3
Incineração	capacidade > 100.000 t/a	0,2

Fonte: Den Boer *et al.* (2005)

A variável $DiEU$ é calculada pela mesma metodologia do indicador Consumo de Espaço Urbano no Armazenamento Temporário. Similarmente, a variável $\frac{SuOTr_t}{DiEU}$ é normalizada de 0 a 4 conforme a Tabela AE.18.

Para entrada na Tabela AE.18, a variável $TrTe$ é calculada da seguinte forma (sendo as variáveis $CoQu_{orig}$ e $CoQu_{Tr}$ obtidas da Tabela AE.12 – a mesma utilizada para o indicador Impacto Visual):

$$TrTe = CoQu_{orig} - CoQu_{Tr}$$

onde:

$CoQu_{orig}$ = Condição de Qualidade da paisagem original;

$CoQu_{Tr}$ = Condição de Qualidade da paisagem com a instalação do tratamento.

O indicador é normalizado dividindo o valor calculado por 4.

Lista de entrada para o indicador $UsoTe(Tr)$:

1. Tipos de planta de tratamento e capacidades instaladas, e área demandada para aterro sanitário;
2. População da cidade (hab);
3. Densidade populacional da cidade (m²/hab);
4. Uso original da terra no local onde será instalada a planta de tratamento.

Indicador: Espaço Privado – $EsPr(AT)$

O indicador “espaço privado ocupado” no armazenamento temporário – $EsPr(AT)$

– é calculado como segue.

$$EsPr(AT) = \frac{NuFR + ArPi + TaDo + ImSe}{n}$$

onde:

$EsPr(AT)$ = Espaço Privado Consumido [normalizado];

$NuFR$ = Número de Frações de Resíduos coletadas separadamente [n., escalar];

$ArPi$ = Área de Piso [m², escalar];

$TaDo$ = Tamanho dos Domicílios [hab/dom, escalar];

$ImSe$ = nível de Implementação da coleta Segregada [% , escalar];

n = número de variáveis, neste caso $n = 4$.

Os valores padrão das variáveis utilizadas no cálculo do indicador “espaço privado” estão listados na Tabela AE.20.

O indicador é normalizado entre 0 e 1 dividindo-se o valor calculado por 4.

Tabela AE.20 – Valores padrão para as variáveis de Espaço Privado Consumido

Espaço privado consumido	Indicador normalizado	$NuFR$ (n°)	$ArPi$ (m²)	$TaDo$ (hab./dom.)	$ImSe$ (%)
Insignificante	4	1	> 125	< 1,4	Total
Moderado	3	2 – 3	125 – >100	1,4 – < 2,2	Alto
Médio	2	4 – 5	100 – 75	2,2 – 3,0	Moderado
Alto	1	6 – 7	<75 – 50	>3,0 – 3,8	Baixo
Significativo	0	8	< 50	> 3,8	Nunca

Fonte: Den Boer *et al.* (2005)

Lista de entrada para o indicador $EsPr(AT)$:

1. Número de frações de resíduos coletados separadamente;
2. Tamanho médio em planta dos domicílios (m²);
3. Número de pessoas por domicílio (hab/dom);
4. Há coleta seletiva implantada? Se sim, como é o nível de participação da população?

Indicador: Complexidade (AT)

O indicador “complexidade” no armazenamento temporário – $Com(AT)$ – é calcu-

lado como segue.

$$Com(AT) = \frac{SeIS + EdEs + CaCo + HaEA + NuFR + Sinal}{n}$$

onde:

$Com(AT)$ = Complexidade do Armazenamento Temporário [-];

$SeIS$ = Separação Implementada com Sucesso [-, escalar];

$EdEs$ = Educação Escolar dos habitantes [% , escalar];

$CaCo$ = Calendário de Coleta [-, escalar];

$HaEA$ = número de Habitantes por Educador Ambiental [n., escalar];

$NuFR$ = Número de Frações de Resíduos coletadas separadamente [n., escalar];

$Sinal$ = Sinalização da localização dos contêineres [-, escalar];

n = número de variáveis, neste caso $n = 6$.

O indicador é normalizado entre 0 e 1 dividindo o valor calculado por 4.

Os valores padrão para as variáveis necessárias para o cálculo do indicador estão nas Tabelas AE.21 a AE.26.

Tabela AE.21 – Valores padrão para Separação Implantada no AT – $SeIS(AT)$

Armazenamento temporário	Indicador normalizado	Separação implantada com sucesso
Não complexo	1	Sim
Complexo	4	Não

Fonte: Den Boer *et al.* (2005)

Tabela AE.22 – Valores padrão de educação escolar em complexidade no AT – $EdEs(AT)$

Compreensível	Indicador normalizado	Porcentagem da população com nível médio ou superior (% da população)
Não compreensível	4	< 20
Difícil de compreender	3	21 – 40
Compreensível	2	41 – 60
Fácil de compreender	1	61 – 80
Muito fácil de compreender	0	> 80

Fonte: Den Boer *et al.* (2005)

Tabela AE.23 – Valores padrão para Calendário de Coleta – *CaCo(AT)*

Armazenamento temporário	Indicador normalizado	Número de frações de resíduos coletados com calendário de coleta
Não complexo	0	< 2
Levemente complexo	1	2 – 4
Complexo	2	4 – 6
Muito complexo	3	6 – 8
Extremamente complexo	4	> 8

Fonte: Den Boer *et al.* (2005)

Tabela AE.24 – Valores padrão para número de Habitantes por Educador Ambiental – *HaEA*

Armazenamento temporário	Indicador normalizado	População por educador ambiental
Muito fácil compreensão	0	< 10.000
Fácil	1	10.001 – 20.000
Médio	2	20.001 – 40.000
Perceptível	3	40.001 – 60.000
Insignificante	4	> 60.001

Fonte: Den Boer *et al.* (2005)

Tabela AE.25 – Valores padrão para Número de Frações de Resíduos coletadas separadamente – *NuFR*

Complexidade	Indicador normalizado	Número de frações de resíduos separados
Não complexo	0	1
Levemente complexo	1	2
Complexo	2	3
Muito complexo	3	4
Extremamente complexo	4	5 ou mais

Fonte: Den Boer *et al.* (2005)

Tabela AE.26 – Valores padrão para Sinalização da Localização dos Contêineres – *Sinal*

Complexidade	Indicador normalizado	Sinalização
Não complexo	1	Sim
Complexo	4	Não

Fonte: Den Boer *et al.* (2005)

Os aspectos a serem considerados no indicador são:

1. Atividades de separação prévia dos resíduos feitos com sucesso;
2. Percentagem da população com nível escolar médio ou superior;

3. Calendário ou frequência de coleta;
4. Número de habitantes na área do projeto;
5. Número de educadores ambientais na área do projeto;
6. Número de frações de separação dos resíduos;
7. Sinalização da localização dos contêineres.

Indicador: Qualidade dos Empregos – *QuEm(C&T e Tr)*

O indicador “qualidade de empregos na coleta” – *QuEm(C&T)* – é calculado da mesma maneira que o indicador “qualidade dos empregos no tratamento” – *QuEm(Tr)*, pela equação abaixo:

$$QuEm = \frac{EsFi + CoEm + NiPa + TreEd + ReGe + AcTra + ConEm + FeHT + DiTP + TraVe}{n}$$

onde:

QuEm = Qualidade dos Empregos [normalizado];

EsFi = Esforço Físico dos empregados no estágio da coleta ou tratamento [–, escalar];

CoEm = Contato dos Empregados com os resíduos na coleta ou tratamento [–, escalar];

NiPa = Nível de pagamento no estágio da coleta ou tratamento [–, escalar];

TreEd = Treinamento Educacional no estágio da coleta tratamento [% , escalar];

ReGe = Representação de Gênero no estágio da coleta ou tratamento [% , escalar];

AcTra = Acidentes de Trabalho no estágio da coleta ou tratamento [n./100.000 empregados, escalar];

ConEm = Contratos dos Empregados no estágio da coleta ou tratamento [–, escalar];

FeHT = Flexibilidade no Horário de Trabalho no estágio da coleta ou tratamento [–, escalar];

DiTP = Dias de Trabalho Perdidos devido a disputas trabalhistas [d/a, escalar];

TraVe = Trabalhadores mais Velhos no estágio da coleta ou tratamento [% , escalar];

n = número de variáveis, neste caso *n* = 10.

Após o cálculo do indicador, é feita a normalização de *QuEm* entre 0 e 1, dividido por 4.

Os valores padrão das variáveis necessárias ao cálculo do indicador estão apresentados na Tabela AE.27.

Tabela AE.27 – Valores padrão para o cálculo de Qualidade dos Empregos na coleta e no tratamento - *QuEm*

Qualidade dos empregos	Indicador normalizado	<i>EsFi</i>	<i>CoEm</i>	<i>NiPa</i>	<i>TreEd</i>	<i>ReGe</i>
Muito boa	0	–	–	–	> 12	–
Boa	1	não requerido	automatizada	acima	10 – 12	> 68
Médio	2	–	–	igual	10 – 6	68 – 48
Baixa	3	requerido	manual	–	6 – 4	< 48
Muito ruim	4	–	–	abaixo	< 4	–

Qualidade dos empregos	Indicador normalizado	<i>AcTra</i>	<i>ConEm</i>	<i>FeHT</i>	<i>DiTP</i>	<i>TraVe</i>
Muito boa	0	–	–	–	–	–
Boa	1	< 2.260	contrato fixo	sim	0	> 54
Médio	2	2.2260 – 5.909	contrato temporário	–	82 – > 0	54 – 30
Baixa	3	> 5.909	informal/sem contrato	não	> 82	< 30
Muito ruim	4	–	–	–	–	–

Obs: *EsFi* (se a movimentação dos contêineres é requerida ou não); *NiPA* (se o salário está acima ou abaixo do salário mínimo); *TreEd* (percentagem dos empregados envolvidos em atividades de treinamento); *ReGe* (percentagem de mulheres empregadas em relação ao total); *AcTra* (número de acidentes de trabalho em um ano com afastamento maior que 3 dias (por 100.000 empregados)); *TraVe* (obtido dividindo o número de empregados com idade entre 55 e 64 anos pelo número total de empregados no mesmo setor)

Fonte: Den Boer *et al.* (2005)

Os aspectos a serem considerados para cálculo de *QuEm(C&T)* são:

1. Há necessidade de movimentação de contêineres na etapa da coleta ou não?;
2. A carga na coleta é feita de maneira manual ou automatizada?;
3. Os salários na coleta estão abaixo ou acima do salário mínimo?;
4. Percentagem dos trabalhadores que participam de treinamento;
5. Percentagem de empregados mulheres em relação ao total de empregados;
6. Índices de acidentes de trabalho na coleta;
7. Tipo de contrato de trabalho: permanente, temporário, tempo-fixo ou curto prazo;
8. Há flexibilidade no horário de trabalho na coleta?;
9. Dias de trabalho perdido por disputas judiciais na coleta;
10. Percentagem de trabalhadores velhos em relação à média.

Os aspectos a serem considerados para cálculo de *QuEm(Tr)* são:

1. Há necessidade de movimentação de contêineres na etapa de tratamento ou não?;
2. Há trabalho manual no tratamento ou é automatizado?;
3. Os salários no tratamento estão abaixo ou acima do salário mínimo?;

4. Percentagem dos trabalhadores que participam de treinamento, no tratamento;
5. Percentagem de empregados mulheres em relação ao total de empregados;
6. Índices de acidentes de trabalho no tratamento;
7. Tipo de contrato de trabalho: permanente, temporário, tempo-fixo ou curto prazo;
8. Há flexibilidade no horário de trabalho no tratamento?;
9. Dias de trabalho perdido por disputas judiciais no tratamento;
10. Percentagem de trabalhadores velhos em relação à média.

Indicador: Quantidade de Empregos – *QTE_m* (C&T e Tr)

O indicador “quantidade de empregos gerados” – *QTE_m* – é calculado pela equação abaixo:

$$QTE_m = 100.000 \cdot \frac{ToEm(C\&T) + ToEm(Tr)}{ToRe}$$

onde:

QTE_m = Quantidade relativa Total de Empregos no SMGIRS [empregos/100.000 t de RSU];

ToRe = quantidade Total de Resíduos manejados no SMGIRS [t/a];

ToEm(C&T) = Total de Empregos no subsistema Coleta & Transporte [empregos];

ToEm(Tr) = Total de Empregos agregados no subsistema Tratamento [empregos].

Os valores padrão de número de empregos por 100.000 toneladas de RSU manejados estão na Tabela AE.28.

Tabela AE.28 – Valores padrão para Quantidade de Empregos – *QTE_m*

Quantidade de empregos	Indicador normalizado	Empregos / 100.000 t resíduos coletados e tratados
Muito alto	0	> 500
Alto	1	300 – 500
Moderado	2	200 – 300
Pequeno	3	100 – 200
Muito pequeno	4	< 100

Fonte: Den Boer *et al.* (2005)

O indicador é normalizado entre 0 e 1 dividindo o valor calculado por 4.

Os aspectos a serem considerados para cálculo de *QTE_m* são:

1. Número de empregos na etapa coleta e transporte (C&T);
2. Número de empregos na etapa tratamento (Tr);
3. Quantidade total de resíduos gerenciados no Cenário (t/a).

Indicador: Taxa de Recuperação – *TaRe*

O indicador “taxa de recuperação” – *TaRe* – é calculado pela equação abaixo:

$$TaRe = \frac{TaRc + TaCo + ReEn}{n}$$

onde:

TaRe = Taxa de Recuperação na área de projeto [-];

TaRc = Taxa de Reciclagem [%; escalar];

TaCo = Taxa de Compostagem [%; escalar];

ReEn = percentagem dos resíduos utilizados para Recuperação Energética [%; escalar];

n = número de variáveis, neste caso *n* = 3.

Para cálculo da taxa de reciclagem, a equação abaixo é utilizada:

$$TaRc = \frac{QuRec}{ToRe} \times 100$$

onde:

QuRec = Quantidade de resíduos Reciclados [t/a];

ToRe = Quantidade de Total de resíduos gerados no Cenário [t/a].

A taxa de compostagem *TaCo* e a percentagem de resíduos utilizados como recuperação energética *ReEn* são calculados de maneira similar à equação acima.

Após é feita a normalização de *TaRe* da seguinte maneira:

$$TaRe_{norm} = \frac{TaRe}{4}$$

Para a normalização dos valores das variáveis de cálculo do Indicador Taxa de Recuperação, serão utilizados os valores referência de reciclagem, compostagem e recuperação energética da União Europeia, conforme Tabela AE.29.

Tabela AE.29 – Valores padrão para as variáveis de taxas de reciclagem, de compostagem e de recuperação energética

Índice de reciclagem, compostagem e recuperação energética	Indicador normalizado	Taxa de reciclagem <i>TaRc</i> (%)	Taxa de compostagem <i>TaCo</i> (%)	Taxa de rec. energética <i>ReEn</i> (%)
Muito alto	0	≥ 25	≥ 30	≥ 45
Alto	1	18 – 25	20 – 30	30 – 45
Moderado	2	10 – 18	10 – 20	15 – 30
Baixo	3	3 – 10	3 – 10	3 – 15
Muito baixo	4	< 3	< 3	< 3

Fonte: Adaptado de Den Boer *et al.* (2005)

O indicador é normalizado entre 0 e 1 dividindo o valor calculado por 4.

Os aspectos a serem considerados para cálculo de *TaRe* são:

1. Quantidade total de resíduos manejados no Cenário (t/a);
2. Quantidade de resíduos reciclados no Cenário (t/a);
3. Quantidade de resíduos compostados no Cenário (t/a);
4. Quantidade de resíduos utilizados como recuperação energética no Cenário (t/a).

APÊNDICE F – Impressões dos relatórios de saída do inventário do IWM-2 para as emissões gasosas e efluentes líquidos

Neste Anexo F, apresentam-se 16 relatórios de saída do programa IWM-2 para os inventários de ciclo de vida para emissões atmosféricas e emissões de efluentes líquidos em relação aos oito cenários avaliados.

Todos os resultados das emissões estão em grama (g), sendo apresentados para as etapas de coleta, triagem, tratamento biológico, tratamento térmico, aterro sanitário (que inclui o transbordo e a transferência) e a reciclagem. O total para o cenário (todas as etapas somadas) para cada substância também é fornecido.

Valores expressos sem sinal (valores positivos) indicam uma emissão de fato da substância em questão, e valores com sinal negativo indicam a quantidade que deixou de ser emitida ao ambiente (normalmente pelo processo de reciclagem, através da substituição de matéria-prima virgem).

O modelo IWM-2 (aqui utilizado na versão 2.50.1 de 2013) só funciona corretamente em computadores com sistema operacional Windows 7, quando as configurações em “Região e Idioma” dentro de “Painel de Controle” estiverem no formato “Inglês (Reino Unido)”. Em função disso, todos os dados de entrada e de saída do programa IWM-2 Versão 2.50.1 usam a vírgula como separador de milhar e o ponto como separador de decimal.

Inventário do IWM-2 das emissões gasosas para o Cenário #1 BASE
 (Obs.: nos números o separador de milhar é “,” e de decimal é “.”)

Scenario: POA #1 BASE
Results: Air Emissions
Produced by Integrated Waste Management Model IWM-2 Version 2.50.1 on Wednesday, 17 April 2013

	Units	Collection	Sorting	Biological	Thermal	Landfill	Recycling	Total
Particulates	g	2 618,798.9624	100,119.7952	28,664.0377	Zero	3,783,651.6700	-8,756,457.8528	-2,225,223.3875
CO	g	34,858,337.5404	1,001,114.6343	3,608.7668	Zero	81,486,373.5925	-22,834,439.9620	94,514,994.5720
CO2	g	6,352,356,942.6416	203,128,708.5042	24,565,909.0135	Zero	107,649,011,470.2198	-13,743,796,571.5267	100,485,266,458.8524
CH4	g	7,732,534.7742	298,405.1498	87,806.5117	n/a	7,122,201,963.3749	-4,238,589.5590	7,126,082,120.2516
NOx	g	114,307,035.7924	3,325,872.5478	60,881.5417	Zero	159,947,507.5601	-66,825,628.4363	210,815,669.0057
GWP	g	6,541,853,136.4815	210,485,265.9063	26,767,579.7502	Zero	282,143,089,946.5689	-13,847,358,024.9062	275,074,837,903.8007
N2O	g	153.4121	142.5976	157.5350	n/a	407.4177	887.4713	1,748.4337
SOx	g	9,572,771.8829	333,674.0805	67,956.2622	Zero	14,176,421.1551	-36,225,677.6943	-12,074,854.3136
HCl	g	12,987.8273	4,617.3657	4,839.3183	Zero	1,707,271.8927	-97,980.6139	1,631,735.7901
HF	g	1.3572	451.3133	514.3892	n/a	236,863.4211	11,704.1817	249,534.6625
H2S	g	Zero	Zero	Zero	n/a	3,634,343.9216	25,992.4069	3,660,336.3285
TotalHC	g	Zero	Zero	Zero	n/a	38,738,337.3627	-0.1921	38,738,337.1706
ChlorinatedHC	g	Zero	0.0002	0.0002	n/a	1,055,951.5639	Zero	1,055,951.5643
Dioxins/Furans	g	Zero	Zero	Zero	Zero	0.0338	Zero	0.0338
Ammonia	g	0.1727	84.3572	96.1497	n/a	121.4015	741,781.7921	742,083.8732
Arsenic	g	Zero	Zero	Zero	Zero	Zero	-64,773.7228	-64,773.7228
Cadmium	g	0.0001	0.0680	0.0775	Zero	101.8662	-114.3086	-12.2968
Chromium	g	Zero	Zero	Zero	Zero	11.9938	26.0665	38.0603
Copper	g	Zero	Zero	Zero	Zero	Zero	140.7590	140.7590
Lead	g	0.3397	2.6297	2.9864	Zero	96.9054	51,878.2474	51,981.1086
Manganese	g	0.0052	1.5966	1.8197	n/a	2.3002	-24.5064	-18.7847
Mercury	g	Zero	0.6816	0.7769	Zero	1.7242	5.7192	8.9019
Nickel	g	3.0612	6.6905	7.5263	Zero	13.6528	-1,872.8807	-1,841.9499
Zinc	g	2.0349	5.0590	5.7001	Zero	1,373.0970	-119.5114	1,266.3796

Inventário do IWM-2 das emissões líquidas para o Cenário #1 BASE
 (Obs.: nos números o separador de milhar é “,” e de decimal é “.”)

Scenario: POA #1 BASE
Results: Water Emissions
Produced by Integrated Waste Management Model IWM-2 Version 2.50.1 on Wednesday, 17 April 2013

	Units	Collection	Sorting	Biological	Thermal	Landfill	Recycling	Total
BOD	g	8.7057	2.3974	815,607.3863	n/a	7,908,182.3220	13,658,627.1775	22,382,427.9889
COD	g	284.8829	71.9805	1,379,552.7074	n/a	7,908,646.9747	-448,084,918.2105	-438,796,361.6650
SuspendedSolids	g	5,520,711.3262	160,818.0705	3,154.3531	n/a	7,525,180.9544	21,319,706.9058	34,529,571.6100
TOC	g	890.0378	2,346.8465	2,646.0299	n/a	12,323.1715	28,724,837.0735	28,743,043.1592
AOX	g	0.0004	0.0226	0.0258	n/a	7,778.0173	-4,634,067.6467	-4,626,289.5806
ChlorinatedHC	g	0.0001	0.0388	0.0442	n/a	4,005.0328	263.8851	4,269.0010
Dioxins/Furans	g	Zero	Zero	Zero	n/a	0.0012	Zero	0.0012
Phenols	g	0.0128	1.2995	1.4808	n/a	1,479.5353	-5,469.5298	-3,987.2014
Aluminium	g	212.3351	14,622.1881	16,660.3039	n/a	21,284.1825	-1,039,967.6349	-987,188.6253
Ammonium	g	25,480.2061	756.6254	140,999.7137	n/a	116,382.2297	92,357.1003	375,975.8752
Arsenic	g	0.1267	29.5185	33.6427	n/a	97.0170	-2,660.4014	-2,500.0965
Barium	g	244.1853	1,192.4904	1,351.3025	n/a	2,035.3870	-76,254.7140	-71,431.3488
Cadmium	g	0.0001	0.7587	0.8649	n/a	55.5228	36.0495	93.1960
Chloride	g	51,668,195.7452	1,575,863.9919	110,191.3763	n/a	70,722,855.5810	141,745,116.5048	265,822,223.1992
Chromium	g	1.0688	146.6721	167.1506	n/a	445.4985	-14,306.3465	-13,545.9565
Copper	g	0.2990	73.3010	83.5431	n/a	315.7466	3,031.8996	3,504.7893
Cyanide	g	0.0004	0.7341	0.8367	n/a	1.0549	-13,168,920.3989	-13,168,917.7728
Fluoride	g	Zero	Zero	Zero	n/a	1,516.6348	-639.9756	876.6592
Iron	g	54,322.3839	6,104.3045	5,185.3619	n/a	449,853.3969	-72,919.1414	442,546.3058
Lead	g	0.2619	73.4696	83.7364	n/a	350.8471	-6,815.5937	-6,307.2787
Mercury	g	Zero	0.0270	0.0308	n/a	2.3716	20.2618	22.6912
Nickel	g	0.3964	73.8973	84.2196	n/a	767.9228	-6,695.3840	-5,768.9479
Nitrate	g	63.7005	334.3993	379.0894	n/a	564.4607	8,148,599.0221	8,149,940.6720
Phosphate	g	2.5126	876.9439	999.5105	n/a	1,262.9888	135,336.8671	138,478.8229
Sulphate	g	1,322,542.5211	118,058.9560	75,096.1289	n/a	2,576,312.8136	71,591,607.7144	76,183,618.1340
Sulphide	g	0.0030	0.8084	0.9213	n/a	1.1652	629.1927	632.0906

Inventário do IWM-2 das emissões gasosas para o Cenário #2 PGTA
(Obs.: nos números o separador de milhar é “,” e de decimal é “.”)

Scenario: POA #2 PGTA
Results: Air Emissions
Produced by Integrated Waste Management Model IWM-2 Version 2.50.1 on Wednesday, 17 April 2013

	Units	Collection	Sorting	Biological	Thermal	Landfill	Recycling	Total
Particulates	g	3,345,559.7389	259,907.4633	40,879.6738	-1,767,749.7539	849,314.5143	-25,184,858.9866	-22,456,947.3502
CO	g	51,409,947.1487	2,167,596.3063	13,199.2188	273,766.7761	54,462,481.1948	-85,018,546.8137	23,308,443.8310
CO2	g	8,324,537,342.7388	475,638,814.1646	37,616,022.4930	58,580,437,854.9774	68,442,234,025.0959	-38,733,453,649.3821	97,127,010,410.0876
CH4	g	10,169,009.8705	778,266.7227	125,159.1099	n/a	4,596,604,484.6601	-35,881,725.8919	4,571,795,194.4713
NOx	g	146,869,863.2407	7,275,627.5458	129,337.5370	-2,180,189.8470	106,301,837.0898	-167,198,227.7572	91,198,247.8091
GWP	g	8,573,748,435.1901	494,881,717.4148	40,753,252.7496	58,580,437,854.9774	181,056,056,496.4204	-39,941,098,777.3177	208,804,778,979.4346
N2O	g	219.8457	548.0267	221.3502	n/a	-9,335.6339	-1,026,696.3862	-1,035,042.7975
SOx	g	12,591,795.1560	824,187.8235	140,575.6794	-4,131,201.3154	5,573,643.4013	-95,807,370.2085	-80,808,369.4637
HCl	g	17,873.6232	17,346.4842	25,666.2413	-301,011.8955	808,649.0777	-436,734.5148	131,789.0161
HF	g	1.8677	1,758.5500	758.6591	n/a	121,660.8381	10,057.7358	134,237.6507
H2S	g	Zero	Zero	565.9395	n/a	2,348,074.7811	23,556.2438	2,372,196.9644
TotalHC	g	Zero	Zero	39.4443	n/a	25,028,042.1948	-1.5075	25,028,080.1316
ChlorinatedHC	g	Zero	0.0006	12.5195	n/a	682,228.5532	Zero	682,241.0733
Dioxins/Furans	g	Zero	Zero	0.0002	0.0028	0.0218	-0.0003	0.0245
Ammonia	g	0.2351	328.7035	135.0769	n/a	-5,785.5811	831,600.1456	826,278.5800
Arsenic	g	Zero	Zero	Zero	19.7383	Zero	-168,795.3172	-168,775.5789
Cadmium	g	0.0001	0.2650	0.1250	154.3991	61.0859	-528.8206	-312.9455
Chromium	g	Zero	Zero	0.0019	172.9568	7.7489	181.7200	362.4276
Copper	g	Zero	Zero	Zero	722.7748	Zero	981.2878	1,704.0626
Lead	g	0.7921	10.2302	4.2101	580.4065	-119.5082	146,025.2765	146,501.4072
Manganese	g	0.0071	6.2210	2.5564	n/a	-109.4939	-192.3373	-293.0467
Mercury	g	Zero	2.6559	1.0916	1,390.6147	-46.2685	-26.1387	1,321.9550
Nickel	g	4.1486	25.9183	10.5741	-12.9258	-450.0178	-10,124.0937	-10,546.3963
Zinc	g	2.6512	19.6120	8.2313	2,604.0820	539.6068	-1,126.0296	2,048.1537

Inventário do IWM-2 das emissões líquidas para o Cenário #2 PGTA
(Obs.: nos números o separador de milhar é “,” e de decimal é “.”)

Scenario: POA #2 PGTA
Results: Water Emissions
Produced by Integrated Waste Management Model IWM-2 Version 2.50.1 on Wednesday, 17 April 2013

	Units	Collection	Sorting	Biological	Thermal	Landfill	Recycling	Total
BOD	g	11.3878	8.9090	3,669,650.3782	n/a	5,112,889.2320	31,680,784.0582	40,463,343.9652
COD	g	372.5789	266.3177	6,907,597.1076	n/a	5,108,917.9195	-845,463,540.0785	-833,446,386.1548
SuspendedSolids	g	7,231,255.5447	352,123.9172	5,718.9223	n/a	4,992,085.7470	34,440,261.6663	47,021,445.7975
TOC	g	1,167.4543	9,100.6195	3,717.5069	n/a	-153,169.7048	54,706,198.3049	54,567,014.1808
AOX	g	0.0005	0.0881	0.0362	n/a	5,216.0997	-8,797,979.6072	-8,792,763.3827
ChlorinatedHC	g	0.0001	0.1512	0.0621	n/a	2,684.7216	1,785.3920	4,470.3270
Dioxins/Furans	g	Zero	Zero	Zero	n/a	0.0008	Zero	0.0008
Phenols	g	0.0168	5.0630	2.0803	n/a	902.4563	-16,631.1417	-15,721.5253
Aluminium	g	277.7243	56,967.2343	23,405.4304	n/a	-1,002,323.0356	-7,056,568.1971	-7,978,240.8437
Ammonium	g	34,736.7293	1,681.2533	1,075,331.5003	n/a	76,822.7126	123,742.6940	1,312,314.8895
Arsenic	g	0.1686	115.0173	47.2633	n/a	-1,987.7238	-15,524.4853	-17,349.7599
Barium	g	319.9085	4,634.5949	1,898.4467	n/a	-81,084.6115	-602,457.9390	-676,689.6004
Cadmium	g	0.0001	2.9566	1.2150	n/a	-15.5100	-173.1171	-184.4554
Chloride	g	67,658,788.9180	3,571,292.8009	166,853.0498	n/a	42,000,476.7782	254,911,846.5986	368,309,258.1455
Chromium	g	1.4131	571.4792	234.8234	n/a	-9,899.9202	-80,221.6802	-89,313.8847
Copper	g	0.3982	285.6149	117.3664	n/a	-4,881.9515	-14,346.9923	-18,825.5643
Cyanide	g	0.0005	2.8604	1.1755	n/a	-50.3487	-25,166,911.0620	-25,166,957.3743
Fluoride	g	Zero	Zero	Zero	n/a	1,047.0672	-1,316.6395	-269.5723
Iron	g	73,339.7989	21,085.1302	7,297.3719	n/a	-13,253.6181	-1,657,775.5296	-1,569,306.8467
Lead	g	0.3509	286.2733	117.6379	n/a	-4,874.1331	-40,347.1902	-44,817.0612
Mercury	g	Zero	0.1052	0.0433	n/a	-0.2198	48.1291	48.0578
Nickel	g	0.5257	287.9336	118.3168	n/a	-4,623.5404	-38,353.8850	-42,570.6493
Nitrate	g	83.3526	1,299.8750	532.5820	n/a	-22,751.6791	15,529,328.1278	15,508,492.2583
Phosphate	g	3.3692	3,417.0333	1,404.1720	n/a	-60,142.4922	-44,797.9681	-100,115.8858
Sulphate	g	2,411,176.5510	369,406.1381	105,924.5262	n/a	-2,809,050.6720	112,715,046.3736	112,792,502.9169
Sulphide	g	0.0040	3.1498	1.2943	n/a	-55.4379	821.3474	770.3576

Inventário do IWM-2 das emissões gasosas para o Cenário #3 PDT
 (Obs.: nos números o separador de milhar é “,” e de decimal é “.”)

Scenario: POA #3 PDT
Results: Air Emissions
Produced by Integrated Waste Management Model IWM-2 Version 2.50.1 on Wednesday, 17 April 2013

	Units	Collection	Sorting	Biological	Thermal	Landfill	Recycling	Total
Particulates	g	2,787,882.5129	165,538.5446	114,219.8597	Zero	1,033,186.4405	-15,547,435.7485	-11,446,608.3908
CO	g	43,986,811.0990	1,343,604.0090	18,292.6459	Zero	73,979,882.0440	-37,437,130.2659	81,891,459.5320
CO2	g	6,971,793,260.5889	298,511,131.2164	98,068,276.5450	Zero	95,115,697,879.3190	-22,598,510,496.7519	79,885,560,050.9174
CH4	g	8,522,354.8178	495,998.5828	349,856.7390	n/a	6,412,101,174.2952	-7,935,111.0869	6,413,534,273.3479
NOx	g	122,528,005.9407	4,517,520.0848	254,921.5834	Zero	141,741,068.7479	-108,381,212.7355	160,660,303.6213
GWP	g	7,180,650,850.0730	310,779,669.4230	106,840,127.7705	Zero	252,208,003,547.5034	-22,949,345,662.4130	236,856,928,532.3569
N2O	g	187.1764	364.2904	626.1285	n/a	-13,040.9439	-488,827.9501	-500,691.2987
SOx	g	10,553,258.8094	521,334.5170	271,171.8968	Zero	7,223,153.7002	-49,386,017.0151	-30,817,098.0917
HCl	g	15,107.8456	11,507.6561	19,234.9880	Zero	1,127,114.3802	-142,450.3832	1,030,514.4867
HF	g	1.5787	1,170.3570	2,044.4025	n/a	169,697.0653	28,917.5994	201,831.0029
H2S	g	Zero	Zero	Zero	n/a	3,275,710.3621	30,218.8459	3,305,929.2080
TotalHC	g	Zero	Zero	Zero	n/a	34,915,675.5236	Zero	34,915,675.5236
ChlorinatedHC	g	Zero	0.0004	0.0007	n/a	951,751.2641	Zero	951,751.2652
Dioxins/Furans	g	Zero	Zero	Zero	Zero	0.0305	-0.0001	0.0304
Ammonia	g	0.1984	218.7602	382.1401	n/a	-8,076.3570	640,908.4002	633,433.1419
Arsenic	g	Zero	Zero	Zero	Zero	Zero	-129,694.6851	-129,694.6851
Cadmium	g	0.0001	0.1764	0.3081	Zero	85.2145	-181.8592	-96.1601
Chromium	g	Zero	Zero	Zero	Zero	10.8103	46.9332	57.7435
Copper	g	Zero	Zero	Zero	Zero	Zero	253.4395	253.4395
Lead	g	0.7198	6.8075	11.8693	Zero	-166.8993	103,486.6844	103,339.1817
Manganese	g	0.0060	4.1402	7.2322	n/a	-152.8476	0.0002	-141.4690
Mercury	g	Zero	1.7676	3.0878	Zero	-64.5886	12.8446	-46.8886
Nickel	g	3.4968	17.2406	29.9131	Zero	-628.3776	-2,861.0747	-3,438.8018
Zinc	g	2.2179	13.0465	22.6549	Zero	752.3660	-267.1867	523.0986

Inventário do IWM-2 das emissões líquidas para o Cenário #3 PDT
 (Obs.: nos números o separador de milhar é “,” e de decimal é “.”)

Scenario: POA #3 PDT
Results: Water Emissions
Produced by Integrated Waste Management Model IWM-2 Version 2.50.1 on Wednesday, 17 April 2013

	Units	Collection	Sorting	Biological	Thermal	Landfill	Recycling	Total
BOD	g	9.5339	5.9045	2,515,285.8575	n/a	7,116,496.1196	21,074,255.0393	30,706,052.4548
COD	g	311.9126	176.4324	4,254,521.6341	n/a	7,110,936.3279	-560,986,304.9773	-549,620,358.6703
SuspendedSolids	g	6,355,611.6627	218,670.3846	13,162.3078	n/a	6,647,426.0580	21,501,695.2936	34,436,565.7067
TOC	g	977.9194	6,054.1722	10,516.5529	n/a	-214,037.8308	36,425,634.2231	36,229,145.0368
AOX	g	0.0004	0.0586	0.1023	n/a	7,117.8696	-5,837,486.8415	-5,830,368.8106
ChlorinatedHC	g	0.0001	0.1006	0.1757	n/a	3,660.1449	467.7433	4,128.1646
Dioxins/Furans	g	Zero	Zero	Zero	n/a	0.0011	Zero	0.0011
Phenols	g	0.0140	3.3695	5.8853	n/a	1,227.7221	-9,832.4403	-8,595.4494
Aluminium	g	232.5072	37,912.5777	66,215.1819	n/a	-1,399,199.1271	-1,762,228.7123	-3,057,067.5726
Ammonium	g	29,310.6807	1,046.5613	434,865.0150	n/a	103,956.3340	89,973.7144	659,152.3054
Arsenic	g	0.1416	76.5466	133.7106	n/a	-2,775.9792	-4,452.9950	-7,018.5754
Barium	g	267.9089	3,083.7504	5,370.6806	n/a	-113,203.7743	-144,595.2335	-249,076.6679
Cadmium	g	0.0001	1.9677	3.4373	n/a	-22.8638	18.7238	1.2651
Chloride	g	56,655,967.9713	2,230,065.3741	443,802.1801	n/a	55,614,270.5910	172,985,017.8862	287,929,124.0027
Chromium	g	1.1855	380.3313	664.3281	n/a	-13,825.4369	-23,937.7576	-36,717.3496
Copper	g	0.3345	190.0833	332.0360	n/a	-6,824.7682	4,664.6340	-1,637.6804
Cyanide	g	0.0004	1.9037	3.3255	n/a	-70.2839	-16,701,971.9140	-16,702,036.9683
Fluoride	g	Zero	Zero	Zero	n/a	1,388.0947	-955.2530	432.8417
Iron	g	61,771.7645	13,878.4439	20,614.9964	n/a	-29,835.8582	-15,169.7395	51,259.6071
Lead	g	0.2951	190.5216	332.8042	n/a	-6,809.4140	-11,824.3042	-18,110.0973
Mercury	g	Zero	0.0700	0.1224	n/a	-0.4527	33.0136	32.7533
Nickel	g	0.4413	191.6262	334.7247	n/a	-6,468.2175	-11,182.0546	-17,123.4799
Nitrate	g	69.7875	864.9198	1,506.6701	n/a	-31,763.7735	10,318,518.9509	10,289,196.5548
Phosphate	g	2.8341	2,274.1177	3,972.4814	n/a	-83,955.6943	144,847.4701	67,141.2090
Sulphate	g	2,323,063.3463	240,673.9141	298,670.5806	n/a	-4,027,273.7224	89,633,728.4581	88,168,862.5767
Sulphide	g	0.0033	2.0963	3.6618	n/a	-77.3884	836.6742	765.0472

Inventário do IWM-2 das emissões gasosas para o Cenário #4 OGTA
 (Obs.: nos números o separador de milhar é “,” e de decimal é “.”)

Scenario: POA #4 OGTA
Results: Air Emissions
Produced by Integrated Waste Management Model IWM-2 Version 2.50.1 on Wednesday, 17 April 2013

	Units	Collection	Sorting	Biological	Thermal	Landfill	Recycling	Total
Particulates	g	4,940,739.5893	304,481.2707	-139,338.7315	-2,473,693.0206	493,313.0148	-48,839,218.9283	-45,713,716.8056
CO	g	72,643,084.3468	1,900,534.0977	5,541.5925	578,323.5862	12,208,553.2823	-160,421,793.5519	-73,085,756.6464
CO2	g	12,193,926,304.2135	480,665,518.4832	-108,568,369.2116	101,639,292,173.7040	9,946,538,024.4882	-74,759,282,863.4685	49,392,570,788.2088
CH4	g	14,879,101.7261	917,096.8235	-427,029.7985	n/a	607,429,887.1603	-76,914,217.3127	545,884,838.5987
NOx	g	216,497,308.0628	6,511,539.0487	-146,360.6223	-2,432,036.0886	30,505,335.4535	-311,072,772.5847	-60,136,986.7306
GWP	g	12,558,564,550.2950	503,424,134.1150	-119,278,699.3389	101,639,292,173.7040	24,828,190,014.4756	-77,838,754,339.7257	61,571,437,833.5250
N2O	g	313.2931	905.4483	-775.3127	n/a	-1,188.2670	-3,734,603.6003	-3,735,348.4386
SOx	g	18,422,824.2038	903,295.7927	-135,870.2272	-5,759,465.7263	2,124,021.6241	-181,798,228.2292	-166,243,422.5621
HCl	g	25,784.8530	28,260.7765	60,766.7183	-422,503.8765	109,180.3875	-1,368,556.8361	-1,567,067.9773
HF	g	2.6944	2,929.5622	-2,370.4480	n/a	16,116.1815	-5,598.2369	11,079.7532
H2S	g	Zero	Zero	2,537.3408	n/a	309,716.9421	31,973.6530	344,227.9359
TotalHC	g	Zero	Zero	176.8450	n/a	3,301,261.4235	-4.8080	3,301,433.4605
ChlorinatedHC	g	Zero	0.0011	56.1281	n/a	89,987.6542	Zero	90,043.7834
Dioxins/Furans	g	Zero	Zero	0.0008	0.0042	0.0029	-0.0007	0.0072
Ammonia	g	0.3403	547.5899	-473.2661	n/a	-750.2819	425,436.7167	424,761.0989
Arsenic	g	Zero	Zero	Zero	58.4710	Zero	-403,424.1628	-403,365.6918
Cadmium	g	0.0001	0.4415	-0.3093	422.4075	8.0677	-1,065.5986	-634.9911
Chromium	g	Zero	Zero	0.0085	431.7601	1.0221	359.6796	792.4703
Copper	g	Zero	Zero	Zero	2,150.5129	Zero	1,942.2700	4,092.7829
Lead	g	0.9991	17.0262	-14.6341	1,573.0233	-15.3161	341,532.8557	343,093.9541
Manganese	g	0.0103	10.3636	-8.9569	n/a	-14.1990	-613.4523	-626.2343
Mercury	g	Zero	4.4246	-3.8235	2,891.9026	-5.9993	-123.0434	2,763.4610
Nickel	g	6.0133	43.0280	-37.0437	277.4486	-57.9133	-22,849.7035	-22,618.1706
Zinc	g	3.8907	32.5724	-27.0561	5,811.9275	72.2292	-3,081.2781	2,812.2856

Inventário do IWM-2 das emissões líquidas para o Cenário #4 OGTA
 (Obs.: nos números o separador de milhar é “,” e de decimal é “.”)

Scenario: POA #4 OGTA
Results: Water Emissions
Produced by Integrated Waste Management Model IWM-2 Version 2.50.1 on Wednesday, 17 April 2013

	Units	Collection	Sorting	Biological	Thermal	Landfill	Recycling	Total
BOD	g	16.6907	14.4147	9,392,414.4295	n/a	685,633.2117	55,766,267.4362	65,844,346.1828
COD	g	546.1086	429.6882	19,027,610.0225	n/a	685,158.5706	-1,463,722,033.0735	-1,444,008,288.6836
SuspendedSolids	g	10,594,067.1213	315,707.6225	-11,835.4122	n/a	1,455,385.2663	46,201,732.9043	58,555,057.5022
TOC	g	1,709.5998	15,117.3596	-13,023.6385	n/a	-19,120.6063	94,620,192.1673	94,604,874.8819
AOX	g	0.0007	0.1467	-0.1267	n/a	1,284.9503	-15,240,178.5496	-15,238,893.5786
ChlorinatedHC	g	0.0002	0.2518	-0.2177	n/a	663.5746	3,519.9136	4,183.5225
Dioxins/Furans	g	Zero	Zero	Zero	n/a	0.0002	Zero	0.0002
Phenols	g	0.0246	8.4339	-7.2887	n/a	234.0138	-31,640.6798	-31,405.4962
Aluminium	g	407.0632	94,893.2538	-82,004.8613	n/a	-129,955.9182	-14,902,919.3169	-15,019,579.7794
Ammonium	g	50,257.3982	1,550.5144	3,600,531.3131	n/a	20,051.6480	130,478.2378	3,802,869.1115
Arsenic	g	0.2457	191.6050	-165.5955	n/a	-253.0694	-32,307.5774	-32,534.3916
Barium	g	468.6483	7,708.9485	-6,651.1901	n/a	-10,479.8110	-1,297,874.4449	-1,306,827.8492
Cadmium	g	0.0002	4.9254	-4.2570	n/a	2.3056	-576.3985	-573.4243
Chloride	g	59,131,256.2370	3,414,121.0756	-507,838.8693	n/a	13,054,450.9916	411,256,049.3776	526,348,038.8125
Chromium	g	2.0641	951.9943	-822.7447	n/a	-1,260.4732	-166,135.2896	-167,264.4491
Copper	g	0.5804	475.8010	-411.2139	n/a	-588.7043	-37,218.2980	-37,741.8348
Cyanide	g	0.0007	4.7652	-4.1185	n/a	-6.5294	-43,619,842.1794	-43,619,848.0614
Fluoride	g	Zero	Zero	Zero	n/a	459.3688	-2,180.6411	-1,721.2723
Iron	g	106,429.0026	32,460.7806	-25,486.9636	n/a	34,929.8243	-4,779,439.1121	-4,631,106.4682
Lead	g	0.5104	476.8997	-412.1653	n/a	-612.5936	-85,265.4194	-85,812.7682
Mercury	g	Zero	0.1753	-0.1515	n/a	0.6205	83.2639	83.9082
Nickel	g	0.7672	479.6590	-414.5438	n/a	-544.7544	-79,779.0836	-80,257.9556
Nitrate	g	122.1543	2,162.3806	-1,865.9032	n/a	-2,941.2534	26,876,210.3507	26,873,687.7290
Phosphate	g	4.8997	5,692.4299	-4,919.7681	n/a	-7,799.2538	-236,816.1815	-243,837.8738
Sulphate	g	3,321,335.5009	525,972.1038	-368,418.1488	n/a	-97,809.7793	175,616,161.3913	179,197,241.0679
Sulphide	g	0.0058	5.2473	-4.5350	n/a	-7.1891	927.5672	921.0962

Inventário do IWM-2 das emissões gasosas para o Cenário #5 ODT

(Obs.: nos números o separador de milhar é “,” e de decimal é “.”)

Scenario: POA #5 ODT								
Results: Air Emissions								
<i>Produced by Integrated Waste Management Model IWM-2 Version 2.50.1 on Wednesday, 17 April 2013</i>								
	Units	Collection	Sorting	Biological	Thermal	Landfill	Recycling	Total
Particulates	g	4,408,759.2511	419,325.5643	-159,352.4678	-4,901,033.2392	679,484.5463	-40,917,668.2780	-40,470,484.6233
CO	g	65,561,994.7091	1,353,158.2789	-12,831.1024	-246,461.8615	26,710,178.0983	-107,754,449.8470	-14,388,411.7246
CO2	g	10,903,514.537.7585	862,453,567.0076	-129,617,357.9631	-4,100,830,387.2483	28,882,546,789.1254	-59,081,802,157.4014	-22,663,735,008.7213
CH4	g	13,308,321.9435	2,047,573.9369	-488,204.8766	n/a	1,887,173,365.8016	-28,087,871.6694	1,873,953,185.1360
NOx	g	193,277,085.1901	5,627,476.4881	-264,999.1737	-9,242,561.9194	57,929,141.2876	-281,056,148.0131	-33,730,006.1404
GWP	g	11,229,658,706.6863	914,014,972.2377	-141,859,583.4558	-4,100,830,387.2483	75,117,080,363.4886	-60,704,967,258.9017	22,313,096,812.8068
N2O	g	282.1291	4,362.0118	-878.7688	n/a	-3,793.3993	-2,921,913.2675	-2,921,941.2947
SOx	g	16,478,220.3998	1,174,703.1092	-250,369.1550	-11,583,189.4044	3,492,693.0367	-159,713,549.9350	-150,401,491.9487
HCl	g	23,146.5181	49,593.8982	28,762.1698	-832,041.7943	334,010.8065	-172,304.2184	-568,832.6201
HF	g	2.4187	5,213.5012	-2,763.0525	n/a	49,982.7033	45,857.3151	98,292.8858
H2S	g	Zero	Zero	1,672.6604	n/a	963,521.8029	73,187.7952	1,038,382.2585
TotalHC	g	Zero	Zero	116.5794	n/a	10,270,143.2397	Zero	10,270,259.8191
ChlorinatedHC	g	Zero	0.0027	37.0002	n/a	279,949.3828	Zero	279,986.3857
Dioxins/Furans	g	Zero	Zero	0.0005	Zero	0.0090	-0.0007	0.0088
Ammonia	g	0.3052	1,065.8331	-536.3664	n/a	-2,362.9319	915,171.7711	913,338.6111
Arsenic	g	Zero	Zero	Zero	Zero	Zero	-191,866.7410	-191,866.7410
Cadmium	g	0.0001	0.8953	-0.3848	-13.3304	25.0753	-555.0096	-542.7541
Chromium	g	Zero	Zero	0.0056	Zero	3.1797	171.1968	174.3821
Copper	g	Zero	Zero	Zero	Zero	Zero	924.4625	924.4625
Lead	g	0.9300	31.9191	-16.6164	-513.5468	-48.6513	162,900.0510	162,354.0856
Manganese	g	0.0092	19.8187	-10.1511	n/a	-44.7190	0.0004	-35.0418
Mercury	g	Zero	15.0761	-4.3336	-133.5990	-18.8961	45.0251	-96.7275
Nickel	g	5.3914	78.4324	-41.9844	-1,294.2075	-183.4083	-8,259.5923	-9,695.3687
Zinc	g	3.4773	60.4446	-31.1385	-980.1850	222.3398	-386.5017	-1,111.5635

Inventário do IWM-2 das emissões líquidas para o Cenário #5 ODT

(Obs.: nos números o separador de milhar é “,” e de decimal é “.”)

Scenario: POA #5 ODT								
Results: Water Emissions								
<i>Produced by Integrated Waste Management Model IWM-2 Version 2.50.1 on Wednesday, 17 April 2013</i>								
	Units	Collection	Sorting	Biological	Thermal	Landfill	Recycling	Total
BOD	g	14.9223	34.6902	6,188,369.0629	n/a	2,102,380.1511	59,730,040.9146	68,020,839.7411
COD	g	488.2377	867.8011	12,537,635.4590	n/a	2,100,793.2357	-1,515,276,924.9676	-1,500,637,140.2341
SuspendedSolids	g	9,472,595.0568	347,374.3661	-16,440.2243	n/a	2,740,075.2315	76,391,988.3389	88,935,592.7690
TOC	g	1,528.7984	145,259.1006	-14,760.5600	n/a	-61,787.4549	98,716,645.8348	98,786,885.7189
AOX	g	0.0007	0.3182	-0.1436	n/a	2,785.8922	-15,793,368.1583	-15,790,582.0908
ChlorinatedHC	g	0.0001	2.1224	-0.2467	n/a	1,434.8756	1,705.4321	3,142.1835
Dioxins/Furans	g	Zero	Zero	Zero	n/a	0.0005	Zero	0.0005
Phenols	g	0.0220	34.0786	-8.2605	n/a	493.6591	-27,322.4758	-26,802.9766
Aluminium	g	363.9297	212,159.0705	-92,938.6339	n/a	-409,343.0009	-6,015,592.4998	-6,305,351.1344
Ammonium	g	45,081.3733	1,594.3698	2,372,890.7868	n/a	41,483.0101	327,044.7139	2,788,094.2539
Arsenic	g	0.2200	427.5555	-187.6743	n/a	-807.0572	-14,665.5584	-15,232.5144
Barium	g	419.0447	17,202.2813	-7,538.1229	n/a	-33,085.6799	-474,758.8963	-497,761.3731
Cadmium	g	0.0002	10.9485	-4.8245	n/a	-1.7237	230.4181	234.8186
Chloride	g	8,635,427.9416	3,356,302.0917	-603,876.4860	n/a	23,744,479.7556	491,714,526.5490	606,846,859.8519
Chromium	g	1.8470	2,137.4894	-932.4414	n/a	-4,021.6101	-78,138.1739	-80,952.8890
Copper	g	0.5196	1,063.2030	-466.0410	n/a	-1,965.3811	8,797.4932	7,429.7937
Cyanide	g	0.0007	42.4133	-4.6676	n/a	-20.5634	-45,265,804.9329	-45,265,787.7499
Fluoride	g	Zero	Zero	Zero	n/a	634.4880	-2,385.0371	-1,750.5491
Iron	g	95,394.0050	68,309.2044	-28,914.9072	n/a	32,542.8617	-149,668.4242	17,662.7397
Lead	g	0.4572	1,066.6388	-467.1192	n/a	-1,969.8989	-37,839.2518	-39,209.1739
Mercury	g	Zero	0.6983	-0.1717	n/a	0.2867	94.2246	95.0379
Nickel	g	0.6867	1,071.5168	-469.8148	n/a	-1,831.3970	-36,623.7818	-37,852.7901
Nitrate	g	109.2142	3,851.3766	-2,114.7178	n/a	-9,284.1825	27,966,373.5062	27,958,935.1967
Phosphate	g	4.3893	12,723.1151	-5,575.7190	n/a	-24,563.1484	318,461.9733	301,050.6103
Sulphate	g	3,151,105.9412	1,054,595.5699	-418,538.3402	n/a	-915,956.7620	239,683,572.9710	242,554,779.3799
Sulphide	g	0.0052	41.4315	-5.1396	n/a	-22.6416	2,586.4376	2,600.0931

Inventário do IWM-2 das emissões gasosas para o Cenário #6 DASI
 (Obs.: nos números o separador de milhar é “,” e de decimal é “.”)

Scenario: POA #6 DASI
Results: Air Emissions
Produced by Integrated Waste Management Model IWM-2 Version 2.50.1 on Wednesday, 17 April 2013

	Units	Collection	Sorting	Biological	Thermal	Landfill	Recycling	Total
Particulates	g	3 134,409.2188	330,544.4246	-524,961.6734	Zero	789,771.4783	-54,797,007.7699	-51,067,244.3216
CO	g	48 599,362.5222	2,677,907.4139	-42,270.0513	Zero	29,755,137.7623	-127,257,966.8185	-46,267,829.1714
CO2	g	7,812,354,662.0746	595,465,327.9941	-433,921,347.9989	Zero	31,590,459,939.6567	-67,373,153,069.7974	-27,808,794,488.0709
CH4	g	9 545,545.1589	990,442.9065	-1,608,314.2765	n/a	2,056,477,766.8838	-37,115,675.9906	2,028,289,764.6821
NOx	g	137,653,428.3742	9,004,828.6064	-875,650.6844	Zero	65,256,511.6199	-303,853,063.4786	-92,813,945.5625
GWP	g	8,046,286,910.8837	619,964,606.7554	-474,251,436.7972	Zero	81,972,844,319.8618	-69,111,313,582.0951	21,053,530,818.6086
N2O	g	207.4763	729.4611	-2,894.9657	n/a	-4,127.8389	-2,590,082.6579	-2,596,168.5251
SOx	g	11,819,954.4033	1,040,506.5666	-831,433.1867	Zero	3,985,634.1676	-143,677,859.0916	-127,663,197.1408
HCl	g	16,826.4307	23,040.1426	91,834.6631	Zero	364,276.2257	-744,618.6994	-248,641.2373
HF	g	1.7583	2,343.7222	-9,108.0128	n/a	54,471.8614	111,911.1269	159,620.4560
H2S	g	Zero	Zero	5,422.7833	n/a	1,049,887.9758	43,145.3365	1,098,456.0956
TotalHC	g	Zero	Zero	377.9516	n/a	11,190,717.0806	Zero	11,191,095.0322
ChlorinatedHC	g	Zero	0.0009	119.9551	n/a	305,042.9061	Zero	305,162.8621
Dioxins/Furans	g	Zero	Zero	0.0016	Zero	0.0098	-0.0006	0.0108
Ammonia	g	0.2212	438.0828	-1,766.9750	n/a	-2,573.0712	252,953.6081	249,051.8659
Arsenic	g	Zero	Zero	Zero	Zero	Zero	-559,494.9975	-559,494.9975
Cadmium	g	0.0001	0.3532	-1.2701	Zero	27.3243	-642.0475	-615.6400
Chromium	g	Zero	Zero	0.0181	Zero	3.4648	182.6841	186.1670
Copper	g	Zero	Zero	Zero	Zero	Zero	986.4942	986.4942
Lead	g	0.7647	13.6324	-54.7423	Zero	-52.9543	444,557.4557	444,464.1562
Manganese	g	0.0067	8.2911	-33.4411	n/a	-48.6959	0.0004	-73.8388
Mercury	g	Zero	3.5397	-14.2764	Zero	-20.5765	2.0097	-29.3035
Nickel	g	3.9018	34.5244	-138.3111	Zero	-199.6611	-11,611.0762	-11,910.6222
Zinc	g	2.4871	26.1258	-102.6153	Zero	242.4059	-1,904.7006	-1,736.2971

Inventário do IWM-2 das emissões líquidas para o Cenário #6 DASI
 (Obs.: nos números o separador de milhar é “,” e de decimal é “.”)

Scenario: POA #6 DASI
Results: Water Emissions
Produced by Integrated Waste Management Model IWM-2 Version 2.50.1 on Wednesday, 17 April 2013

	Units	Collection	Sorting	Biological	Thermal	Landfill	Recycling	Total
BOD	g	10.6859	11.8210	3,122,163.5996	n/a	2,246,550.2817	57,593,658.4546	62,962,394.8428
COD	g	349.6091	353.2140	11,994,517.2919	n/a	2,244,827.4917	-1,096,357,600.9975	-1,082,117,553.3908
SuspendedSolids	g	6,786,127.4211	435,882.8862	-54,159.7366	n/a	3,088,689.6102	7,627,610.3218	17,884,150.5027
TOC	g	1,095.6916	12,123.5823	-48,626.3461	n/a	-67,075.3391	72,934,545.5173	72,832,063.1060
AOX	g	0.0005	0.1174	-0.4732	n/a	3,240.6690	-11,556,363.9399	-11,553,123.6262
ChlorinatedHC	g	0.0001	0.2015	-0.8126	n/a	1,659.9334	1,779.8702	3,439.1926
Dioxins/Furans	g	Zero	Zero	Zero	n/a	0.0005	Zero	0.0005
Phenols	g	0.0157	6.7477	-27.2131	n/a	574.2628	-34,088.1573	-33,534.3442
Aluminium	g	260.6040	75,922.5394	-306,171.7301	n/a	-445,743.0537	-7,246,797.1016	-7,922,528.7420
Ammonium	g	32,682.2919	2,086.4899	4,764,924.9077	n/a	47,593.3455	-7,382.3777	4,839,904.6573
Arsenic	g	0.1583	153.2900	-618.2636	n/a	-877.5583	-17,162.3715	-18,504.7451
Barium	g	300.2202	6,175.3389	-24,833.1618	n/a	-36,023.4422	-682,465.3311	-736,846.3760
Cadmium	g	0.0001	3.9404	-15.8937	n/a	-0.6120	-316.1749	-328.7401
Chloride	g	63,492,846.2229	4,446,958.2701	-1,989,376.2235	n/a	26,830,523.6144	297,020,266.8444	389,801,218.7283
Chromium	g	1.3269	761.6398	-3,071.7816	n/a	-4,374.6976	-90,833.5102	-97,517.0227
Copper	g	0.3741	380.6551	-1,535.2988	n/a	-2,147.4552	3,391.3327	89.6079
Cyanide	g	0.0005	3.8122	-15.3767	n/a	-22.3922	-33,528,207.6330	-33,528,241.5892
Fluoride	g	Zero	Zero	Zero	n/a	631.2026	-2,803.0142	-2,171.8116
Iron	g	63,959.8523	27,772.6887	-95,255.6198	n/a	45,159.3603	-745,888.5908	-699,252.3093
Lead	g	0.3297	381.5329	-1,538.8509	n/a	-2,139.1796	-47,438.8327	-50,735.0006
Mercury	g	Zero	0.1403	-0.5658	n/a	0.1411	94.9491	94.6647
Nickel	g	0.4938	383.7448	-1,547.7311	n/a	-1,976.6924	-42,832.9035	-45,973.0884
Nitrate	g	78.2165	1,732.0398	-6,966.6057	n/a	-10,108.6406	20,618,679.4144	20,603,414.4244
Phosphate	g	3.1666	4,554.0805	-18,368.3304	n/a	-26,747.5745	67,961.2807	27,402.6229
Sulphate	g	2,264,227.2025	481,299.6625	-1,378,808.8160	n/a	-962,740.3676	162,437,372.3800	162,841,350.0614
Sulphide	g	0.0037	4.1980	-16.9317	n/a	-24.6552	1,263.6551	1,226.2699

Inventário do IWM-2 das emissões gasosas para o Cenário #7 QM
 (Obs.: nos números o separador de milhar é “,” e de decimal é “.”)

Scenario: POA #7 QM
Results: Air Emissions
Produced by Integrated Waste Management Model IWM-2 Version 2.50.1 on Wednesday, 17 April 2013

	Units	Collection	Sorting	Biological	Thermal	Landfill	Recycling	Total
Particulates	g	3 325,504.9599	243,722.8941	43,657.9556	-8,089,753.3561	529,233.7334	-18,597,362.5505	-22,544,996.3636
CO	g	51,143,001.7794	1,522,242.4477	3,786.0018	3,021,999.7425	6,974,554.0969	-85,572,343.3862	-22,906,759.3179
CO2	g	8,275,890,953.1064	384,864,453.4351	37,360,159.0455	322,656,570,549.3193	1,275,364,488.8250	-36,260,516,951.7456	296,369,533,651.9857
CH4	g	10,109,794.0703	734,084.7388	133,751.7100	n/a	1,563,256.8392	-28,155,006.7683	-15,614,119.4100
NOx	g	145,994,499.2379	5,215,186.1282	87,341.1632	-4,851,606.1507	22,879,954.2364	-165,195,927.6154	4,129,446.9996
GWP	g	8,523,650,882.5168	403,081,329.5357	40,714,082.5325	322,656,570,549.3193	1,313,683,436.7454	-36,913,282,463.3930	296,024,417,817.2567
N2O	g	218.6709	724.3750	240.6456	n/a	59.8605	115,725.4818	116,969.0338
SOx	g	12,518,486.8084	723,138.6749	103,336.9596	-18,692,143.1460	1,927,746.0097	-94,398,793.6305	-97,818,228.3239
HCl	g	17,774.1623	22,609.5547	7,391.9840	-1,362,369.0328	3,494.4141	58,479.2192	-1,252,619.6985
HF	g	1,8573	2,343.6772	785.7899	n/a	95.5131	53,955.5234	57,182.3609
H2S	g	Zero	Zero	Zero	n/a	Zero	46,024.3112	46,024.3112
TotalHC	g	Zero	Zero	Zero	n/a	Zero	Zero	Zero
ChlorinatedHC	g	Zero	0.0009	0.0003	n/a	Zero	Zero	0.0012
Dioxins/Furans	g	Zero	Zero	Zero	0.0180	Zero	-0.0001	0.0179
Ammonia	g	0.2338	438.0771	146.8800	n/a	17.8371	2,049,479.7145	2,050,082.7425
Arsenic	g	Zero	Zero	Zero	122.8648	Zero	-148,217.3453	-148,094.4805
Cadmium	g	0.0001	0.3532	0.1184	1,062.2062	0.0144	-490.2690	572.4233
Chromium	g	Zero	Zero	Zero	1,293.1872	Zero	182.9014	1,476.0886
Copper	g	Zero	Zero	Zero	4,527.4212	Zero	987.6676	5,515.0888
Lead	g	0.7895	13.6211	4.5621	4,764.9907	0.6209	130,939.9044	135,724.4887
Manganese	g	0.0071	8.2910	2.7798	n/a	0.3380	0.0003	11.4162
Mercury	g	Zero	3.5397	1.1868	11,261.8698	0.1438	53.8607	11,320.6008
Nickel	g	4.1252	34.4229	11.4971	1,352.7682	2.0060	-6,682.7192	-5,277.8998
Zinc	g	2.6356	26.0583	8.7075	15,718.9453	1.4625	-74.9504	15,682.8588

Inventário do IWM-2 das emissões líquidas para o Cenário #7 DASI
 (Obs.: nos números o separador de milhar é “,” e de decimal é “.”)

Scenario: POA #7 QM
Results: Water Emissions
Produced by Integrated Waste Management Model IWM-2 Version 2.50.1 on Wednesday, 17 April 2013

	Units	Collection	Sorting	Biological	Thermal	Landfill	Recycling	Total
BOD	g	11.3212	11.5323	1,619,370.4488	n/a	51,610.1668	33,724,126.9989	35,395,130.4680
COD	g	370.3972	343.7693	2,739,039.9995	n/a	51,678.4366	-1,187,398,340.2729	-1,184,606,907.6703
SuspendedSolids	g	7,188,977.9025	252,853.7139	4,545.1598	n/a	1,107,227.9823	59,034,693.3498	67,588,298.1083
TOC	g	1,160.6383	12,094.0747	4,042.0775	n/a	713.1458	75,885,687.9729	75,903,697.9092
AOX	g	0.0005	0.1173	0.0393	n/a	23.6585	-12,258,964.0710	-12,258,940.2554
ChlorinatedHC	g	0.0001	0.2015	0.0676	n/a	21.5115	1,821.2410	1,843.0217
Dioxins/Furans	g	Zero	Zero	Zero	n/a	0.0001	Zero	0.0001
Phenols	g	0.0167	6.7472	2.2621	n/a	11.0284	-12,980.4142	-12,960.3598
Aluminium	g	276.0982	75,915.4998	25,450.5614	n/a	3,127.2126	-5,934,562.8358	-5,829,793.4638
Ammonium	g	34,541.6018	1,241.7398	279,936.5736	n/a	5,232.4149	256,618.8058	577,571.1359
Arsenic	g	0.1676	153.2858	51.3932	n/a	8.4048	-13,303.5611	-13,090.3097
Barium	g	318.0386	6,167.2434	2,064.2613	n/a	299.0525	-457,765.8983	-448,917.3025
Cadmium	g	0.0001	3.9404	1.3212	n/a	0.5902	-62.4749	-56.6230
Chloride	g	67,263,113.5483	2,733,992.9395	165,770.7349	n/a	10,518,604.7021	381,810,772.9545	462,492,254.8793
Chromium	g	1.4049	761.6044	255.3422	n/a	54.8162	-69,080.4622	-68,007.2945
Copper	g	0.3959	380.6452	127.6219	n/a	144.5481	-9,188.2606	-8,535.0495
Cyanide	g	0.0005	3.8122	1.2782	n/a	0.1550	-34,763.144.0475	-34,763,138.8016
Fluoride	g	Zero	Zero	Zero	n/a	946.1461	-1,414.7820	-468.6359
Iron	g	72,923.7977	25,971.7285	7,918.5585	n/a	12,043.0606	-214,732.9722	-95,875.8269
Lead	g	0.3489	381.5243	127.9172	n/a	17.7069	-32,677.2493	-32,149.7520
Mercury	g	Zero	0.1403	0.0470	n/a	2.1560	49.9226	52.2659
Nickel	g	0.5227	383.7317	128.6553	n/a	31.8004	-32,786.0771	-32,241.3670
Nitrate	g	82.8648	1,729.9280	579.1004	n/a	82.9343	21,540,262.2686	21,542,737.0961
Phosphate	g	3.3499	4,553.9972	1,526.8696	n/a	185.5667	165,478.6443	171,748.4277
Sulphate	g	2,397,219.5088	420,876.5703	114,627.8761	n/a	378,528.8866	180,510,834.7623	183,822,087.6041
Sulphide	g	0.0039	4.1978	1.4074	n/a	0.1712	1,555.3296	1,561.1099

Inventário do IWM-2 das emissões gasosas para o Cenário #8 GICI
 (Obs.: nos números o separador de milhar é “,” e de decimal é “.”)

Scenario: POA #8 GICI
Results: Air Emissions
Produced by Integrated Waste Management Model IWM-2 Version 2.50.1 on Wednesday, 17 April 2013

	Units	Collection	Sorting	Biological	Thermal	Landfill	Recycling	Total
Particulates	g	4,478,302.0406	304,239.3391	-693,523.8787	-5,834,203.7679	340,050.2074	-23,192,274.6519	-24,597,410.7114
CO	g	66,487,665.6243	1,897,313.7924	-54,219.2575	1,839,346.1597	4,714,310.7418	-89,603,925.1037	-14,719,508.0430
CO2	g	11,072,202,790.8404	480,078,670.9623	-577,332,007.9261	237,437,819,325.2047	1,176,883,029.5533	-43,809,533,151.6366	205,780,118,656.9980
CH4	g	13,513,661.1263	916,382.4715	-2,124,748.4539	n/a	25,735,289.5230	-23,689,800.5113	14,350,784.1556
NOx	g	196,312,533.9781	6,500,979.0627	-1,248,875.0289	-4,570,010.2071	15,075,712.2398	-206,998,666.8338	5,071,673.2108
GWP	g	11,403,379,073.3948	502,819,780.4581	-630,612,406.5507	237,437,819,325.2047	1,807,393,683.6028	-44,933,621,308.9955	205,587,178,147.1142
N2O	g	286.2030	906.4342	-3,825.1922	n/a	-12.3102	-1,699,025.1401	-1,701,671.0053
SOx	g	16,732,427.4887	902,411.4347	-1,341,170.6100	-13,518,317.7841	1,251,990.9423	-116,173,585.4439	-112,146,243.9723
HCl	g	23,491.4127	28,259.5766	14,414.1337	-977,479.9630	6,568.1925	-18,080.7072	-922,827.3547
HF	g	2.4548	2,929.5621	-12,238.8123	n/a	715.4674	62,528.2805	53,936.9525
H2S	g	Zero	Zero	3,957.3700	n/a	12,640.1096	71,431.8388	88,029.3184
TotalHC	g	Zero	Zero	275.8167	n/a	134,730.4603	Zero	135,006.2770
ChlorinatedHC	g	Zero	0.0011	87.5373	n/a	3,672.5592	Zero	3,760.0976
Dioxins/Furans	g	Zero	Zero	0.0012	0.0133	0.0001	-0.0004	0.0142
Ammonia	g	0.3098	547.5899	-2,334.7536	n/a	-19.8380	1,639,502.5949	1,637,695.9030
Arsenic	g	Zero	Zero	Zero	119.7259	Zero	-186,587.4498	-186,467.7239
Cadmium	g	0.0001	0.4415	-1.7696	910.1602	0.3379	-483.2107	425.9594
Chromium	g	Zero	Zero	0.0132	1,032.2594	0.0417	163.1408	1,195.4551
Copper	g	Zero	Zero	Zero	4,412.3721	Zero	880.9603	5,293.3324
Lead	g	0.9391	17.0261	-72.4152	3,730.4305	-0.2497	158,282.0256	161,957.7564
Manganese	g	0.0093	10.3636	-44.1867	n/a	-0.3752	0.0004	-34.1886
Mercury	g	Zero	4.4246	-18.8644	7,893.5732	-0.1579	62.0376	7,941.0131
Nickel	g	5.4727	43.0277	-182.7542	962.6143	-1.1510	-6,375.1921	-5,547.9826
Zinc	g	3.5314	32.5722	-136.8521	13,197.5933	3.8319	30.5840	13,131.2607

Inventário do IWM-2 das emissões líquidas para o Cenário #8 GICI
 (Obs.: nos números o separador de milhar é “,” e de decimal é “.”)

Scenario: POA #8 GICI
Results: Water Emissions
Produced by Integrated Waste Management Model IWM-2 Version 2.50.1 on Wednesday, 17 April 2013

	Units	Collection	Sorting	Biological	Thermal	Landfill	Recycling	Total
BOD	g	15.1534	14.4139	2,278,426.3180	n/a	33,471.0122	42,540,145.6224	44,852,072.5199
COD	g	495.8028	429.6619	8,752,415.8575	n/a	33,492.9098	-1,497,741,870.7891	-1,488,955,036.5571
SuspendedSolids	g	9,519,198.7754	315,197.6046	-71,304.0970	n/a	728,760.3284	74,776,990.2637	85,368,842.8751
TOC	g	1,552.4336	15,117.2773	-64,251.3136	n/a	-391.8006	95,747,940.6537	95,699,967.2504
AOX	g	0.0007	0.1467	-0.6253	n/a	33.8259	-15,462,399.5779	-15,462,366.2299
ChlorinatedHC	g	0.0001	0.2518	-1.0738	n/a	17.6746	1,636.1958	1,653.0485
Dioxins/Furans	g	Zero	Zero	Zero	n/a	Zero	Zero	Zero
Phenols	g	0.0223	8.4339	-35.9574	n/a	8.7549	-15,646.1371	-15,664.8834
Aluminium	g	369.5683	94,893.2342	-404,553.2867	n/a	-3,413.3635	-5,288,193.0392	-5,600,896.8869
Ammonium	g	45,758.0058	1,548.1605	3,476,961.4636	n/a	3,458.0288	330,734.7109	3,858,460.3696
Arsenic	g	0.2234	191.6050	-816.9291	n/a	-5.4031	-12,372.5673	-13,003.0711
Barium	g	425.5291	7,708.9260	-32,812.7419	n/a	-246.9254	-387,741.3146	-412,666.5268
Cadmium	g	0.0002	4.9254	-21.0008	n/a	0.1186	33.1462	17.1896
Chloride	g	50,007,488.3845	3,409,347.8312	-2,626,197.6145	n/a	6,896,060.3404	481,730,671.6937	579,417,370.6353
Chromium	g	1.8753	951.9942	-4,058.8312	n/a	-18.1484	-65,014.7525	-68,137.8626
Copper	g	0.5276	475.8009	-2,028.6333	n/a	66.3826	-972.6790	-2,458.6012
Cyanide	g	0.0007	4.7652	-20.3176	n/a	-0.1728	-43,849,229.8238	-43,849,245.5483
Fluoride	g	Zero	Zero	Zero	n/a	609.0983	-1,798.1428	-1,189.0445
Iron	g	96,836.5480	32,455.7621	-125,861.3775	n/a	6,251.8278	26,277.4254	35,960.1858
Lead	g	0.4641	476.8997	-2,033.3268	n/a	-15.6241	-30,350.2159	-31,921.8030
Mercury	g	Zero	0.1753	-0.7476	n/a	1.3715	62.9524	63.7516
Nickel	g	0.6972	479.6589	-2,045.0606	n/a	-4.4072	-30,659.5915	-32,228.7032
Nitrate	g	110.9058	2,162.3747	-9,205.1686	n/a	-69.9048	27,168,556.1708	27,161,554.3779
Phosphate	g	4.4560	5,692.4297	-24,270.5902	n/a	-206.1282	340,587.7378	321,807.9051
Sulphate	g	3,199,503.9636	525,803.7325	-1,821,773.3729	n/a	224,825.6401	235,688,126.6568	237,816,486.6201
Sulphide	g	0.0053	5.2473	-22.3723	n/a	-0.1899	2,128.4100	2,111.1004

APÊNDICE G – Indicadores normalizados e ponderados

Nas Tabelas AG.1 e AG.2, apresentam-se os valores numéricos dos indicadores ambientais e econômicos normalizados para valores entre 0 e 1; e, nas figuras AG.3 a AG.6 a ordenação numérica dos cenários com base nos subíndices e índice geral de sustentabilidade.

Tabela AG.1 – Valore normalizados entre 0 e 1 dos indicadores ambientais

Cenário	Indicador ambiental normalizado							
	MuCl	ToHu	FoFO	Acid	Eutr	UsoEn	DRescAS	DOrgAS
#1 BASE	0,885	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
#2 PGTA	0,660	0,786	0,596	0,538	0,588	0,463	0,670	0,626
#3 PDT	0,750	0,864	0,865	0,846	0,824	0,744	0,907	0,866
#4 OGTA	0,153	0,307	0,000	0,000	0,000	0,000	0,165	0,154
#5 ODT	0,003	0,736	0,173	0,103	0,059	0,012	0,299	0,277
#6 DASI	0,000	0,000	0,173	0,077	0,059	0,122	0,368	0,207
#7 QM	1,000	0,829	0,038	0,359	0,235	0,122	0,000	0,000
#8 GICI	0,674	0,750	0,038	0,308	0,176	0,091	0,000	0,000

Tabela AG.2 – Valore normalizados entre 0 e 1 dos indicadores econômicos

Cenário	Indicador econômico normalizado					
	Custo líquido (Custo – Receita)			% do orçamento PMPA	% do salário mínimo	Relação receita e despesa
	Por tonelada	Por domicílio	Por pessoa			
	R\$/t	R\$/dom-a	R\$/hab-a	% Orçamento	% SM	Rec./Disp.
#1 BASE	0,140	0,140	0,139	0,100	0,174	1,000
#2 PGTA	0,802	0,802	0,802	0,800	0,826	0,125
#3 PDT	0,660	0,660	0,660	0,600	0,652	0,250
#4 OGTA	0,898	0,898	0,898	0,900	0,913	0,063
#5 ODT	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,938
#6 DASI	0,481	0,481	0,481	0,500	0,478	0,438
#7 QM	0,555	0,555	0,555	0,500	0,565	0,375
#8 GICI	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	0,000

Tabela AG.3 – Ordenação dos cenários pelo índice de sustentabilidade ambiental

Cenário	Ordem (Ambiental)	Grupos de Atores		
		Pesos DMLU	Pesos Todos	Sem Pesos
#1 BASE	(8º)	0,987	0,982	0,986
#2 PGTA	(6º)	0,607	0,623	0,616
#3 PDT	(7º)	0,828	0,831	0,833
#4 OGTA	(1º)	0,092	0,106	0,097
#5 ODT	(3º)	0,196	0,219	0,208
#6 DASI	(2º)	0,125	0,110	0,126
#7 QM	(5º)	0,311	0,387	0,323
#8 GICI	(4º)	0,245	0,306	0,255

Tabela AG.4 – Ordenação dos cenários pelo índice de sustentabilidade econômica

Cenário	Ordem (Econômica)	Grupos de Atores		
		Pesos DMLU	Pesos Todos	Sem Pesos
#1 BASE	(2º)	0,271	0,279	0,282
#2 PGTA	(6º)	0,701	0,691	0,693
#3 PDT	(5º)	0,586	0,581	0,580
#4 OGTA	(7º)	0,772	0,760	0,762
#5 ODT	(1º)	0,144	0,156	0,156
#6 DASI	(3º)	0,477	0,477	0,476
#7 QM	(4º)	0,521	0,517	0,518
#8 GICI	(8º)	0,846	0,833	0,833

Tabela AG.5 – Ordenação dos cenários pelo índice de sustentabilidade social

Cenário	Ordem (Social)	Grupos de Atores		
		Pesos DMLU	Pesos Todos	Sem Pesos
#1 BASE	(8º)	0,533	0,518	0,502
#2 PGTA	(6º)	0,491	0,478	0,473
#3 PDT	(7º)	0,535	0,520	0,508
#4 OGTA	(1º)	0,468	0,452	0,457
#5 ODT	(3º)	0,472	0,453	0,458
#6 DASI	(2º)	0,450	0,430	0,430
#7 QM	(5º)	0,466	0,450	0,452
#8 GICI	(4º)	0,457	0,439	0,447

Tabela AG.6 – Ordenação dos cenários pelo índice de sustentabilidade geral

Cenário	Ordem Geral (DMLU e Sem / Todos)	Índice de sustentabilidade geral		
		Com pesos DMLU	Com pesos Todos	Sem pesos
#1 BASE	(6º / 7º)	0,597	0,632	0,590
#2 PGTA	(7º / 6º)	0,600	0,586	0,594
#3 PDT	(8º)	0,650	0,652	0,640
#4 OGTA	(4º / 3º)	0,444	0,399	0,439
#5 ODT	(1º)	0,271	0,291	0,274
#6 DASI	(2º)	0,351	0,321	0,344
#7 QM	(3º / 4º)	0,433	0,443	0,431
#8 GICI	(5º)	0,516	0,487	0,512

Obs.: Na ordem final de sustentabilidade entre parênteses apresentam-se no primeiro numeral a ordem com base nos pesos atribuídos pelos Atores DMLU e a ordem sem adoção de pesos (que foi igual a do DMLU), e no segundo valor a ordem com base nos pesos dos Outros Atores. Quando a ordem utilizando os pesos de Todos Atores for igual às demais, somente um valor é apresentado.

APÊNDICE H – Validação dos resultados finais pelos Atores do DMLU

A hierarquização final dos cenários com base no índice de sustentabilidade geral – ISG – foi apresentada aos decisores do órgão de gestão dos RSU na cidade de Porto Alegre, os Atores do DMLU. Essa apresentação foi realizada no Auditório do DMLU em junho de 2013, sendo que o Autor fez uma apresentação sucinta dos objetivos da pesquisa, da metodologia geral, da utilização dos indicadores e dos subíndices ambientais, econômicos e sociais, e do índice de sustentabilidade geral.

Ao todo foram utilizados 31 slides contendo as seguintes informações:



- Figura 4.1 – Metodologia geral da pesquisa;
- Tabela 6.1 – Número de respostas obtidas por Grupo ao Questionário 1;
- Figura 4.2 – Cenário BASE para Porto Alegre (ano 2011);
- Figura 6.4 – Fluxo de massa do Cenário #4 OGTA;
- Figura 6.5 – Fluxo de massa do Cenário #5 ODT;
- Figura 6.6 – Fluxo de massa do Cenário #6 DASI;
- Figura 6.7 – Fluxo de massa do Cenário #7 QM;
- Tabela 6.4 – Fluxo de massa dos oito cenários avaliados;
- Figura 6.9 – Tipos de coleta por cenário;
- Figura 6.10 – Quantidade enviada para cada tipo de tratamento;
- Figura 6.11 – Destinação final por cenário;
- Tabela 6.14 – Resultados do cálculo dos indicadores ambientais *MuCl*, *ToHu* e *FoFo*;
- Tabela 6.15 – Resultados do cálculo dos indicadores ambientais *Acid*, *Eutr* e *UsoEn*;
- Tabela 6.16 – Resultados do cálculo dos indicadores ambientais *DRecAS* e *DOrgAS*;
- Figura 6.12 – Indicadores ambientais normalizados – impactos ambientais e uso de energia;
- Figura 6.13 – Indicadores ambientais normalizados – disposição de recicláveis em aterro;

- Tabela 6.18 – Resultados do cálculo dos indicadores econômicos;
- Figura 6.14 – Indicadores econômicos para os cenários – custos em Reais;
- Figura 6.15 – Indicadores econômicos para os cenários – valores percentuais dos custos em relação ao orçamento e do salário mínimo, e relação entre despesa e receita;
- Tabela 6.19 – Resultados do cálculo dos indicadores sociais (normalizados);
- Figura 6.19 – Indicadores sociais normalizados para os cenários;
- Figura 6.20 – Subíndices de sustentabilidade ambiental por cenário;
- Figura 6.21 – Subíndices de sustentabilidade econômica por cenário;
- Figura 6.22 – Subíndices de sustentabilidade social por cenário;
- Figura 6.23 – Índices de sustentabilidade geral por cenário;
- Figura 6.28 – Impactos ambientais por etapa: uso de energia;
- Figura 6.29 – Impactos ambientais por etapa: mudanças climáticas;
- Figura 6.30 – Impactos ambientais por etapa: toxicidade humana;
- Figura 6.31 – Impactos ambientais por etapa: formação de foto-oxidantes;
- Figura 6.32 – Impactos ambientais por etapa: acidificação;
- Figura 6.33 – Impactos ambientais por etapa: eutrofização.

No penúltimo slide apresentado (slide 30, Figura AH.1), mostrou-se aos Atores do DMLU as hierarquizações finais com base no IGS adotando os pesos do DMLU (Coluna 1) e os pesos de Todos os Atores (Coluna 2). Até este momento, os atores não tinham informações sobre a autoria de cada um dos cenários nem sobre a origem de pesos utilizados na ponderação da construção dos índices por cenário.

Para validação final dos resultados, foi perguntado aos Atores do DMLU, a quem em última instância cabe a tomada de decisão de quais cenários ou alternativas de coleta e de tratamento adotar para Porto Alegre, sobre a aplicabilidade da metodologia apresentada e em um segundo momento solicitou-se que apontassem quais das duas ordens de hierarquização dos cenários julgavam a mais sustentável (ou que apontassem a nova ordem em caso de não concordar com nenhuma das duas apresentadas). Esta ferramenta final de pesquisa está apresentada na Figura AH.2.

Figura AH.1 – Slide 30: ordem final de sustentabilidade dos cenários

Hierarquização Final dos Cenários - ÍNDICE DE SUSTENTABILIDADE GERAL

Ordem de sustentabilidade	CENÁRIO (Resultado da AICV – ISG)	
	Coluna 1	Coluna 2
1º	#5 ODT	#5 ODT
2º	#6 DASI	#6 DASI
3º	#7 QM	#4 OGTA
4º	#4 OGTA	#7 QM
5º	#8 GICI	#8 GICI
6º	#1 BASE	#2 PGTA
7º	#2 PGTA	#1 BASE
8º	#3 PDT	#3 PDT



VALIDAÇÃO DOS RESULTADOS PELOS ATORES DMLU

REICHERT, G.A.

2013

30

Figura AH.2 – Slide 31: Validação final dos resultados da pesquisa pelos Atores DMLU

VALIDAÇÃO FINAL DOS RESULTADOS

- 1** Na sua opinião a metodologia aplicada facilita o apoio à tomada de decisão sobre sustentabilidade de cenários de gerenciamento de RSU?

Sim
 Não

Justifique:

- 2** Em relação a hierarquização final de sustentabilidade geral dos cenários apresentados no slide 30 (com fluxos de massa dos slides 6 a 12), você julga que:

A ordenação de cenários da COLUNA 1 é a mais sustentável
 A ordenação de cenários da COLUNA 2 é a mais sustentável
 Nenhuma das duas ordenação é a melhor. NESTE CASO, APONTE ABAIXO QUAL A MELHOR ORDENAÇÃO na sua opinião.

CENÁRIO								
ORDEM	1º	2º	3º	4º	5º	6º	7º	8º

Comente:

VALIDAÇÃO DOS RESULTADOS PELOS ATORES DMLU

REICHERT, G.A.

2013

31