LUÍS GUSTAVO PILA D'ALOIA

**Avaliação multicritério de cenários em gerenciamento de
resíduos sólidos urbanos**

Dissertação apresentada à Escola de Engenharia
de São Carlos da Universidade de São Paulo
como parte dos requisitos para obtenção do Título
de Mestre em Ciências (Engenharia Hidráulica e
Saneamento)

Orientador: Prof. Assoc. Valdir Schalch.

VERSÃO CORRIGIDA

São Carlos – SP

2011

AUTORIZO A REPRODUÇÃO E DIVULGAÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTES
TRABALHOS, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO,
PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Ficha catalográfica preparada pela Seção de Tratamento
da Informação do Serviço de Biblioteca – EESC/USP

A453a D'Aloia, Luis Gustavo Pila
Avaliação multicritério de cenários em gerenciamento
de resíduos sólidos urbanos / Luis Gustavo Pila D'Aloia;
orientador Valdir Schalch. -- São Carlos, 2011.

Dissertação (Mestrado-Programa de Pós-Graduação e Área
de Concentração em Hidráulica e Saneamento) -- Escola de
Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo,
2011.

1. Tratamento de resíduos sólidos. 2. Hierarquia do
gerenciamento de resíduos. 3. Redução na fonte. 4.
Metodologia multicritério de apoio à decisão. Título.

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidato(a): Engenheiro **LUÍS GUSTAVO PILA D'ALOIA**.

Dissertação defendida e julgada em 07/06/2011 perante a Comissão Julgadora:

Prof. Associado **VALDIR SCHALCH** - (Orientador)
(Escola de Engenharia de São Carlos/USP)

Aprovado

Profª. Titular **LUISA FERNANDA RIBEIRO REIS**
(Escola de Engenharia de São Carlos/USP)

Aprovado

Prof. Dr. **ANTONIO CARLOS ZUFFO**
(Universidade Estadual de Campinas/UNICAMP)

Aprovado

Prof. Titular **EDSON CEZAR WENDLAND**
Coordenador do Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Hidráulica e Saneamento.

Prof. Associado **PAULO CÉSAR LIMA SEGANTINE**
Presidente da Comissão da Pós-Graduação da EESC

*Dedico esta dissertação à minha família e aos
meus amigos, pelo incentivo e pelas
contribuições materiais e afetivas tão
necessárias até aqui*

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, ao Prof. Valdir Schalch, pela oportunidade, amizade e por acreditar neste projeto.

Minha mais sincera gratidão à Pazu, não apenas pelas contribuições na definição das bases desta pesquisa ou na sua condução, mas também pela experiência compartilhada desde os tempos de USP Recicla, que, sem dúvida, foram determinantes para que eu trilhasse o caminho pelas vias tortuosas da questão ambiental.

Ao Prof. Antônio Carlos Zuffo (UNICAMP), quem me emprestou, em diversas oportunidades, seu valioso tempo e muito de seu conhecimento, esclarecendo questões metodológicas e contribuindo com os resultados da pesquisa.

À Profa. Luisa Fernanda Ribeiro Reis (EESC/USP), pelas valiosas dicas sobre a Metodologia Multicritério de Apoio à Decisão e pela participação na banca de qualificação.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, pela concessão da bolsa de mestrado (Processo nº 133041/2009-3).

Aos colegas Shiroma, Douglas, Eduardo e Reynaldo, da Prefeitura Municipal de São Carlos, pelas significativas contribuições a esta pesquisa mediante a participação na construção dos mapas cognitivos e por compartilharem importantes informações sobre a gestão e o gerenciamento de resíduos sólidos urbanos em São Carlos.

Ao Sr. Rosoé Donato, Secretário de Planejamento da Prefeitura Municipal de São Carlos, pela valiosa conversa sobre a estrutura de planejamento municipal e seus desdobramentos para definição de estratégias em gerenciamento de resíduos.

Às Sras. Ilse Vallilo (APASC) e Wilma Goulart Barbieri (CETESB), pela participação na construção dos mapas cognitivos e por compartilharem seus conhecimentos e experiências em gerenciamento de resíduos sólidos.

Aos amigos do Núcleo de Estudo e Pesquisa em Resíduos Sólidos (NEPER): Rodrigo, Tati, Eduardo, Luiz Fernando, Adriana Ferreira, Adriana Lopes, Álvaro, Juliana, Marco, Élcio, Leandro, Ana Paula, Daniel, Erica e Tássio, por compartilharem de suas experiências acadêmicas e por me permitirem compartilhar das minhas.

Ao pessoal do Departamento de Hidráulica e Saneamento da EESC, em especial à Rose, Marília, Sá, Pavi, Valderes, Márcia, Maria Cecília e ao André, por me ajudar na superação dos percalços burocráticos da vida acadêmica e por cuidar tão bem da estrutura da qual dispomos.

Aos amigos Rafa, Carla, Toshiro, Fernando, José Pedro, Leandro, Daniel e Mei, moradores e ex-moradores da República Partido, pelas horas vagas.

Aos amigos do PPG-SEA, em especial à Cínthia, ao Alexandre e à Carol, pelas reuniões todas as terças, sempre às 9h00, que me trouxeram grandes experiências em Planejamento Ambiental, e à Mariana, pelas contribuições dadas ao Simpósio do NEPER e por ouvir, certamente mais do que gostaria, meus problemas de pesquisa.

Aos amigos do PPG-SHS/turma 2009, pela amizade, pelas experiências compartilhadas e pela ajuda nas disciplinas da pós-graduação.

À Chris, pelo apoio, compreensão e por me lembrar, muitas vezes, que eu estava trabalhando demais. Com amor.

A cidade de Leônia refaz a si própria todos os dias: a população acorda todas as manhãs em lençóis frescos, lava-se com sabonetes recém-tirados da embalagem, veste roupões novíssimos, extrai das mais avançadas geladeiras latas ainda intatas, escutando as últimas lengalengas do último modelo de rádio.

Nas calçadas, envoltos em límpidos sacos plásticos, os restos da Leônia de ontem aguardam a carroça do lixeiro. Não só tubos retorcidos de pasta de dente, lâmpadas queimadas, jornais, recipientes, materiais de embalagem, mas também aquecedores, enciclopédias, pianos, aparelhos de jantar de porcelana: mais do que pelas coisas que todos os dias são fabricadas vendidas compradas, a opulência de Leônia se mede pelas coisas que todos os dias são jogadas fora para dar lugar às novas. Tanto que se pergunta se a verdadeira paixão de Leônia é de fato, como dizem, o prazer das coisas novas e diferentes, e não o ato de expelir, de afastar de si, expurgar uma impureza recorrente. O certo é que os lixeiros são acolhidos como anjos e a sua tarefa de remover os restos da existência do dia anterior é circundada de um respeito silencioso, como um rito que inspira a devoção, ou talvez apenas porque, uma vez que as coisas são jogadas fora, ninguém mais quer pensar nelas.

Ninguém se pergunta para onde os lixeiros levam os seus carregamentos: para fora da cidade, sem dúvida; mas todos os anos a cidade se expande e os depósitos de lixo devem recuar para mais longe; a imponentia dos tributos aumenta e os impostos elevam-se, estratificam-se, estendem-se por um perímetro mais amplo. Acrescente-se que, quanto mais Leônia se supera na arte de fabricar novos materiais, mais substancial torna-se o lixo, resistindo ao tempo, às intempéries, à fermentação e à combustão. É uma fortaleza de rebotalhos indestrutíveis que circunda Leônia, domina-a de todos os lados como uma cadeia de montanhas.

O resultado é o seguinte: quanto mais Leônia expelle, mais coisas acumula; as escamas do seu passado se solidificam numa couraça impossível de se tirar; renovando-se todos os dias, a cidade conserva-se integralmente em sua única forma definitiva: a do lixo de ontem que se junta ao lixo de anteontem e de todos os dias e anos e lustros.

A imundície de Leônia pouco a pouco invadiria o mundo se o imenso depósito de lixo não fosse comprimido, do lado de lá de sua cumeeira, por depósitos de lixo de outras cidades que também repelem para longe montanhas de detritos. Talvez o mundo inteiro, além dos confins de Leônia, seja recoberto por crateras de imundície, cada uma com uma metrópole no centro em ininterrupta erupção. Os confins entre cidades desconhecidas e inimigas são bastiões infectados em que os detritos de uma e de outra escoram-se reciprocamente, superam-se, misturam-se.

Quanto mais cresce em altura, maior é a ameaça de desmoronamento: basta que um vasilhame, um pneu velho, um garrafão de vinho se precipitem do lado de Leônia e uma avalanche de sapatos desemparelhados, calendários de anos decorridos e flores secas afunda a cidade no passado que em vão tentava repelir, misturado com o das cidades limítrofes, finalmente eliminada — um Cataclismo irá aplinar a sórdida cadeia montanhosa, cancelar qualquer vestígio da metrópole sempre vestida de novo. Já nas cidades vizinhas, estão prontos os rolos compressores para aplinar o solo, estender-se no novo território, alargar-se, afastar os novos depósitos de lixo.

(Italo Calvino, As Cidades Invisíveis)

RESUMO

D'ALOIA, L. G. P. **Avaliação multicritério de cenários em gerenciamento de resíduos sólidos urbanos**. 2011. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2011.

A hierarquia do gerenciamento de resíduos sólidos apresenta-se como a melhor opção global em termos ambientais ao prever práticas de redução na fonte e processos de recuperação material e energética anteriores à disposição final. Suas diretrizes foram incorporadas pela Política Nacional de Resíduos Sólidos, redefinindo responsabilidades e estratégias em gerenciamento de resíduos sólidos. Aplicada aos resíduos sólidos urbanos (RSU), a hierarquia envolve, além do aspecto ambiental, a análise de viabilidade econômica, aspectos sociais, aspectos de saúde pública, a análise de viabilidade técnica e a motivação política, tornando contextual a tomada de decisão para implementação de estratégias nesse sentido. Dessa forma, esta pesquisa teve como objetivo avaliar a preferência de especialistas por cenários orientados à hierarquia do gerenciamento de RSU em São Carlos/SP utilizando a Metodologia Multicritério de Apoio à Decisão. Inicialmente, foram identificadas, através da revisão da literatura, ações e/ou métodos de tratamento de RSU voltados à hierarquia do gerenciamento de RSU. Posteriormente, foram identificados os critérios de decisão por meio da construção de mapas cognitivos com 6 atores de reconhecida experiência em gerenciamento de RSU no contexto do município. Os mapas cognitivos também restringiram as alternativas de decisão àquelas passíveis de serem empregadas pelo poder público municipal. Com base na avaliação dos mapas, foram selecionados 10 critérios de decisão e construídos 11 cenários (ações potenciais) contemplando as alternativas, compondo o modelo multicritério de apoio à decisão. Os critérios de decisão englobaram aspectos econômicos, ambientais, de saúde pública e sociais. Os cenários foram construídos considerando estratégias de recuperação material (compostagem e reciclagem), recuperação energética (biogás e incineração) e redução na fonte (cobrança de taxas, consumo consciente e incentivo à reutilização). Para avaliação da importância dos critérios utilizou-se a metodologia Delphi, associada ao *Analytic Hierarchy Process*, envolvendo 18 especialistas que também avaliaram o desempenho dos cenários segundo os objetivos de cada critério. Dentre os critérios, obtiveram as maiores importâncias relativas aqueles relacionados à saúde pública e à recuperação material, sendo os de mais baixa importância relativa os critérios de recuperação energética e de geração de créditos de carbono. O julgamento do modelo multicritério pelos especialistas subsidiou a aplicação dos Métodos Multicritério de Apoio à Decisão *Compromise Programming*, *Cooperative Game Theory*, ELECTRE II e PROMETHEE II, disponíveis para apoio à decisão no software MCDA-FEC (UNICAMP). Seus resultados mostraram que os cenários preferidos foram aqueles que conjugaram estratégias de recuperação material e energética, sendo menos preferidos aqueles que previram apenas a incineração, com ou sem recuperação energética.

Palavras-chave: hierarquia do gerenciamento de resíduos, redução na fonte, tratamento de resíduos sólidos, metodologia multicritério de apoio à decisão.

ABSTRACT

D'ALOIA, L. G. P. **Multicriteria evaluation of scenarios to urban solid waste management.** 2011. Dissertation (Master's degree). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2011.

Waste management hierarchy presents the best global option in environmental terms as it foresees ways of source reduction, material and energy recovery processes, and establishes the final disposition as the last desired option. Its policies were incorporated by the “Política Nacional de Resíduos Sólidos”, conditioning resolutions for solid waste management strategies in Brazil. Besides the environmental aspect, applied to municipal solid wastes hierarchy involves evaluation of costs, social impacts, public health criteria, analysis of technical viability and political motivation, contextualizing the decision-maker related to the implementation of strategies in this direction. Thus, this study aimed to evaluate specialists preference for scenarios that were oriented to MSW management hierarchy in Sao Carlos/SP using the Multicriteria Decision Aid methodology. Strategies and/or MSW treatment methods associated with hierarchy's policies were initially identified through literature revision. Afterwards, decision criteria were identified through the construction of cognitive maps with 6 experienced people of accepted importance for the MSW management in the city's context. Cognitive maps also restricted decision alternatives to those susceptible of being taken by public law in the county. Ten decision criteria were selected and eleven scenarios were constructed based on the alternatives, composing the decision support model for multi-criteria analysis. Decision criteria included economical, environmental, public health and social aspects. Scenarios were composed of material recovery strategies (composting and recycling), energy recovery (biogas and incineration) and source reduction (fee collection, environmental education and reuse incentive). For criteria importance evaluation, Delphi methodology (associated to Analytic Hierarchy Process) was used involving 18 specialists that also evaluated scenarios performance according to each criterion objective. Regarding the criteria, those related to public health and material recovery obtained the highest relative importance, and the lowest relative importance were obtained by criteria of energy recovery and generation of carbon credits. The information obtained by specialists model evaluation supported the application of Multicriteria Decision Aid methods Compromise Programming, Cooperative Game Theory, ELECTRE II and PROMETHEE II, available for decision support in MCDA-FEC software. Its results show that the most preferable scenarios are those conjugate material and energy recovery strategies, and those that use the incineration process are less preferable, with or without energy recovery system.

Key words: solid waste management hierarchy, source reduction, waste treatment, multicriteria decision aid.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Atores da Cadeia Produtiva da Reciclagem.....	52
Figura 2a. Proporção da participação das diferentes destinações finais de RSU nos EUA entre 1960 e 2009.....	78
Figura 3. Matriz <i>payoff</i>	83
Figura 4. Gráfico de dispersão da importância de atores no contexto da decisão. Fonte: adaptado de Ensslin, Montibeller e Noronha (2001).....	97
Figura 5. Elementos presentes em um conceito	100
Figura 6. Disposição de conceitos em um mapa causal ilustrando ambas as construções, em direção aos meios e em direção aos fins.....	101
Figura 7. Método PROMETHEE - curvas para critérios generalizados.	113
Figura 8. Gráfico de dispersão: poder e influência na decisão na gestão resíduos sólidos urbanos em São Carlos/SP. Dados coletados em 05/10/2010.....	117
Figura 9. Gráfico de dispersão: poder e influência de decisão na gestão de resíduos sólidos urbanos em São Carlos/SP. Dados coletados em 19/10/2010. Pontos destacados são referentes ao atores selecionados para construção dos mapas cognitivos.....	118

LISTA DE QUADROS

Quadro 1. Origem, fonte geradora e principais constituintes dos resíduos sólidos urbanos.....	35
Quadro 2. Classe, classificação e características dos resíduos sólidos quanto aos riscos potenciais à saúde pública e ao meio ambiente.....	36
Quadro 3. Elementos funcionais componentes do gerenciamento de resíduos sólidos urbanos.....	43
Quadro 4. Divisão da hierarquia do gerenciamento de resíduos em diferentes países e na União Européia.	46
Quadro 5. Descrição dos parâmetros que influenciam o processo de compostagem.	59
Quadro 6. Descrição dos parâmetros que influenciam o processo de digestão anaeróbia em reatores biológicos.	64
Quadro 7. Escala de valores para determinação do grau de importância de atores no contexto da tomada de decisão em gerenciamento de resíduos sólidos urbanos no município de São Carlos.....	97
Quadro 8. Critérios selecionados e respectivos objetivos no gerenciamento de resíduos sólidos urbanos.	104
Quadro 9. Cenários orientados à hierarquia do gerenciamento de resíduos e respectivas descrições.	105
Quadro 10. Escala de Saaty. Intensidade de importância, definição do valor e relação entre as ações.	108

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. População e geração (per capita diária, anual e total) de resíduos sólidos urbanos nas diferentes regiões brasileiras.	38
Tabela 2. Panorama da geração de resíduos sólidos domiciliares no Estado de São Paulo. Divisão por estratos populacionais.	39
Tabela 3. Panorama da geração de resíduos sólidos urbanos em países selecionados, considerando as 15 maiores gerações per capita na União Européia e os EUA. População, geração per capita diária e total anual. Dados referentes ao ano de 2009.	39
Tabela 4. Panorama geral da geração de resíduos sólidos urbanos e composição gravimétrica em diferentes países, de acordo com faixas de renda da população.	40
Tabela 5. Evolução histórica da composição gravimétrica dos RSD em São Paulo/SP. Dados em porcentagem. Período de 1927 a 2003.	40
Tabela 6. Plantas instaladas, capacidade de alimentação, estágios, concentração de sólidos totais, temperatura de operação e produção de biogás das principais tecnologias comerciais empregadas na digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos.	67
Tabela 7. Diferenças entre tamanho do projeto, necessidade de biogás, custos (investimento e manutenção), eficiência energética, potencial de co-geração e vantagens entre diferentes sistemas de geração e energia elétrica a partir do biogás.	70
Tabela 8. Concentrações de alguns parâmetros no lixiviado de acordo com diferentes idades do aterro sanitário.	77
Tabela 9. Evolução da reciclagem, compostagem, incineração e disposição final de RSU nos EUA. Período de 1960 a 2009. Contém os dados populacionais de cada período.	77
Tabela 10. Evolução da reciclagem, compostagem, incineração e disposição final de RSU na União Européia (considerando 27 países). Período de 1960 a 2009. Contém os dados populacionais de cada período.	78
Tabela 11. Disposição final de RSU, coleta seletiva de recicláveis, custos do serviço de limpeza urbana, geração de empregos e reciclagem no contexto brasileiro.	79
Tabela 12. Custos de investimento e operacionais de opções em coleta e tratamento de RSU.	80
Tabela 13. Preço do material reciclável no Estado de São Paulo. Dados para os municípios de Bauru, Guarujá e São Bernardo do Campo. Valores em R\$.tonlelada ⁻¹	80
Tabela 14. Evolução da geração de resíduos sólidos urbanos em São Carlos/SP. Período entre 2002 e 2010.	91
Tabela 15. Variação da composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos entre 1989 e 2010 em São Carlos/SP.	92
Tabela 16. Coleta seletiva de recicláveis em São Carlos/SP. Quantidades de materiais recicláveis coletados e vendidos, receita gerada, número de cooperados vinculados e retiradas médias.	95

Tabela 17. Escala de importância dos critérios para gestão e gerenciamento de resíduos sólidos urbanos.	106
Tabela 18. Índice de Consistência Randômico (IR) para matrizes de ordens entre 1 e 15.....	108
Tabela 19. Escala de influência dos cenários sobre os objetivos de cada critério.....	108
Tabela 20. Resultado das avaliações do poder de decisão e da influência na decisão de atores implicados na tomada de decisão em gerenciamento de resíduos sólidos urbanos em São Carlos/SP. Destaque para os valores que sofreram alteração entre as avaliações.	116
Tabela 21. <i>Clusters</i> , conceitos e simplificações da análise tradicional do mapa agregado “Redução”.	119
Tabela 22. <i>Clusters</i> , conceitos e simplificações da análise tradicional do mapa agregado “Coleta Seletiva”.	119
Tabela 23. <i>Clusters</i> , conceitos e simplificações da análise tradicional do mapa agregado “Recuperação material e energética”.	119
Tabela 24. Análise dos candidatos a PVF para construção dos critérios.....	122
Tabela 25. Seleção de conceitos para identificação das alternativas do modelo multicritério.	123
Tabela 26. Consolidação dos resultados: julgamento da importância dos critérios.	124
Tabela 27. Amostra ordenada e amostra saneada dos julgamentos dos critérios.	125
Tabela 28. Ordem de preferência dos critérios com respectivas médias calculadas.	125
Tabela 29. Diagonal superior da matriz MS.....	126
Tabela 30. Escala de transformação dos valores das diferenças entre as médias saneadas para a escala de Saaty. Relação entre os limites inferior e superior e a escala de Saaty.....	126
Tabela 31. Matriz ES.....	127
Tabela 32. Cálculo do maior auto-valor e respectivo auto-vetor a partir da Matriz ES.	127
Tabela 33. Matriz <i>payoff</i> agregada.	128
Tabela 34. Pesos dos critérios para os diferentes cenários calculados pelo programa MCDA-FEC...	128
Tabela 35. Resultados do método <i>Cooperative Game Theory</i>	129
Tabela 36. <i>Cooperative Game Theory</i> : Cenários de decisão ordenados para os diferentes cenários de pesos.	130
Tabela 37. Resultados do método <i>Compromise Programming</i>	130
Tabela 38. <i>Compromise Programming</i> : Cenários de decisão ordenados para os diferentes cenários de pesos.	130
Tabela 39. Parâmetros de entrada para o método PROMETHEE II.	131

Tabela 40. Matriz de preferências para o cenário da média dos pesos. Método PROMETHEE II.....	131
Tabela 41. Resultados para o cenário da média dos pesos. Método PROMETHEE II.	132
Tabela 42. Matriz de preferências para o cenário da moda dos pesos. Método PROMETHEE II.	132
Tabela 43. Resultados para o cenário da moda dos pesos. Método PROMETHEE II.	133
Tabela 44. Matriz de preferências para o cenário dos pesos iguais. Método PROMETHEE II.	133
Tabela 45. Resultados para o cenário dos pesos iguais. Método PROMETHEE II.	134
Tabela 46. Consolidação dos resultados dos cenários de pesos para o método PROMETHEE II.	134
Tabela 47. Matriz W^+ . ELECTRE II. Cenário média dos pesos.	135
Tabela 48. Matriz W^- . ELECTRE II. Cenário média dos pesos.	135
Tabela 49. Matriz W^- . ELECTRE II. Cenário média dos pesos.	136
Tabela 50. Matriz de concordância. ELECTRE II. Cenário média dos pesos.	136
Tabela 51. Matriz de concordância em que $W^+ > W^-$. ELECTRE II. Cenário média dos pesos.	136
Tabela 52. Matriz de discordância. ELECTRE II. Cenário média dos pesos.	137
Tabela 53. Matriz das relações hierárquicas fortes. ELECTRE II. Cenário média dos pesos.	137
Tabela 54. Matriz das relações hierárquicas fracas. ELECTRE II. Cenário média dos pesos.	138
Tabela 55. Hierarquização das alternativas. ELECTRE II. Cenário média dos pesos.	139
Tabela 56. Matriz W^+ . ELECTRE II. Cenário moda dos pesos.	139
Tabela 57. Matriz W^- . ELECTRE II. Cenário moda dos pesos.	140
Tabela 58. Matriz W^- . ELECTRE II. Cenário moda dos pesos.	140
Tabela 59. Matriz de concordância. ELECTRE II. Cenário moda dos pesos.	140
Tabela 60. Matriz de concordância em que $W^+ > W^-$. ELECTRE II. Cenário moda dos pesos.	141
Tabela 61. Matriz de discordância. ELECTRE II. Cenário moda dos pesos.	141
Tabela 62. Matriz das relações hierárquicas fortes. ELECTRE II. Cenário moda dos pesos.	142
Tabela 63. Matriz das relações hierárquicas fortes. ELECTRE II. Cenário moda dos pesos.	142
Tabela 64. Hierarquização das alternativas. ELECTRE II. Cenário da moda dos pesos.	144
Tabela 65. Matriz W^+ . ELECTRE II. Cenário dos pesos iguais.	144
Tabela 66. Matriz W^- . ELECTRE II. Cenário dos pesos iguais.	144

Tabela 67. Matriz W^- . ELECTRE II. Cenário dos pesos iguais.....	145
Tabela 68. Matriz de concordância. ELECTRE II. Cenário dos pesos iguais.....	145
Tabela 69. Matriz de concordância em que $W^+ > W^-$. ELECTRE II. Cenário dos pesos iguais.....	145
Tabela 70. Matriz de discordância. ELECTRE II. Cenário dos pesos iguais.....	146
Tabela 71. Matriz das relações hierárquicas fortes. ELECTRE II. Cenário dos pesos iguais.....	146
Tabela 72. Matriz das relações hierárquicas fracas. ELECTRE II. Cenário dos pesos iguais.....	147
Tabela 73. Hierarquização das alternativas. ELECTRE II. Cenário dos pesos iguais.	148
Tabela 74. Consolidação dos resultados dos cenários de pesos para o método ELECTRE II.	148
Tabela 75. Consolidação dos resultados do MCDA-FEC para o cenário de média dos pesos.....	149
Tabela 76. Consolidação dos resultados do MCDA-FEC para o cenário da moda dos pesos.....	150
Tabela 77. Consolidação dos resultados do MCDA-FEC para o cenário dos pesos iguais.....	150

LISTA DE SIGLAS E ABREVIACÕES

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ABRELPE	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
ACV	Avaliação de Ciclo de Vida
AHP	<i>Analytic Hierarchy Process</i>
AMD	Apoio Multicritério à Decisão
APASC	Associação para Proteção Ambiental de São Carlos
C	Carbono
CDR	Combustíveis Derivados de Resíduos
CEMPRE	Compromisso Empresarial para a Reciclagem
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CFB	Constituição Federal Brasileira
CGT	<i>Cooperative Game Theory</i>
CMA	Coordenadoria de Meio Ambiente
CNUMAD	Conferência das Nações Unidas para o Meio Ambiente e Desenvolvimento
COT	Carbono Orgânico Total
CP	<i>Compromise Programming</i>
CPR	Cadeia Produtiva da Reciclagem
CQNUMC	Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças do Clima
CTC	Capacidade de Troca Catiônica
DAES/SMTER	Departamento de Apoio à Economia Solidária
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DFRCRS/CMA	Divisão de Fomento à Redução e Controle de Resíduos Sólidos
DGRS/SMSP	Divisão de Gestão de Resíduos Sólidos
DLP/SMSP	Divisão de Limpeza Pública
DMAV/SMSP	Departamento de Manutenção de Áreas Verdes
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DSU/SMSP	Departamento de Serviços Urbanos
EESC	Escola de Engenharia de São Carlos
ELECTRE	<i>ELimination Et Choix Traduisant la Réalité</i> (francês)
ETE	Estações de Tratamento de Esgoto
EUA	Estados Unidos da América
GDL	Gás de Lixo
GEE	Gás de Efeito Estufa
IPEA	Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada
IR	Índice de Consistência Randômico
MAUT	<i>Multi-Attribute Utility Theory</i>
MCDA	<i>Multiple Criteria Decision Aid</i>
MCDA-FEC	<i>Multicriterial Decision Aid</i> – Faculdade de Engenharia Civil/UNICAMP (software)
MDL	Mecanismo de Desenvolvimento Limpo
MMAD	Métodos Multicritério de Apoio à Decisão
MNCR	Movimento Nacional dos Catadores de Materiais Recicláveis
MODM	<i>Multi Objectives Decision Making</i>
MSW	<i>Municipal Solid Waste</i>
N	Nitrogênio
NBR	Norma Brasileira Registrada
NEPER	Núcleo de Estudo e Pesquisa em Resíduos Sólidos

NISE	<i>Noninferior Set Estimation</i>
NPK	Nitrogênio-Fósforo-Potássio
ONG	Organização Não Governamental
PET	Politereftalato de etileno
PEV	Ponto de Entrega Voluntária
pH	Potencial Hidrogeniônico
PIB	Produto Interno Bruto
PMGIRS	Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
PNSB	Pesquisa Nacional de Saneamento Básico
PPG-SEA	Programa de Pós Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental
PPG-SHS	Programa de Pós Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento
PROMETHEE	<i>Preference Ranking Organisation METHod for Enrichment Evaluations</i>
PVF	Ponto de Vista Fundamental
RSD	Resíduos Sólidos Domiciliares
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
SEMOPS	<i>Sequential Multiobjective Problem Solving Method</i>
SMSP	Secretaria Municipal de Serviços Públicos
SMTER	Secretaria Municipal de Trabalho, Emprego e Renda
ST	Sólidos Totais
SV	Sólidos Voláteis
SVB	Sólidos Voláteis Biodegradáveis
SVR	Sólidos Voláteis Refratários
TCO	Taxa de Carga Orgânica
TOPSIS	<i>Technique for Order Preference by Similarity to Ideal Solution</i>
UASB	<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i>
UNICAMP	Universidade Estadual de Campinas
USC	Unidade Simplificada de Compostagem
USEPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>
USP	Universidade de São Paulo
UTC	Usina de Triagem e Compostagem
RAP	Relatório Ambiental Preliminar
PMSC	Prefeitura Municipal de São Carlos
EPI	Equipamento de Proteção Individual
CEMEI	Centros Municipais de Educação Infantil
IQR	Índice de Qualidade de Aterro de Resíduos
EPA	Elementos Primários de Avaliação
PVE	Ponto de Vista Elementar
RC	Razão de Consistência
IC	Índice de Consistência
PROHAB	Progresso e Habitação de São Carlos S/A
CREA	Conselho Regional de Engenharia, Arquitetura e Agronomia
UFSCar	Universidade Federal de São Carlos
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	29
1.1 RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS NA PERSPECTIVA MULTICRITÉRIOS	29
1.2 OBJETIVOS.....	32
2. REVISÃO DA LITERATURA	33
2.1 RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS	33
2.1.1 DEFINIÇÃO E CLASSIFICAÇÃO.....	33
2.1.2 PANORAMA DA GERAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS	37
2.2 GESTÃO INTEGRADA E GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS	41
2.3 HIERARQUIA DO GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS	44
2.3.1 REDUÇÃO NA FONTE.....	46
2.3.2 RECUPERAÇÃO MATERIAL	49
2.3.2.1 CADEIA PRODUTIVA DA RECICLAGEM	52
2.3.2.3 COMPOSTAGEM	57
2.3.3 RECUPERAÇÃO ENERGÉTICA.....	62
2.3.3.1 BIOGÁS	63
2.3.3.2 TRATAMENTO TÉRMICO	69
2.3.4 DISPOSIÇÃO FINAL.....	73
2.3.5 PANORAMA DO GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS ..	77
2.4 MÉTODOS MULTICRITÉRIO DE APOIO À DECISÃO	79
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	90
3.1 CONTEXTO DA DECISÃO	90
3.2 DOS ATORES AO MODELO MULTICRITÉRIO DE APOIO À DECISÃO.....	95
3.3 JULGAMENTO DO MODELO MULTICRITÉRIO	104
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	114
4.1 IDENTIFICAÇÃO DOS ATORES E CONSTRUÇÃO DE CRITÉRIOS E CENÁRIOS... ..	114
4.2 JULGAMENTO DOS CRITÉRIOS E CENÁRIOS	122
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS	151
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	154
APÊNDICE I.....	164
APÊNDICE II.....	170

1. INTRODUÇÃO

1.1 RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS NA PERSPECTIVA MULTICRITÉRIOS

A história da humanidade é o conjunto de consequências das dinâmicas sociais, políticas, econômicas e culturais de todas as épocas, mas considera-se que a modernidade, período histórico que se desenvolve desde o século XVI, interferiu de forma sem igual em todos os aspectos da vida em sociedade. O período compreendido entre os séculos XVIII e XX foi o principal responsável por um repertório de transformações na sociedade que culminaram na atual crise ambiental. Esta, de caráter civilizatório, possui estreitas relações com os atuais níveis de produção de bens e oferta de serviços e com o consumo de recursos naturais, que tem implicado em elevadas taxas de geração de resíduos sólidos (ZERBINI, 2006).

Atualmente, as elevadas taxas de geração de resíduos sólidos urbanos (RSU), sua complexidade e concentração espacial reduzem a capacidade de assimilação destes pelo ambiente sem que ocorram significativas alterações do meio físico, com consequências negativas para os meios antrópico e biológico (ZANTA et al., 2006).

O gerenciamento de RSU é responsabilidade do poder público municipal, conforme Constituição Federal de 1988 (BRASIL, 1988). Embora seu principal objetivo esteja relacionado à garantia de condições adequadas de saúde pública e mitigação de impactos ambientais, mediante a coleta regular dos resíduos gerados e disposição controlada, a tomada de decisão na gestão de RSU é permeada também por aspectos econômicos, sociais, técnicos e políticos.

Cumprir todas as etapas necessárias para executar o gerenciamento de RSU de forma adequada exige investimento de recursos financeiros, muitas vezes não disponíveis nas

prefeituras municipais. Salienta-se que o Brasil viveu uma situação de fragilidade em termos de políticas públicas para RSU anteriormente à Lei Federal nº 12305 (BRASIL, 2010), uma vez que as políticas de governo dos municípios, as quais balizaram a gestão de RSU em cada contexto, pereciam na sazonalidade das mudanças de governo a cada 4 anos. Esta situação limitava a atuação das prefeituras municipais em termos de planejamento e execução de políticas duradouras para o gerenciamento de RSU, que pudessem prever processos de recuperação material ou energética em escala, ou construir as bases para a prática da redução, ações que demandam tempo para serem consolidadas.

A fragilidade econômica, associada às políticas públicas municipais de curto prazo, levaram muitas prefeituras municipais a negligenciar as diretrizes de saneamento básico e ambientais no gerenciamento de RSU, principalmente as relacionadas à disposição final. Segundo levantamento da Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE), no Brasil, durante o ano de 2009, foram dispostas de forma inadequada cerca de 22 milhões de toneladas de RSU, o que corresponde a 43% dos RSU coletados com esta finalidade (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS, 2010). Ainda, de acordo com a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB), menos de 10% dos RSU brasileiros são recuperados em processos de compostagem ou reciclagem (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2002)

Em termos sociais, o trabalho informal de milhares de catadores de recicláveis alimenta em grande medida a cadeia produtiva da reciclagem, caracterizando o problema mais agudo, em termos sociais, relacionado aos RSU. Muitas vezes oriundos dos circuitos de exclusão do mercado de trabalho formal, os catadores autônomos recolhem, de ruas e lixões, materiais e objetos com potencial para reciclagem, vendendo-os a atravessadores e intermediários da cadeia produtiva da reciclagem (CPR), em relações econômicas desfavoráveis. Ainda, embora representados pelo Movimento Nacional dos Catadores de Materiais Recicláveis (MNCR), cuja bandeira é o pagamento aos catadores, quando organizados em cooperativas ou associações, pelos serviços prestados à limpeza urbana dos municípios, são poucas as iniciativas de administrações públicas municipais em remunerar estes trabalhadores.

A recente pesquisa realizada pelo Instituto de Pesquisas Econômicas Aplicadas (IPEA), ao levantar o potencial econômico da reciclagem – considerando também os aspectos ambientais da atividade –, concluiu que o país vem desperdiçando cerca de R\$ 8 bilhões anuais ao promover a disposição final de resíduos passíveis de reciclagem (INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA, 2010). No entanto, este recurso não se viabiliza

apenas pela recuperação dos recicláveis em meio aos RSU, mas pela consolidação do mercado capaz de absorver a produção de recicláveis e de produtos reciclados, além do parque industrial capaz de desenvolver o potencial brasileiro para a reciclagem.

Se realizada em escala, a reciclagem tem potencial para reduzir a extração de recursos naturais, substituindo parte dos requisitos em matérias-primas virgens nos processos de produção. Todavia, a escala da reciclagem exige mudanças nos sistemas de coleta de RSU, passando de uma coleta regular de lixo para uma coleta regular seletiva.

Em termos ambientais, a geração de metano, gás de elevado potencial para o efeito estufa, e a percolação de líquidos lixivados, ambos decorrentes da digestão anaeróbia experimentada pela fração orgânica dos RSU na disposição final, configuram os principais aspectos ambientais da disposição final de RSU, contribuindo, respectivamente, para o aquecimento global e para a poluição/contaminação de corpos d'água. A produção de fertilizante orgânico por compostagem ou digestão aneróbia controlada, com recuperação de biogás, são processos conhecidos, ambos com potencial para a redução de impactos ambientais da disposição final dos RSU e relativos benefícios econômicos.

Salienta-se que a escassez de áreas aptas à disposição final próximas aos centros geradores, o que contribui para elevar os custos de transporte em sistemas de gerenciamento, vai exigir soluções radicalizadas para a redução de peso e volume dos RSU, levando muitos municípios a considerar a possibilidade de instalar usinas para tratamento térmico de resíduos (incineração). Esta solução é bastante controversa em termos ambientais e vem mobilizando ativistas contrários à mesma em diversas partes do mundo.

Atualmente, vigora em muitos países, inclusive no Brasil, a necessidade de pautar as ações em gerenciamento de resíduos pela hierarquia do gerenciamento. Esta prevê, em ordem de prioridades, a redução na fonte, a recuperação material, a recuperação energética e a disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos.

Diante dos aspectos relacionados ao gerenciamento de RSU e considerando que os métodos de tratamento (compostagem, reciclagem etc.) não são alternativas completas, exigindo combinações entre processos e que muitas ações em gerenciamento de RSU devem ser iniciadas na geração, ou seja, dependem da ação de cada indivíduo, viabiliza-se o estudo de cenários orientados à hierarquia do gerenciamento de RSU por meio da Metodologia Multicritério de Apoio à Decisão.

A Metodologia Multicritério de Apoio à Decisão apresenta conceitos e bases para estruturar e modelar problemas complexos, envolvendo muitos decisores, interesses conflitantes, entre outros, por meio de técnicas de identificação/construção de critérios e avaliação de ações com potencialidade para solucionar o problema segundo cada critério.

1.2 OBJETIVOS

Como objetivo principal, pretendeu-se avaliar a preferência de especialistas por cenários orientados à hierarquia do gerenciamento de RSU no contexto do município de São Carlos/SP, considerando múltiplos critérios.

Dentre os objetivos específicos, buscou-se:

- Identificar os principais métodos de tratamento de RSU;
- Identificar os critérios relevantes para a tomada de decisão em gestão e gerenciamento de RSU;
- Construir diferentes cenários com base na hierarquia de gerenciamento de RSU; e
- Empregar os seguintes Métodos Multicritério de Apoio à Decisão: *Compromise Programming*, *Cooperative Game Theory*, ELECTRE II e PROMETHEE II.

2. REVISÃO DA LITERATURA

Este capítulo delimita o referencial teórico utilizado na pesquisa. São abordadas a definição de resíduos sólidos, as principais origens e respectivas composições dos RSU, além das definições de gestão integrada, de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos e da hierarquia do gerenciamento de resíduos. Esta última contempla informações sobre a origem de seus conceitos, além do detalhamento de seus principais elementos e implicações para sistemas de gerenciamento de resíduos. A Metodologia Multicritério de Apoio à Decisão é abordada no último tópico, considerando apenas uma visão geral das bases teóricas que apóiam os métodos mais largamente empregados, uma vez que os métodos empregados na pesquisa são detalhados no capítulo dedicado aos Materiais e Métodos.

2.1 RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

2.1.1 DEFINIÇÃO E CLASSIFICAÇÃO

Segundo Williams (2005), a definição de resíduos sólidos pode ser contextual, pois uma substância ou objeto considerado inútil pode ser um recurso de valor significativo ou um problema ambiental e de saúde pública, dependendo das contingências. Em função das diferentes interpretações que os resíduos sólidos podem experimentar e das decorrentes implicações legais e econômicas para governos e negócios, faz-se necessário estabelecer definições rigorosas para aplicação das legislações e definição das estratégias de gerenciamento (WILLIAMS, 2005; MONTEIRO et al., 2001).

Da perspectiva do gerador, resíduos sólidos são as sobras das atividades humanas consideradas inúteis, indesejáveis ou descartáveis (CONSONI; PERES; CASTRA, 2010), das

quais o mesmo se desfaz ou tem a intenção ou a obrigação de se desfazer (PARLAMENTO EUROPEU E CONSELHO DA UNIÃO EUROPÉIA, 2008).

Da perspectiva da gestão e do gerenciamento, conforme artigo 3º, inciso XVI, da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) (BRASIL, 2010), resíduos sólidos são:

material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, a cuja destinação final¹ se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólido ou semissólido, bem como gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos d'água, ou exijam para isso soluções técnica ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível.

Para fins de gerenciamento, é possível estabelecer diversas classificações para os resíduos sólidos, por exemplo: de acordo com sua natureza física, grau de biodegradabilidade, reciclabilidade, origem e riscos potenciais ao meio ambiente e à saúde pública (CONSONI; PERES; CASTRA, 2010; ZANTA et al., 2006). Por ser a origem inerente a qualquer resíduo sólido, outras classificações podem sobrepor-se a esta.

De acordo com Consoni, Peres e Castra (2010), os RSU são aqueles os resíduos sólidos domiciliares, os de origem comercial e de limpeza pública, além dos resíduos assépticos de serviço de saúde e de portos, aeroportos e terminais rodoviários e ferroviários, desde que separados dos resíduos sépticos. Também, de acordo com o artigo 6º da Lei Federal nº 11445 (BRASIL, 2007), os resíduos originários de atividades industriais e de serviços cuja responsabilidade pelo manejo não seja atribuída ao gerador podem, por decisão do poder público, ser considerados RSU.

Esta classificação concorda com a adotada pela PNRS (BRASIL, 2010), para a qual os RSU são: resíduos domiciliares, originários de atividades domésticas em residências urbanas; resíduos de limpeza urbana, originários da varrição, limpeza de logradouros e vias públicas e outros serviços de limpeza urbana; e os resíduos de estabelecimentos comerciais e prestadores de serviços, desde que não caracterizados como resíduos perigosos. Uma classificação diferente da apresentada pode ser vista em Monteiro et al. (2001), que considera, dentre os RSU, os resíduos de construção e demolição e os de serviço de saúde em sua totalidade.

¹ De acordo com o artigo 3º, inciso VII, da PNRS (BRASIL, 2010), a destinação final ambientalmente adequada de resíduos sólidos inclui a reutilização, reciclagem, compostagem, recuperação, aproveitamento energético, além de outras destinações admitidas pelos órgãos competentes do Sistema Nacional de Meio Ambiente (SISNAMA), do Sistema Nacional de Vigilância Sanitária (SNVS) e do Sistema Único de Atenção à Sanidade Agropecuária (SUASA), entre elas a disposição final. Na disposição final devem ser observadas normas específicas, de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança e a minimizar impactos ambientais adversos.

Consta, no Quadro 1, as diferentes origens dos RSU, suas respectivas atividades geradoras e principais constituintes.

Portanto, ficam excluídos desta classificação: resíduos do serviço público de saneamento básico; resíduos industriais e de serviço de saúde não contemplados na classificação acima; resíduos de construção civil; resíduos agrossilvopastoris; resíduos de serviço de transporte; resíduos de mineração; e resíduos de estabelecimentos comerciais e de prestação de serviços que, mesmo considerados não-perigosos, não sejam equiparados aos resíduos sólidos domiciliares pelo poder público municipal, conforme artigo 13º da PNRS (BRASIL, 2010).

Quadro 1. Origem, fonte geradora e principais constituintes dos resíduos sólidos urbanos.

ORIGEM	FONTE GERADORA	PRINCIPAIS CONSTITUINTES
Domiciliar	Atividades cotidianas residenciais	Sobras de alimentos, papel e papelão, embalagens e utensílios plásticos, embalagens e utensílios de vidro, metais ferrosos e não-ferrosos, isopor, embalagens multicamadas, terra, poeira, madeira, resíduos de higiene pessoal, roupas, borracha, fraldas descartáveis, tintas, solventes, vernizes, embalagens de pesticidas e inseticidas, óleos lubrificantes, baterias, pilhas, medicamentos, cosméticos, frascos aerossóis em geral, lâmpadas fluorescentes, entre outros.
Comercial, Serviços, Institucional e Industrial	Estabelecimentos comerciais, prestadores de serviços, instituições educacionais, repartições governamentais e indústrias (exceto processos)	Sobras de alimentos, papel, plásticos, embalagens diversas, resíduos de asseios de funcionários, entre outros.
Limpeza urbana	Varrição, limpeza de logradouros e vias públicas, poda e capina	Resíduos de podas de árvores, limpeza de terrenos, varrição, sobras de feiras livres, embalagens, entre outros.

Fonte: Adaptado de Consoni, Peres e Castra (2010) e Pessin, de Couto e Quissini² (2002 apud ZANTA; FERREIRA, 2003).

São de responsabilidade do poder público municipal, dentre os RSU, os de origem domiciliar, de pequenos geradores – em geral, até 120 litros.dia⁻¹ (MONTEIRO et al., 2001) – e aqueles provenientes de serviços de limpeza pública (CONSONI; PERES; CASTRA, 2010).

Na literatura internacional, emprega-se o termo *Municipal Solid Waste* (MSW) para designar os resíduos coletados pelo município ou em benefício deste. Entretanto, diferentes autores consideram diferentes origens na composição do MSW. De acordo com Williams (2005), o MSW contempla os resíduos de origem domiciliar, comercial, institucional, de limpeza

² PESSIN, N.; DE CONTO, S. M.; QUISSINI, C. S. Diagnóstico preliminar da geração de resíduos sólidos em sete municípios de pequeno porte da região do Vale do Caí, RS. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE QUALIDADE AMBIENTAL, 2002, Porto Alegre. *Anais...* Porto Alegre: Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, 2002.

urbana, de prestadores de serviços, entre outros, convergindo para a definição de RSU adotada. Já Tchobanoglous, Keith e Williams (2002) excluem do MSW os resíduos de limpeza urbana. Embora haja alguma variação entre as definições adotadas, RSU e MSW serão considerados equivalentes nesta pesquisa.

Outra classificação importante para os resíduos sólidos é baseada no risco potencial para a saúde pública e para o meio ambiente, de acordo com as características físicas, químicas e infecto-contagiosas presentes nos resíduos. No Brasil, esta classificação é dada pela Norma Brasileira Registrada ABNT NBR 10004 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2004) e está detalhada no Quadro 2.

Quadro 2. Classe, classificação e características dos resíduos sólidos quanto aos riscos potenciais à saúde pública e ao meio ambiente.

CLASSE	CLASSIFICAÇÃO	CARACTERÍSTICAS
Classe I	Perigosos	Apresentam riscos à saúde pública e ao meio ambiente se gerenciados de forma inadequada ou uma dentre as características de inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade e patogenicidade.
Classe II A	Não Perigosos – Não Inertes	Apresentam propriedades de biodegradabilidade, combustibilidade ou solubilidade em água, porém não se enquadram como Classe I ou II B.
Classe II B	Não Perigosos – Inertes	Quando amostrados de forma representativa e submetidos a um contato dinâmico e estático com água destilada ou deionizada, à temperatura ambiente, não apresentam nenhum de seus constituintes solubilizados a concentrações superiores aos padrões de potabilidade de água, excetuando-se os aspectos cor, turbidez, dureza e sabor.

Fonte: Associação Brasileira de Normas Técnicas (2004).

Mesmo considerando que significativa parcela dos constituintes dos RSU seja classificada como Classe II A³, os impactos negativos associados à disposição inadequada de RSU no ambiente podem ser observados pela(s): alterações da paisagem em razão da poluição visual; dispersão de materiais particulados, gases tóxicos, gases de efeito estufa (GEE) e microrganismos patogênicos pela ação do vento; liberação de maus odores ou substâncias químicas voláteis; infiltração e espalhamento de substâncias químicas contaminantes, nutrientes, produtos intermediários da digestão anaeróbia e microrganismos patogênicos através do lixiviado; disposição de resíduos em encostas, com risco de deslizamento do solo; e propagação de microrganismos patogênicos por meio de vetores biológicos e mecânicos (SISINNO, 2000; ZANTA et al., 2006; FERREIRA, 2000).

³ Cf. ABNT NBR 10004 - Anexo H - “Codificação de alguns resíduos classificados como não perigosos” (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2004).

Dentre os RSU, podem ser considerados como potencialmente perigosos: materiais para pintura (tintas, solventes, pigmentos e vernizes), materiais para jardinagem e animais (pesticidas, inseticidas, repelentes e herbicidas), produtos automotivos (óleos lubrificantes, fluido de freio e transmissão e baterias), além de pilhas (exceto as alcalinas à base de zinco), frascos de aerossóis em geral e lâmpadas fluorescentes (CONSONI; PERES; CASTRA, 2010). Pilhas e baterias, pneus, óleos lubrificantes (seus resíduos e embalagens), lâmpadas fluorescentes (de vapor de sódio, mercúrio e de luz mista) e produtos eletrônicos e seus componentes estão submetidos às diretrizes da logística reversa, conforme artigo 33º da PNRS (BRASIL, 2010).

2.1.2 PANORAMA DA GERAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Ao longo das últimas décadas, algumas tendências têm sido observadas na geração de RSU. O aumento do contingente populacional, associado ao desenvolvimento tecnológico e econômico das sociedades urbano-industriais, proporcionou, ao mesmo tempo, aumento da capacidade de consumo e diversificação das opções disponíveis no mercado mediante constante lançamento de novos produtos. Essas mudanças, associadas à publicidade, à obsolescência e à mudança de estilo de vida trouxeram profundos reflexos na geração de RSU, pois, como o consumo é crescente em quantidade/complexidade, também são crescentes as taxas de geração⁴ e a complexidade dos RSU (EUROPEAN ENVIRONMENTAL AGENCY, 2010).

A geração e a composição dos RSU é função, dentre outros fatores, dos hábitos de consumo da população, os quais variam sazonal, temporal e espacialmente, e do número de habitantes do município (CONSONI; PERES; CASTRA, 2010; MONTEIRO et al., 2001). Nesse sentido, dados relacionados à geração de resíduos devem ser contextualizados, pois, considera-se inerente aos RSU a heterogeneidade, além de patente falta de padrão para quantificação e caracterização dos RSU em fontes geradoras ou destinações finais (WILLIAMS, 2005). De acordo com Zanta e Ferreira (2003), a determinação da quantidade gerada pode sofrer interferência de processos que desviam os resíduos da disposição final (armazenamento, reutilização, reciclagem e descartes clandestinos), de forma que se viabiliza considerar as quantidades coletadas, mais do que a geração de RSU.

⁴ Embora os EUA tenham experimentado paulatina redução das taxas de geração per capita (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2010).

As Tabelas 1, 2 e 3 trazem, respectivamente, um panorama da geração de RSU entre as regiões brasileiras, no Estado de São Paulo e em países europeus com maiores taxa de geração per capita, juntamente com os Estados Unidos da América (EUA).

Os dados da Tabela 1 foram baseados na análise estatística de informações obtidas através da aplicação de questionários padronizados em administrações públicas municipais. A amostra avaliada foi composta por 364 municípios, contemplando 51,4% da população urbana no país. A geração diária de RSU em 2009, de cerca de 180 mil toneladas, é 6,6% superior à geração observada em 2008. Considerando que o aumento populacional no período tenha sido de 1%, percebe-se um aumento líquido na quantidade de resíduos gerada no país (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS, 2010).

Tabela 1. População e geração (per capita diária, anual e total) de resíduos sólidos urbanos nas diferentes regiões brasileiras.

REGIÃO	POPULAÇÃO		RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS			
	Pop. Urbana	Percentual populacional	Geração de RSU	Percentual dos RSU	Geração per capita diária	Geração per capita anual
	habitantes	%	t.dia ⁻¹	%	kg.hab ⁻¹ .dia ⁻¹	kg.hab ⁻¹ .ano ⁻¹
Norte	11.482.246	7,2	12.072	6,6	1,051	384
Nordeste	38.024.507	24,0	47.665	26,1	1,254	458
Centro-Oeste	11.976.679	7,5	13.907	7,6	1,161	424
Sudeste	74.325.454	46,8	89.460	49,0	1,204	439
Sul	22.848.997	14,4	19.624	10,7	0,859	314
Brasil	158.657.883	100	182.728	100	1,1058**	404**

* Valores calculados. ** Média dos valores. Fonte: Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (2010).

Na Tabela 2 constam as informações referentes à geração de resíduos sólidos domiciliares⁵ (RSD) no Estado de São Paulo de acordo com estratos de população. Para composição dos valores, a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) utiliza um índice de geração *per capita* de RSD para cada estrato, resultando em uma aproximação da quantidade gerada com base na população do município⁶. Chama a atenção o fato de que apenas 9 municípios gerem quase 60% dos RSD, revelando elevada concentração espacial da geração no Estado (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2010).

A Tabela 3 contém informações sobre a geração de RSU para as 15 maiores gerações per capita dentre os países da União Européia, além da geração per capita e total de RSU dos EUA. É possível observar, por comparação com a geração per capita brasileira (Tabela 1), que

⁵ De acordo com a metodologia da CETESB, os resíduos sólidos domiciliares são semelhantes aos considerados como os RSU nesta pesquisa.

⁶ Exceção para o município de São Paulo, para o qual as informações sobre a geração de resíduos sólidos domiciliares foram oficialmente divulgadas pelas concessionárias do serviço municipal.

muitos países europeus, além dos EUA, atingem taxas de geração per capita equivalente ao dobro de algumas regiões brasileiras.

Tabela 2. Panorama da geração de resíduos sólidos domiciliares no Estado de São Paulo. Divisão por estratos populacionais.

POPULAÇÃO	MUNICÍPIOS	GERAÇÃO DE RSD	PARTICIPAÇÃO NO TOTAL ESTADUAL
		t.dia ⁻¹	%
Até 100.000 habitantes	574	3.727	14
De 100.001 a 200.000 habitantes	34	2.280	9
De 200.001 a 500.000 habitantes	28	4.922	19
Maior que 500.000 habitantes	9	15.377	58
Estado de São Paulo	645	26.306	100

Fonte: Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (2010).

Tabela 3. Panorama da geração de resíduos sólidos urbanos em países selecionados, considerando as 15 maiores gerações per capita na União Européia e os EUA. População, geração per capita diária e total anual. Dados referentes ao ano de 2009.

	POPULAÇÃO	GERAÇÃO PER CAPITA	GERAÇÃO DE RSU		POPULAÇÃO	GERAÇÃO PER CAPITA	GERAÇÃO DE RSU
	hab	kg.hab ⁻¹ .ano ⁻¹	t.ano ⁻¹		hab	kg.hab ⁻¹ .ano ⁻¹	t.ano ⁻¹
Dinamarca	5.534.738	822	4.549.555	Espanha	45.989.016	547	25.155.992
Chipre	803.147	778	624.848	Itália	60.340.328	541	32.644.117
Irlanda	4.467.854	742	3.315.148	França	64.714.074	536	34.686.744
Luxemburgo	502.066	707	354.961	Reino Unido	62.008.048	529	32.802.257
Malta	412.970	647	267.192	Bélgica	10.839.905	491	5.322.393
Holanda	16.574.989	616	10.210.193	Portugal	10.637.713	488	5.191.204
Áustria	8.375.290	591	4.949.796	Suécia	9.340.682	485	4.530.231
Alemanha	81.802.257	587	48.017.925	EUA	307.007.000	792	243.000.000

Fonte: Eurostat (2011) e United States Environmental Protection Agency (2010).

Além da clara diferença observada em termos de geração de RSU na comparação entre a realidade brasileira e a de países desenvolvidos, também é evidente que, de acordo com a Tabela 4, a composição gravimétrica dos RSU varia conforme o nível de desenvolvimento econômico dos países.

Para ilustrar a mudança em complexidade que os RSU vêm sofrendo ao longo do tempo, a Tabela 5 apresenta a evolução da composição gravimétrica dos RSU na cidade de São Paulo/SP. Dessa forma, é possível avaliar como o perfil dos RSU evoluiu ao longo do tempo, passando de uma geração predominantemente composta de matéria orgânica para uma composição bastante diversificada, principalmente pelo advento das embalagens e sua constante evolução.

Tabela 4. Panorama geral da geração de resíduos sólidos urbanos e composição gravimétrica em diferentes países, de acordo com faixas de renda da população.

	Países com baixa renda	Países com média renda	Países com população de renda alta
	Índia, Egito, Países Africanos	Argentina, Brasil, Taiwan, Singapura e Tailândia	EUA, Europa Ocidental, Hong Kong
PIB (US\$ per capita.ano ⁻¹)	< \$ 5.000	\$ 5.000 - \$ 15.000	> \$ 20.000
RSU coletados (kg per capita.ano ⁻¹)	150 – 250	250 - 550	350 – 750
Composição dos RSU (%)			
Resíduos orgânicos	50 – 80	20 - 65	20 – 40
Papel e papelão	4 – 15	15 - 40	15 – 50
Plásticos	5 – 12	7 - 15	10 – 15
Metais	1 – 5	1 - 5	5 – 8
Vidros	1 – 5	1 - 5	5 - 8

Fonte: Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (2007).

Tabela 5. Evolução histórica da composição gravimétrica dos RSD em São Paulo/SP. Dados em porcentagem. Período de 1927 a 2003.

FRAÇÃO	ANO								
	1927	1957	1969	1976	1991	1996	1998	2000	2003
Matéria orgânica	82,5	76,0	52,2	62,7	60,6	55,7	49,5	48,2	57,5
Papel, papelão e jornal	13,4	16,7	29,2	21,4	13,9	16,6	18,8	16,41	11,1
Embalagem Longa Vida	-	-	-	-	-	-	-	0,9	1,3
Plásticos e Isopor	-	-	1,95	5,0	11,5	14,3	22,9	16,8	16,8
Metais ferrosos	1,7	2,2	7,8	3,9	2,8	2,1	2,0	2,6	1,5
Alumínio	-	-	-	0,1	0,7	0,7	0,9	0,7	0,7
Trapos, panos, couro e borracha	1,5	2,7	3,8	2,9	4,4	5,7	3,0	*	4,1
Pilhas e baterias	-	-	-	-	-	-	-	0,1	0,1
Vidro	0,9	1,4	2,6	1,7	1,7	2,3	1,5	1,3	1,8
Terra e pedra	-	-	-	0,7	0,8	-	0,2	1,6	0,7
Madeira	-	-	2,4	1,6	0,7	-	1,3	2,0	1,6
Diversos	-	0,1	-	-	1,7	2,6	-	9,3	1,0

* Trapos, couros e borracha foram incluídos em “Diversos”. Fonte: Prefeitura Municipal de São Paulo [2004?].

Pequenas diferenças podem ser observadas na comparação dos dados das Tabelas 4 e 5 (frações de papéis e plásticos). Este fato pode estar relacionado às diferenças entre as metodologias empregadas na coleta de dados. Reitera-se que cada contexto (município ou região) experimenta suas próprias particularidades com relação à composição gravimétrica dos RSU, bem como as variações sazonais entre as estações do ano e ao longo do tempo, exigindo, para definição de estratégias de gerenciamento de RSU, a avaliação detalhada dos RSU por meio de procedimentos de análise da composição gravimétrica, química e de parâmetros físico-químicos (CONSONI; PERES; CASTRA, 2010).

2.2 GESTÃO INTEGRADA E GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

De acordo com Lima (2001), o conceito de gestão aplicado aos RSU abrange as atividades de tomada de decisão estratégica com relação aos aspectos institucionais da administração pública, operacionais, financeiros e ambientais, sendo composto por: reconhecimento e articulação dos atores sociais envolvidos; consolidação da base legal necessária; consolidação de mecanismos de financiamento; e emprego de sistema de informação. Portanto, a gestão de RSU deve considerar a conjunção das dimensões política, econômica, ambiental, cultural e social na busca de soluções para o gerenciamento de RSU, com controle social e sob a premissa do desenvolvimento sustentável, demandando planejamento integrado entre diferentes atores e transversalmente pela estrutura da administração pública municipal (BRASIL, 2010). Por demandar planejamento integrado, passa a ser denominado “gestão integrada de RSU”.

O conceito de gerenciamento de RSU refere-se aos aspectos tecnológicos e operacionais envolvendo fatores administrativos, gerenciais, econômicos, ambientais e de desempenho para consecução das atividades que compõe os serviços de limpeza urbana e manejo de RSU. De acordo com Tchobanoglous, Keith e Williams (2002), o gerenciamento de RSU compreende os seguintes elementos funcionais: geração; manuseio, tratamento e acondicionamento na fonte; coleta; transferência e transporte; separação/triagem e tratamento; e disposição final. De acordo com Jardim et al. (2010), suas etapas devem ser executadas de forma encadeada, sendo planejadas com base no contexto da geração de resíduos, dos aspectos legais e dos recursos disponíveis. Uma breve descrição de cada elemento funcional pode ser vista no Quadro 3.

Em síntese, a gestão integrada e o gerenciamento de RSU podem ser considerados, com base em Jardim et al. (2010) e Monteiro et al. (2001), o conjunto articulado de ações normativas, legais, operacionais, financeiras e de planejamento que a administração pública municipal desenvolve, em conjunto com a sociedade e apoiada em critérios sanitários, ambientais, políticos, sociais, econômicos e técnicos, para, mediante as características de geração de RSU, promover a redução na fonte, valorizar, coletar, transportar, tratar, promover a recuperação material e/ou energética e dispor os RSU, visando a promover a sustentabilidade econômica das operações, preservar o meio ambiente, garantir o adequado padrão de saúde pública e contribuir para melhoria da qualidade de vida da população em geral.

De acordo com os incisos I e V do art. 30 da Constituição Federal Brasileira (CFB) (BRASIL, 1988), compete ao poder público municipal organizar e prestar, diretamente ou sob regime de concessão ou permissão, os serviços públicos de interesse local, caso do gerenciamento de RSU⁷.

As principais informações necessárias para a definição de estratégias de gerenciamento de RSU são a taxa de geração (geração per capita e população urbana), a composição gravimétrica, o peso específico, o teor de umidade, o teor de materiais combustíveis e não combustíveis, o poder calorífico, a composição química e o teor de matéria orgânica (CONSONI; PERES; CASTRA, 2010), além do conhecimento da presença de microrganismos patogênicos ou substâncias químicas contaminantes (PESSIN et al., 2006). Estas informações contribuem na definição das necessidades de acondicionamento e coleta, a aptidão dos RSU para diferentes métodos de tratamento e os requisitos para controle da disposição final.

De acordo com o artigo 19 da PNRS (BRASIL, 2010), é condição fundamental para acesso a recursos da União, ou por ela controlados, ou para que sejam beneficiados por incentivos ou financiamentos de entidades federais de crédito ou fomento para empreendimentos e serviços relacionados ao gerenciamento de RSU, que os municípios elaborem o Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PMGIRS).

O PMGIRS deve contemplar, em seu conteúdo mínimo, as seguintes diretrizes: diagnóstico da geração de resíduos; identificação de áreas favoráveis à disposição final de rejeitos; identificação das potencialidades de formação de consórcios públicos; identificação de geradores sujeitos aos planos de gerenciamento específicos; procedimentos operacionais, especificações mínimas e indicadores de desempenho operacional e ambiental para o gerenciamento de RSU; definição de responsabilidades e capacitação técnica para implementação e operacionalização; educação ambiental para consecução de estratégias voltadas à hierarquia da gestão e gerenciamento de resíduos, incluindo definição de metas para redução, reutilização, coleta seletiva e reciclagem, inclusive na administração pública

⁷ Soluções consorciadas entre entes federados para gerenciamento de RSU estão previstas na Constituição Federal Brasileira (CFB) (BRASIL, 1988) e são incentivadas pela PNRS (BRASIL, 2010). De acordo com os incisos VI e IX do art. 23 e com o artigo 241 da CFB, fica estabelecida a possibilidade de arranjos consorciados para execução de atividades de competência comum da União, dos Estados, do Distrito Federal e dos municípios, tais como a proteção do meio ambiente, o combate à poluição em qualquer das suas formas e melhoria dos sistemas de saneamento básico, contemplando, portanto, os serviços de limpeza pública e manejo de RSU. De acordo com o artigo 45 da PNRS, os consórcios públicos com objetivo de viabilizar a descentralização e a prestação de serviços públicos que envolvam resíduos sólidos têm prioridade no acesso a recursos da União. No Brasil, a legislação que disciplina o consórcio público é a Lei Federal nº 11.107 (BRASIL, 2005).

municipal; incentivo à participação de cooperativas ou associações de catadores de materiais reutilizáveis ou recicláveis formadas por pessoas físicas de baixa renda; mecanismos de valorização dos resíduos; sistema de cálculo de custos e cobrança pela prestação dos serviços de limpeza pública e manejo de RSU; delimitação da participação do poder público na coleta seletiva; mecanismos de controle e fiscalização; e ações preventivas e corretivas.

Quadro 3. Elementos funcionais componentes do gerenciamento de resíduos sólidos urbanos.

ELEMENTO FUNCIONAL	DESCRIÇÃO
Geração	A geração de resíduos compreende as atividades nas quais materiais ou objetos são identificados como não sendo mais úteis, passando a ser descartados ou separados para descarte. Também são responsáveis pela geração de resíduos as atividades de limpeza urbana. Salienta-se que o julgamento de utilidade não é objetivo, variando entre as pessoas.
Manuseio, acondicionamento e tratamento na fonte	Consiste no gerenciamento dos resíduos na própria fonte, do descarte, passando pelo acondicionamento, até a disponibilização para coleta, considerando as possibilidades de redução e recuperação material. São de suma importância para garantir boas condições estéticas e sanitárias na fonte, além de facilitar a coleta.
Coleta	Consiste no recolhimento dos resíduos, reunindo-os e transportando-os para a destinação final.
Transferência e transporte	Para que os resíduos sejam transportados a longas distâncias, é necessário aumentar a capacidade de carga, otimizando a logística de transporte. Isso se dá mediante transferência dos resíduos de caminhões de coleta para carretas, trens ou embarcações com elevadas capacidades de carga. Para tanto, utilizam-se Estações de Transferência.
Separação e Tratamento	Após a coleta, resíduos separados na fonte precisam ser submetidos a separações mais detalhadas, direcionando cada fração para sistemas específicos de tratamento. Resíduos não separados na fonte podem ser encaminhados para Usinas de Triagem e Compostagem. Tratamento são processos voltados à redução de peso e/ou volume dos resíduos ou à estabilização, com potencial recuperação material ou energética.
Disposição final	Tanto resíduos de coleta quanto rejeitos de processos de tratamento podem ser encaminhados para disposição final. Para esta finalidade, entende-se ser o aterro sanitário a melhor opção.

Fonte: Tchobanoglous, Keith e Williams (2002), Monteiro et al. (2001).

Além do conteúdo do PMGIRS, a PNRS (BRASIL, 2010) estabelece em seu artigo 9 a necessidade de que seja obedecida a seguinte ordem de prioridade em sistemas de gestão e gerenciamento de resíduos sólidos: não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos⁸. Esta ordem de prioridade, também denominada hierarquia do gerenciamento de resíduos, contempla o emprego de tecnologias visando à recuperação energética dos RSU, quando comprovada a viabilidade técnica e

⁸ Resíduos sólidos que, após serem esgotadas as possibilidades de tratamento e/ou recuperação considerando os processos tecnológicos disponíveis e a viabilidade econômica, não apresentem outra possibilidade que não a disposição final ambientalmente adequada (BRASIL, 2010).

ambiental e assegurada a implantação de programa de monitoramento de emissão de gases tóxicos.

2.3 HIERARQUIA DO GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

A hierarquia do gerenciamento de resíduos estabelece uma ordem de prioridades do que constitui, em geral, a melhor opção ambiental global para os resíduos sólidos. Todavia, a ordem pré-estabelecida pode ser flexibilizada, permitindo que certos fluxos de resíduos se afastem da mesma sempre que sejam justificadas razões técnicas, econômicas ou ambientais (PARLAMENTO EUROPEU E CONSELHO DA UNIÃO EUROPÉIA, 2008).

Seus conceitos apareceram pela primeira vez na Diretiva 75/442/EEC, do Conselho da Comunidade Européia, como recomendações para que os Estados Membros estimulassem a prevenção, a reciclagem e o processamento de resíduos, além de outras formas de recuperação material, energética ou reutilização, e adotassem as medidas necessárias para evitar riscos à saúde humana e ao ambiente, bem como eventuais emissões de ruído e odores na disposição final (WILLIAMS, 2005).

No final da década de 80, os EUA encontrava-se em meio a uma crise de gerenciamento de RSU. Mais de 20 anos de crescente geração per capita e o iminente esgotamento da capacidade dos aterros sanitários, associados à resistência da população à instalação de incineradores ou mesmo novos aterros⁹, levou algumas cidades estadunidenses a transportar seus RSU por longas distâncias, utilizando carretas e trens, elevando os custos de gerenciamento. Diante desta situação, em 1989, a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA, sigla em inglês) publicou um relatório com diretrizes e metas para o gerenciamento de RSU. Dentre as diretrizes, constava uma ordem de prioridade para ações de gerenciamento, assim dispostas: redução na fonte (incluindo reutilização), reciclagem (incluindo compostagem), incineração e disposição final (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECT AGENCY, 1989).

Neste contexto, a redução na fonte e a reutilização estavam calcadas na revisão de hábitos de consumo da população, na redução de contaminantes e materiais empregados em embalagens, bem como no prolongamento da vida útil de produtos. A reciclagem/compostagem e a

⁹ Esta atitude ficou conhecida como NIMBY, sigla de *not in my back yard*. Em tradução livre, “não no meu quintal”.

incineração tinham como objetivos, respectivamente, a recuperação de recursos materiais e a redução do volume dos resíduos com geração de energia. O encadeamento destas ações visava a prolongar a vida útil de aterros sanitários, que se tornaram a última opção desejada para os RSU, e a reduzir a extração de recursos naturais, os custos de gerenciamento de RSU, o consumo de energia na produção de bens de consumo e os riscos de impacto ambiental e para a saúde pública originados na disposição final (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECT AGENCY, 1989).

Em 1989, os conceitos da hierarquia do gerenciamento de resíduos apareceram também em ordem de preferência no documento *Community Strategy for Waste Management*, parte do 4º Programa de Ações Ambientais da Comunidade Européia. Posteriormente, foram incorporados à legislação da União Européia como hierarquia do gerenciamento de resíduos na revisão da Diretiva 75/442/EEC, em 1996 (WILLIAMS, 2005).

A atual hierarquia do gerenciamento de RSU tem como premissas a redução de impactos negativos para o meio ambiente e para a saúde humana, mantendo o desenvolvimento econômico eficiente em recursos e energia (EUROPEAN UNION, 2010). A ordem de prioridades sugerida e a definição dos elementos podem variar entre diferentes países. Nesta pesquisa, a hierarquia do gerenciamento de resíduos está conceituada da seguinte forma (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECT AGENCY, 2010)¹⁰: Redução na fonte (ou prevenção da geração de resíduos), incluindo práticas de reutilização e compostagem residencial; recuperação material, incluindo reciclagem e compostagem; recuperação energética, incluindo incineração e produção de biogás; e disposição final ambientalmente adequada de rejeitos. O Quadro 4 traz uma sistematização dos principais elementos que compõem a hierarquia do gerenciamento de resíduos em alguns contextos.

O conceito de hierarquia do gerenciamento de resíduos encontra paralelo na pedagogia dos 3 R's – Reduzir, Reutilizar e Reciclar –, recomendada pela Agenda 21, documento resultante da Conferência das Nações Unidas para o Meio Ambiente e Desenvolvimento (CNUMAD - 1992), como hierarquia do gerenciamento de resíduos (LAYRARGUES, 2002) e com o conceito de *Zero Waste*¹¹.

¹⁰ Embora as políticas européia e brasileira façam distinções entre estratégias de redução na fonte, gerando hierarquias com mais níveis, será mantida a hierarquia com 4 níveis para exploração de seus conceitos.

¹¹ De acordo com Young, Ni e Fan (2010), com base em outros autores, *Zero Waste* é um convite à reflexão sobre o uso de recursos ambientais e econômicos com o objetivo de sensibilizar a sociedade para a minimização da geração de resíduos, através de revisão de hábitos de consumo, redução na fonte, reciclagem ou outras estratégias que reduzam a geração de resíduos e os requisitos materiais e energéticos dos processos produtivos.

Quadro 4. Divisão da hierarquia do gerenciamento de resíduos em diferentes países e na União Européia.

POLÍTICA				HIERARQUIA		
BRASIL	Não geração	Redução	Reutilização	Reciclagem	Tratamento, incluindo recuperação energética	Disposição final de rejeitos
UNIÃO EUROPEIA	Prevenção e Redução		Reutilização	Reciclagem	Demais formas de valorização, incluindo a energética	Disposição Final
EUA		Redução na fonte		Recuperação material	Incineração	Disposição final

Fonte: Parlamento Europeu e Conselho da União Européia (2008), United States Environmental Protection Agency (2010) e Brasil (2010).

2.3.1 REDUÇÃO NA FONTE

O objetivo das medidas de redução na fonte, também conhecida por prevenção da geração de resíduos, consiste da redução da quantidade e da periculosidade dos resíduos, com conseqüente redução das necessidades impostas ao gerenciamento (LEVERENZ, 2002).

Para a United States Environmental Protection Agency (2010), a redução na fonte é definida como o conjunto de práticas voltadas a mudanças em projetos, manufatura, aquisição ou consumo de materiais e produtos (incluindo embalagens), com a finalidade de evitar que um resíduo seja gerado ou descartado para o sistema de gerenciamento de resíduos.

Em geral, as rotas primárias de redução na fonte pressupõem a redução ou eliminação de determinada quantidade ou toxicidade de materiais utilizados na manufatura e embalagem de produtos; retificações no projeto de produtos de forma a prever uma maior vida útil e possibilidades de reutilização, manutenção ou re-manufatura; incentivo à decisão pelo consumo que favoreça a minimização de resíduos, tanto na produção, quanto no pós-consumo; e modificação dos padrões de consumo e utilização de bens (LEVERENZ, 2002).

A não-geração pode estar relacionada à renúncia consciente do consumidor ao ato de consumir determinado bem, embalagem ou serviço, pois, entende-se que algo que não precise ser consumido, não será produzido, tampouco, posteriormente, gerenciado como resíduo, evitando tanto resíduos da produção, quanto do pós-consumo. Também comportam esta definição: projeto de produtos com maior durabilidade, redução dos requisitos materiais de embalagens e produtos, bem como redução de contaminantes presentes nos mesmos, mediante aplicação dos conceitos de *Eco-design* e *Eco-friendly* no desenvolvimento de produtos; e a

escolha, pelos consumidores, de produtos menos intensivos em embalagens ou menos intensivos em recursos materiais para sua produção (EUROPEAN UNION, 2010).

A reutilização compreende as operações mediante as quais produtos ou componentes possam ser utilizados novamente com a mesma finalidade para a qual foram concebidos. Eletrodomésticos, cartuchos de tinta e micro-computadores podem ser reparados ou re-manufaturados para reutilização, utensílio de cozinha, como pratos, copos e talheres não necessitam ser descartáveis, embalagens podem ser projetadas para serem retornáveis, bem como roupas, mobílias e utensílios domésticos podem ser doados ou comercializados em de circuitos de reutilização (campanhas de doação, troca ou comércio de bens usados), com benefícios ambientais e econômicos (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2010), mas relativos benefícios sociais. Layrargues (2002) chama a atenção para a controversa da aceitação social das práticas de reutilização, considerando o consumo como fator de distinção social, onde estratos populacionais de renda mais alta consomem bens novos e os doam usados para que a reutilização se dê nas camadas de menor renda.

Como impactos positivos, ações no sentido da redução na fonte possibilitam reduções de custos de gerenciamento de resíduos, de emissões de poluentes proveniente da coleta e da disposição final, de extração de recursos naturais, redução de requisitos energéticos e da emissão de poluentes devido à menor necessidade de produção de bens, promove o desenvolvimento econômico dos setores de reutilização, reparos e re-manufatura, e, a longo prazo, muda a composição dos resíduos a serem gerenciados, uma vez que alguns materiais podem não estar mais presentes nos RSU, fruto de sua substituição, enquanto outros passarão a ter participação mais expressiva (LEVERENZ, 2002).

As práticas de redução na fonte podem ser desenvolvidas em uma multiplicidade de ambientes por cidadãos, comunidades, estabelecimentos comerciais, produtores, distribuidores, governos etc.

As políticas públicas que podem favorecer a redução na fonte devem prever a responsabilidade estendida ao produtor, a cobrança pelo gerenciamento de resíduos proporcionalmente à contribuição de cada gerador (conhecida na literatura internacional por *pay-as-you-throw*, *unit pricing* ou *variable taxes*, nos quais os usuários pagam por container, volume/embalagem dos resíduos ou pelo peso descartado, sendo penalizados progressivamente pelo desperdício de recursos), o suporte financeiro e técnico aos serviços de

reutilização, reparo e re-manufatura, as campanhas de sensibilização para o reaproveitamento de alimentos, as feiras de troca, doação ou comercialização de produtos usados, o estabelecimento de metas de redução da geração de resíduos, as restrições ao uso de embalagens e descarte de bens que não possam ser valorizados dentro da hierarquia dos resíduos e os programas de educação ambiental (LEVERENZ, 2002).

Alguns exemplos de programas de redução na fonte, considerados as melhores práticas pela União Européia – *Best Practices in Waste Prevention* –, são: o Programa Nacional de Simbiose Industrial do Reino Unido, que relaciona geradores de resíduos com produtores que os empregam como matéria-prima, gerando uma economia de cerca de € 3 bilhões ao longo da existência da iniciativa; os Eco-Pontos suíços e italianos, que comercializam alimentos desidratados a granel, reduzindo a geração de resíduos de embalagens, incentivando o consumo da quantidade necessária de produto e não da quantidade embalada e reduzindo o desperdício e os preços, uma vez que não se paga pela embalagem; o Programa Nacional de Prevenção de Resíduos de Viena (Áustria), pelo qual o governo investe em produto e serviços ecológicos, auxiliando práticas de redução, reuso e estímulo ao emprego da eco-eficiência em pequenas empresas, evitando a geração de 100 mil toneladas de resíduos e uma economia de cerca de € 34 milhões para pequenas empresas desde 1998; o projeto Menu Dose-Certa, de Porto (Portugal), que espera reduzir as sobras de alimentos em 50 kg.ano⁻¹ em cada restaurante que se proponha a rever o tamanho de suas porções; o *Stop-Pub* francês, uma iniciativa que, por meio de adesivos de identificação nas caixas de correio, busca reduzir o envio de publicidade impressa para as residências, com expectativa de redução em 1 milhão de toneladas na geração de resíduos anualmente; e o *Kringloop Re-use Centres* belga que, desde 1992, comercializa de itens de cozinha a mobília e bicicletas usadas, tendo sido responsável por evitar a geração de cerca de 50 mil toneladas de resíduos em 2008 (EUROPEAN UNION, 2010).

Ainda, podem ser enquadradas como redução na fonte as iniciativas de compostagem residencial ou na fonte geradora, com redução dos custos de coleta, além dos benefícios inerentes ao processo de compostagem (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2010). Entretanto, de acordo com Burnley (2007)¹² e Hargreaves et al. (2008)¹³ apud Trémier et al. (2010), para ser realizada em escala, agregando a iniciativa

¹² BURNLEY, S. J. A review of municipal solid waste composition in the United Kingdom. **Waste Management**, v. 27, p. 1274 – 1285, 2007.

¹³ HARGREAVES, J. C.; ADL, M. S.; WARMAN, P. R. A review of the use of composted municipal solid waste in agriculture. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 123, p. 1–14, 2008.

de muitas residências, a compostagem residencial necessita de investimentos em tecnologia, participação da população, garantia de qualidade do composto produzido, além de sistemas de recolhimento e destinação da produção excedente.

Embora boa parte das estratégias de redução na fonte esteja relacionada a mudanças em processos produtivos, muitas ações podem ser incentivadas pelo poder público municipal visando à recirculação de mercadorias em circuitos de reutilização, à educação do consumidor para o consumo consciente e à capacitação para a compostagem na fonte geradora.

Em geral, as políticas públicas voltadas à consecução da hierarquia dos resíduos vão exigir da administração pública, além dos incentivos às práticas adequadas, o exercício do poder de polícia, limitando ou disciplinando os direitos individuais em benefício da coletividade (DI PIETRO, 2006). Dessa forma, para viabilizar estratégias de redução na fonte, o poder público pode valer-se da cobrança de taxas progressivas que incidirão sobre a geração de RSU, bem como determinar a viabilidade ou não da circulação de determinados produtos no comércio.

No Estado de São Paulo, o Projeto Estratégico “Lixo Mínimo” visa a promover a minimização dos resíduos sólidos urbanos por meio do apoio técnico e financeiro aos municípios para estimular a adoção de práticas ambientalmente adequadas de redução na fonte e reutilização, além das práticas de recuperação material e disposição final adequada de rejeitos, com conseqüente redução da necessidade de novos aterros sanitários, solução cada vez mais onerosa dada a escassez de áreas aptas a sua construção próximas aos centros geradores (SECRETARIA DO ESTADO DO MEIO AMBIENTE, 2010).

2.3.2 RECUPERAÇÃO MATERIAL

De acordo com Monteiro et al. (2001), complementado por Vilhena e D’Almeida (2010), os processos de recuperação material de RSU podem se dar a partir de três vias – sistemas de coleta seletiva, processos de triagem em Usinas de Triagem e Compostagem e pela coleta informal de recicláveis –, sendo combinados com os processo de reciclagem e compostagem, posteriormente. Desta perspectiva, convém dividir os RSU em três grupos¹⁴:

¹⁴ Embora a classificação proposta contemple apenas 3 grupos, a Resolução CONAMA nº 275/2001 estabelece o código de cores para os diferentes tipos de resíduos, a ser adotado na identificação de coletores e transportadores, bem como nas campanhas informativas para a coleta seletiva, da seguinte forma: azul para papéis/papelão; vermelho para plástico; verde para vidros; amarelo para metais; preto para madeira; laranja para resíduos

- matéria orgânica¹⁵ (ou fração úmida): composta por sobras de alimentos e resíduos de poda e jardim, deve ser encaminhada para processos de compostagem ou digestão anaeróbia;
- resíduos recicláveis (ou fração seca): compostos por papel e papelão; plásticos; vidro; metais ferrosos/não-ferrosos e embalagens longa vida, são transformados em novos bens de consumo pelas indústrias recicladoras; e
- rejeitos: resíduos que não se enquadram em nenhum dos grupos anteriores, devendo ser encaminhados para a coleta regular.

Em sistemas de coleta seletiva as frações seca e úmida devem ser separadas na fonte pelos respectivos geradores, de onde seguem um itinerário específico de acondicionamento, coleta, transporte e triagem, sendo encaminhadas para a reciclagem ou compostagem, respectivamente. Os principais sistemas de coleta seletiva são o porta-a-porta (semelhante à coleta regular de RSU) e os Postos de Entrega Voluntária (PEV) (CEMPRE, 2011). Para a coleta seletiva, a PNRS incentiva a contratação de cooperativas de catadores, conforme artigo 18, inciso II, parágrafo 1º (BRASIL, 2010).

De acordo com Vilhena e D’Almeida (2010), a coleta seletiva deve estar baseada em tecnologia (garantindo a coleta, beneficiamento e reciclagem), mercado (absorvendo e escoando resíduos recicláveis e produtos reciclados) e conscientização (motivando a segregação voluntária de recicláveis na fonte). O artigo 35 da PNRS (BRASIL, 2010) disciplina o dever do gerador face à coleta seletiva, deslocando a segregação na fonte e a disponibilização dos recicláveis de uma ação voluntária para uma obrigação legal, desde que esteja estabelecido o PMGIRS.

A coleta seletiva porta-a-porta consiste na recolha das frações previamente separadas na fonte geradora, enquanto o sistema de PEV consiste na instalação de coletores, devidamente identificados e posicionados em locais estratégicos, para que o gerador encaminhe espontaneamente as frações previamente separadas. Após a coleta, a fração seca deve ser transportada para unidades de triagem, onde os recicláveis são separados de acordo com as exigências de compradores, embalados ou enfardados de modo a reduzir o volume, facilitando

perigosos; branco para resíduos ambulatoriais e de serviços de saúde; marrom para resíduos orgânicos; e cinza para resíduo em geral, não-reciclável ou misturado, ou contaminado, não passível de separação (CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE, 2001).

¹⁵ Tecnicamente, as substâncias orgânicas incluem grande variedade de compostos contendo carbono. Por desambiguação, os tratamentos de RSU destinados às frações orgânicas apenas consideram a matéria orgânica biodegradável, ou seja, aquela que pode ser facilmente degradada pela ação de microrganismos.

a estocagem e otimizando o transporte (VILHENA; D'ALMEIDA, 2010). Ambos os sistemas podem ser geridos pela prefeitura municipal, por empresas privadas ou por cooperativas/associações de catadores. Todavia, uma atividade que alimenta em grande medida a indústria da reciclagem é a coleta informal de recicláveis.

De acordo com Vilhena e D'Almeida (2010), as Usinas de Triagem e Compostagem (UTC) são destinadas à redução das remessas de resíduos encaminhados ao aterro sanitário, podendo ser atraentes do ponto de vista financeiro pela possibilidade de geração de receitas a partir da comercialização de recicláveis. Nas UTC, RSU não coletados por sistemas de coleta seletiva passam por um processo de triagem, visando à retirada da fração seca e encaminhamento da fração úmida para compostagem. A triagem é majoritariamente manual, sendo intensiva em mão-de-obra. Estima-se que a operação de uma UTC possa desviar, em peso, 70% dos RSU que seriam encaminhados para disposição final. Naturalmente, este percentual depende da eficiência do processo de triagem e do potencial de absorção dos recicláveis pelo mercado.

Embora a triagem de RSU provenientes de sistemas de coleta regular resulte em diferentes níveis de contaminação para ambas as frações, em função do acondicionamento conjunto e da compactação dos resíduos durante a coleta, Prado Filho e Sobreira (2007) não identificaram maiores problemas na aceitação dos recicláveis provenientes de diferentes UTC no mercado da reciclagem no Estado de Minas Gerais. Todavia, a contaminação da fração úmida parece acarretar maiores preocupações.

No estudo de Prado Filho e Sobreira (2007) foram identificados significativos teores de metais pesados na análise do composto proveniente das UTC. O composto orgânico carrega, mesmo após a triagem, alguma fração de inertes e rejeitos (plásticos, cacos de vidro, pedras, etc), além de contaminantes provenientes de resíduos perigosos presentes nos RSU. Barreira, Philippi Junior e Rodrigues (2006), estudando a qualidade do composto em UTC no Estado de São Paulo, não identificaram níveis de metais pesados acima do aceitável, mas a baixa concentração de nutrientes observada foi considerada um indicativo de contaminação do composto, condenando-o ao emprego como condicionador de solo. Ambos estudos identificaram a presença de inertes em meio ao composto, o que reduz a confiabilidade do produto no mercado, mas fazem explícitas recomendações do processo de compostagem, pois, uma vez que o composto não resulte adequado para aplicação no solo, sua disposição em aterro sanitário trará as vantagens da redução de massa e volume e baixo potencial de geração de lixiviados e biogás.

2.3.2.1 CADEIA PRODUTIVA DA RECICLAGEM

A reciclagem é uma atividade que envolve diferentes atores, cada qual com funções específicas na cadeia produtiva da reciclagem (CPR). A organização destes atores e os processos de intermediação comercial entre a recuperação dos recicláveis (coleta/catadores) e a indústria recicladora (reciclagem) estão ilustrados pela Figura 1.

Figura 1. Atores da Cadeia Produtiva da Reciclagem. Fonte: Butcher (2007).

Em seu primeiro nível (Nível 1), a economia é informal e baseada na exploração da mão-de-obra de catadores autônomos, em geral, pessoas desempregadas, com baixo grau e instrução e faixa etária elevada. Estes coletam nas ruas, utilizando carrinhos ou carroças, ou nos lixões, e abastecem o segundo nível da cadeia, auferindo baixos rendimentos na comercialização de recicláveis. Atuam em condições precárias e expostos aos riscos inerentes ao contato direto com materiais contaminados, obtendo a menor parte dos lucros gerados na CPR. Não gozam de direitos trabalhistas, tampouco são remunerados pelo poder público municipal pela contribuição prestada ao serviço de limpeza urbana (BOSI, 2008; BUTCHER, 2007).

Estruturadas em associações e cooperativas, as organizações de catadores (Nível 1a) encontram-se no setor formal da economia e estabelecem parcerias com o poder público municipal para operacionalização de programas de coleta seletiva. Em geral, não são remuneradas pelos serviços prestados à limpeza urbana — sua renda é obtida, quase que exclusivamente, da venda dos recicláveis coletados. Comercializam com atravessadores, intermediários e grandes sucateiros (Níveis 2 e 3) e, em alguns casos, diretamente com

indústrias recicladoras (Nível 4). Algumas cooperativas beneficiam seus recicláveis para além da triagem/enfardamento, promovendo processos de transformação de recicláveis – como a moagem e lavagem de plásticos, por exemplo – para agregar valor ao material vendido, ou buscam a comercialização em rede com outros empreendimentos, visando ao aumento da escala de produção. Ambas as iniciativas visam à subtração de sucateiros/intermediários no escoamento da produção, melhorando as receitas de comercialização (BUTCHER, 2007).

No Nível 2, convivem dois atores distintos: os pequenos sucateiros ou atravessadores e os intermediários. Os atravessadores mantêm infra-estrutura precária e os depósitos de recicláveis são mantidos em condições mínimas de saneamento ambiental e segurança do trabalho. Na CPR, são exploradores diretos dos catadores autônomos, mas também coletam os recicláveis diretamente em estabelecimentos comerciais, condomínios residenciais e empresas. Os intermediários adquirem os recicláveis de organizações de catadores, pagando preços melhores que os sucateiros. Estes possuem elevada capacidade de estocagem e meios de produção para realizar o processamento de recicláveis, agregando valor aos recicláveis. Os trabalhadores deste setor são cooperados ou registrados e as condições de trabalho são, em geral, adequadas em termos ambientais e de segurança do trabalho (BUTCHER, 2007).

O Nível 3 comporta grandes sucateiros, aparistas, depósitos e os grandes ferros-velhos. Estes adquirem os recicláveis de intermediários e sucateiros, exigindo escala de produção. Comercializam diretamente com as indústrias de reciclagem e vêm ampliando gradativamente a compra de materiais coletados pelas cooperativas de catadores (BUTCHER, 2007).

No topo da CPR (Nível 4) encontra-se a indústria de reciclagem. Em geral, estas organizações já incorporaram o discurso do desenvolvimento sustentável e as práticas de Responsabilidade Sócio Empresarial. Apóiam as organizações de catadores e estabelecem parcerias que possibilitam o aumento da quantidade de material reciclável coletado e sua aquisição por preços melhores que os de intermediários. Exceto no primeiro nível, que é exclusivamente informal, em todos os outros podem ser encontrados, em maior ou menor grau, situações de informalidade ou ilegalidade (BUTCHER, 2007).

De acordo com o Movimento Nacional dos Catadores de Materiais Recicláveis (MNCR), 90% dos recicláveis que fluem pela CPR vêm do trabalho de cerca de 800 mil catadores e catadoras que trabalham de forma autônoma em lixões ou nas ruas das cidades, pois acredita-se que cooperativas de catadores agrupem uma parcela diminuta dos catadores – aproximadamente 40.000 trabalhadores organizados em 600 cooperativas de coleta seletiva

espalhadas pelo Brasil (MOVIMENTO NACIONAL DE CATADORES DE MATERIAIS RECICLÁVEIS, 2009).

Para Monteiro et al. (2001), o trabalho informal de catadores, seja nas ruas ou em lixões/aterros sanitários, é o ponto mais agudo e visível que os resíduos estabelecem com a questão social, marcando uma relação entre o inservível – do ponto de vista do gerador – e o excluído que sobrevive daquilo que, dentre sobras, seja passível de valorização econômica.

As principais vantagens da utilização de cooperativas de catadores na coleta seletiva são dadas pela: geração de trabalho e renda; resgate da cidadania; redução dos custos do gerenciamento de resíduos, pois os resíduos separados pelos catadores não incidirão sobre a coleta regular, desonerando o sistema de limpeza urbana; e organização do trabalho dos catadores nas ruas, evitando problemas na coleta e no armazenamento de materiais em logradouros públicos. Embora haja previsão de redução de custos para o gerenciamento de RSU mediante implantação de coleta seletiva, devem ser feitos repasses econômicos (galpões de triagem, carrinhos de coleta, prensas enfardadeiras, empilhadeiras, caminhões de coleta, uniformes etc.), pois, em geral, empreendimentos desta natureza não detêm os meios de produção necessários, e financeiros (pagamento pela prestação de serviço) às cooperativas/associações (VILHENA; D'ALMEIDA, 2010).

Um dos principais fatores que garantem o fortalecimento e o sucesso de uma cooperativa de catadores é a boa comercialização dos materiais recicláveis. Os preços de comercialização serão tão melhores quanto menos intermediários existirem até a indústria recicladora. Para tanto, é fundamental que sejam atendidas as seguintes condições: boa qualidade dos materiais ofertados (triagem adequada, baixa contaminação e enfardamento); escala de produção e capacidade de estoque; e regularidade na produção e/ou entrega ao consumidor final. Essas condições dificilmente serão obtidas por pequenas cooperativas, sendo uma boa alternativa a reunião de diversos empreendimentos, gerando escala de produção para negociar diretamente com a indústria recicladora, contribuindo para sustentabilidade econômica da coleta seletiva (MONTEIRO et al., 2001).

2.3.2.2. RECICLAGEM

De acordo com Grimberg e Blauth (1998), a reciclagem é o processo industrial de recuperação de materiais presentes nos resíduos que se dá pela modificação de suas

características físicas, com posterior reintrodução, como matéria-prima, nas cadeias produtivas. A reciclagem pode ser direta, ou pré-consumo, quando são reprocessados resíduos de linha de produção, ou indireta, quando são reprocessados resíduos pós-consumo.

A reciclagem talvez seja o processo de tratamento de RSU entendido como o mais positivo pela sociedade, desviando do fluxo convencional dos RSU (coleta/disposição final) aquilo que pode ser técnica e economicamente considerado como matéria-prima. Como benefícios deste processo, podem ser citados: economia de recursos naturais com redução da necessidade de extração de recursos não-renováveis, redução de impacto ambiental na extração e no processamento primário da matéria-prima virgem, redução dos requisitos energéticos para produção de bens de consumo, aumento da vida útil de aterros sanitários, aumento da eficiência dos processos de incineração e compostagem pela retirada de inertes (vidros e metais), economia com transporte de resíduos, geração de trabalho, emprego e renda e aumento da consciência da população para as questões ambientais (MONTEIRO et al., 2001; TCHOBANOGLIOUS; KREITH; WILLIAMS, 2002).

Embora o processo seja fonte de diversos benefícios, a reciclagem pode ser fonte de impacto ambiental caso os processos não sejam bem gerenciados e em razão dos efluentes e resíduos sólidos contaminados gerados, por exemplo, em processos de remoção de pigmentos, reciclagem de metais, entre outros (TCHOBANOGLIOUS; KREITH; WILLIAMS, 2002).

Dentre os resíduos presentes nos RSU, são considerados recicláveis papel/papelão, diversos tipos de plásticos, diversos tipos de vidros e metais, desde que atendam as necessidades da indústria recicladora em termos de ausência de contaminantes (restos orgânicos, pigmentos, entre outros), correta separação e escala de produção (WILLIAMS, 2005). Existem, para alguns tipos de recicláveis, componentes não recicláveis, por exemplo: entre os papéis, papel vegetal, papel carbono, papel higiênico, papel revestido com silicone ou parafina, entre outros; entre os plásticos, os plásticos termofixos (resina fenólicas, poliacetato de etileno vinil, poliésteres, entre outros); entre os vidros, vidros planos, espelhos, vidros de automóveis, tubos de televisão, lâmpadas, entre outros (PINTO, 2010).

De acordo com Williams (2005):

- Papel/papelão podem ser reciclados até 4 vezes e, em grande medida, geram matéria-prima para a confecção de embalagens, reduzindo requisitos de água e a geração de

resíduos sólidos, efluentes e emissões aéreas quando comparado ao processo a partir da matéria-prima virgem;

- Entre os plásticos, apenas os termoplásticos podem ser reciclados (polietileno de alta e baixa densidade, polipropileno, poliestireno, politereftalato de etileno, policloreto de vinila, entre outros), exigindo a separação por tipos e cores, eliminação de contaminantes e redução de volume para transporte (moagem, extrusão e *peletização*). Plásticos reciclados são empregados na confecção de sacos de lixo, tubos, vasos de jardim, fibra para tecidos, embalagem de ovos, entre outros¹⁶.
- Vidros são indefinidamente recicláveis. Para o vidro, apesar de sua matéria-prima virgem (sílica, carbonato de sódio e calcário) ser de baixo custo, a energia utilizada na fusão é alta, de forma que na reciclagem observa-se considerável redução dos requisitos energéticos, além da redução no consumo de água e emissão de dióxido de carbono. A presença de contaminantes (metais, cola, rótulos, cerâmica e porcelana) em meio aos cacos prejudica a reciclagem, adicionando falhas ao produto final.
- Metais ferrosos são os principais metais encaminhados para a reciclagem. Entre os metais mais atraentes para a reciclagem, do ponto de vista econômico, está o alumínio, pois sua reciclagem gera economia de 95% da energia requerida para produção de alumínio a partir da matéria-prima virgem. Metais também podem ser reciclados indefinidamente. Outros metais que podem ser encontrados nos RSU são cobre, zinco e chumbo.

A atividade de separação manual é a única opção de segregação entre frações específicas de recicláveis em muitas Centrais de Triagem, oferecendo riscos aos trabalhadores, os quais estão vulneráveis a lesões por perfuro-cortantes e exposição a substâncias químicas, poeira e agentes patogênicos, podendo resultar em disfunções pulmonares e gastrointestinais, inflamação dos olhos e irritação da pele, entre outras (WILLIAMS, 2005; SISINNO, 2000).

¹⁶ Atualmente, nos EUA e em alguns países da Europa é permitida a utilização de PET (politereftalato de etileno) reciclado para a confecção de embalagens monocamadas que têm contato direto com alimentos. Para este fim foram desenvolvidas tecnologias conhecidas como *bottle-to-bottle* que envolvem etapas de lavagem, descontaminação, cristalização, pós-condensação no estado sólido e extrusão do PET. No Brasil, de acordo com a Portaria nº 987, da Secretaria de Vigilância Sanitária do Ministério da Saúde, apenas se permite a utilização de PET pós-consumo reciclado em embalagens multicamadas destinadas ao acondicionamento de bebidas carbonatadas não alcoólicas. Portanto, os artefatos fabricados de polímeros reciclados têm limitações de aplicação, ou seja, não podem ser utilizados em contato com bebidas, remédios, alimentos, brinquedos e material de uso hospitalar, pois, dependendo do uso anterior, pode estar contaminado (SPINACÉ; DE PAOLI, 2005).

Conforme abordado anteriormente, a reciclagem é susceptível ao mercado. No caso da reciclagem, os preços de recicláveis, de produtos reciclados, de matéria-prima virgem e de produtos fabricados a partir de matéria-prima virgem podem determinar a viabilidade da reciclagem de determinado resíduo. Portanto, a reciclagem depende de: remessas constantes e seguras de recicláveis para a indústria; sistema adequado de coleta e transporte da fonte geradora até as unidades de beneficiamento; processo de beneficiamento confiável e processo de reciclagem limpo e organizado para evitar contaminação do material; e mercado seguro e estável para os recicláveis e para os produtos reciclados (WILLIAMS, 2005).

Geralmente, produtos confeccionados a partir de matéria-prima reciclada têm desempenho inferior aos similares feitos com matéria-prima virgem, o que reduz seu valor no mercado. Alguns recicláveis são *commodities* e seus preços podem sofrer com oscilações de acordo com as flutuações da economia mundial. Também podem ser comercializados em mercados internacionais, onde competem com subsídios, barreiras comerciais e produção de alta qualidade (WILLIAMS, 2005).

De acordo com pesquisa realizada pelo Instituto de Pesquisas Econômicas Aplicadas (IPEA), os benefícios potenciais da reciclagem para a sociedade brasileira, caso todo reciclável – dentre aço, alumínio, papel, plástico e vidro – fosse encaminhado para reciclagem, foram estimados em R\$ 8 bilhões anuais. A pesquisa considerou os custos econômicos (extração de matéria-prima e consumo de energia) e ambientais (consumo de energia, emissões de gases de efeito estufa, consumo de água e perda de biodiversidade) da reciclagem, além dos custos de produção a partir de matéria-prima virgem e respectivos danos ambientais causados (CARLEIAL; CRUZ, 2010).

2.3.2.3 COMPOSTAGEM

A compostagem é o processo exotérmico de decomposição da matéria orgânica, realizado na presença de oxigênio por uma população diversificada de microrganismos, em condições controladas de aeração, umidade, temperatura, disponibilidade de nutrientes e pH. No processo, parte da matéria orgânica é utilizada pelos microrganismos para crescimento populacional, parte é volatilizada (umidade e gás carbônico) e parte é transformada em húmus, caracterizado pelo odor agradável, presença de grande quantidade de substâncias

orgânicas decompostas ou em decomposição, sais minerais e ausência de organismos patogênicos (KIEHL, 1998; PESSIN et al., 2006).

O processo é influenciado por diversos parâmetros, relacionados no Quadro 5. Também influenciam a compostagem a granulometria das partículas da matéria orgânica e a dimensão e o formato das pilhas de resíduos (leiras).

A granulometria governa o movimento de líquidos e gases na massa de resíduos. Quanto menor o tamanho das partículas, maior a superfície de contato para ataque dos microrganismos, com conseqüente aumento na velocidade de decomposição. No entanto, partículas muito finas acarretam problemas de aeração, compactação e encharcamento (KIEHL, 1998). Recomenda-se partículas com dimensões entre 25 e 75 mm (PESSIN et al., 2006), buscando compromisso entre a necessidade de arejamento e a área exposta a microrganismos (REIS, 2005).

Leiras muito altas favorecem a compactação do material da base, enquanto leiras muito baixas perdem umidade e calor de forma intensa, dificultando a manutenção da temperatura e da umidade no processo de decomposição dos resíduos. Recomenda-se a alturas de no máximo 1,5 a 1,8 m (KIEHL, 1998).

Os métodos comumente empregados na compostagem são divididos em natural e acelerado, variantes de sistemas de renovação do ar no interior da massa de resíduos. No método natural, a matéria orgânica é disposta em pilhas de formatos variáveis (seção lateral triangular, trapezoidal ou formato cônico), sendo periodicamente revolvidas para renovação do ar (aporte de oxigênio e liberação de gás carbônico e umidade para atmosfera) e homogeneização do processo de decomposição (distribuição de umidade, calor e microrganismos), contribuindo para a manutenção do processo. No método acelerado, a aeração é forçada, o que pode se dar por injeção ou aspiração de ar por meio de tubulações internas à pilha de resíduos, ou pelo emprego de reatores biológicos (processo fechado) (NAUMOFF; PERES, 2010; KIEHL, 1998).

Quadro 5. Descrição dos parâmetros que influenciam o processo de compostagem.

PARÂMETRO	DESCRIÇÃO
Microrganismos	A natureza da comunidade microbiana, o número, as espécies e a intensidade da atividade de decomposição dependem das condições favoráveis reinantes.
Aeração	Fator crítico do processo, a aeração é necessária para o suprimento de oxigênio da atividade biológica. Deficiências na aeração dão lugar à anaerobiose na estabilização da matéria orgânica. O fluxo de ar na massa de resíduos é função da granulometria, da agregação e da umidade.
Umidade	O teor de umidade recomendado na compostagem está entre 40 e 60%. Teores reduzidos comprometem a atividade biológica, em função da necessidade de água imposta pelos microrganismos. Teores elevados prejudicam a aeração e acarretam anaerobiose. Assim como a incidência de águas pluviais sobre as leiras deve ser controlada, recomenda-se que as leiras sejam periodicamente regadas, devido à eliminação de água por evaporação no processo.
Temperatura	A compostagem apresenta 4 fases distintas de acordo com a temperatura: mesófila I (atinge 40 °C), termófila (entre 40 e 60 °C, podendo ser superior), mesófila II (entre 20 e 40 °C) e criófila (temperatura ambiente). Respectivamente, nas 3 primeiras fases, observa-se a adaptação dos microrganismos, a decomposição ativa e a humificação. A fase termófila é essencial para eliminação de microrganismos patogênicos e ervas daninhas presentes na massa de resíduos, mas temperaturas acima de 70 °C por longos períodos são desaconselháveis, pois inibem a ação de microrganismos e provocam alterações químicas indesejáveis.
Nutrientes	O processo depende de adequada relação carbono/nitrogênio (C/N), em torno de 30:1 e teor de nitrogênio entre 1,2 e 1,5%. Outros micronutrientes são necessários, como níquel, ferro, manganês e zinco. Elevadas concentrações de carbono prolongam o tempo de estabilização. Elevados teores de nitrogênio exigem correções da relação C/N, com material rico em carbono. A relação C/N apresenta-se como parâmetro confiável para controle das fases de decomposição: semicurado - relação C/N igual ou inferior a 18:1; curado - relação C/N igual ou inferior a 10:1.
pH	O pH influencia na solubilização de determinados elementos químicos do processo e no metabolismo biológico, dado que os microrganismos atuantes no processos são sensíveis a faixas extremas de pH. O início do processo se dá em pH ligeiramente ácido (em torno de 6,0), subindo, na fase termófila, para valores alcalinos (em torno de 8).

Fonte: Monteiro et al. (2001), Naumoff e Peres (2010) e Kiehl (1998).

A estabilização da matéria orgânica experimenta duas fases distintas, uma de bioestabilização (semicura) e outra de humificação (cura). Comumente adota-se, como tempo necessário para o desenvolvimento de cada fase: no método natural, entre 60 e 90 dias para bioestabilização e entre 90 a 120 para humificação; no processo acelerado, entre 45 e 60 dias para bioestabilização e entre 60 e 90 dias para a humificação (NAUMOFF; PERES, 2010). Reis (2005) expõe um quadro de vantagens e desvantagens em relação aos dois métodos.

De acordo com Massukado (2008), a compostagem pode ser empregada para a fração orgânica biodegradável dos RSU em função do teor de umidade próximo do ideal (55%) e significativo percentual médio na composição dos RSU (entre 50 e 60%), além de adequada concentração de nitrogênio, sendo considerados aptos para a compostagem as sobras de

alimentos e os resíduos de poda e capina. Para Kiehl (1998), o papel e seus variantes encontrados nos RSU, apesar de orgânicos, não são aptos à compostagem em razão da presença de lignina (resistente à decomposição biológica) e por serem pobres em nutrientes e fontes de metais pesados (presença de tinta).

Os sistemas pelos quais os métodos de compostagem podem ser desenvolvidos dividem-se entre centralizados e descentralizados. A compostagem centralizada dá-se em grande escala, demandando o emprego de recursos tecnológicos e mão-de-obra especializada, com custos mais elevados (MASSUKADO, 2008). Exemplos de sistemas de compostagem centralizada são as UTCs.

A compostagem descentralizada é operacionalmente mais simples e menos onerosa do ponto de vista financeiro. Pode ser realizada em residências, escolas, comunidades, entre outras. Nas residências, podem ser empregadas composteiras domésticas, destinados a simular o ambiente encontrado nas leiras, mas em pequenas dimensões, para decomposição dos resíduos orgânicos produzidos na unidade residencial (CORNELL WASTE MANAGEMENT INSTITUTE, 2005). Na compostagem comunitária, os resíduos orgânicos são recolhidos das residências e encaminhados a uma Unidade Simplificada de Compostagem (USC), instalada próxima ao local de geração. Em ambos os casos, as vantagens observadas em relação aos sistemas centralizados são a redução dos custos com transportes, aumento da percepção dos impactos da geração de resíduos, desenvolvimento de senso de responsabilidade do cidadão para com os RSU e possibilidade de emprego do composto produzido pelos próprios participantes, fechando o ciclo de geração de resíduos e reciclagem (MASSUKADO, 2008; MONTEIRO et al., 2001; COMUNIDADE EUROPEIA, 2000).

O composto orgânico contém importantes elementos para o solo (húmus) e para as plantas (sais minerais). Sua aplicação melhora a permeabilidade do solo, auxilia na manutenção da umidade, reduz a lixiviação de nutrientes em função do aumento da capacidade de adsorção de nutrientes (aumento da capacidade de troca de cátions), neutraliza a acidez e disponibiliza nitrogênio, fósforo e potássio (NPK), além dos macronutrientes cálcio, magnésio e enxofre, acrescidos dos micronutrientes metálicos zinco, ferro, cobre e manganês. Pode ser misturado ao fertilizante mineral, melhorando a disponibilidade de nutrientes deste e as propriedades físicas, químicas, físico-químicas e biológicas do solo (MASSUKADO, 2008; KIEHL, 1998). Seu valor comercial oscila entre R\$100,00 e R\$150,00 a tonelada (COMPROMISSO EMPRESARIAL PARA RECICLAGEM, 2011a).

De acordo com Kiehl (1998), as principais fontes de contaminação do composto orgânico proveniente de RSU são os materiais inertes (pedras, plásticos, vidros etc.), metais pesados¹⁷ e organismos patogênicos. Os materiais inertes são a fração reciclável acrescida dos rejeitos presentes nos RSU, que podem ser integralmente separados para a coleta seletiva ou parcialmente separados em sistemas de triagem nas UTC. Os metais pesados provêm de tintas e materiais por elas recobertos, solventes, produtos de limpeza, lâmpadas fluorescentes, pilhas e baterias, dispositivos eletrônicos, entre outros, devendo, portanto, estar separados dos resíduos orgânicos encaminhados para a compostagem.

A eliminação de organismos patogênicos presentes nos resíduos se dá no processo de compostagem. A exposição a temperaturas entre 55 e 60 °C por um a dois dias, a produção e eliminação de antibióticos no meio por determinadas bactérias que atuam no processo, a competição por nutrientes e o fato do ambiente da compostagem ser inóspito a muitos organismos, contribuem para que o composto curado atinja padrões adequados do ponto de vista sanitário (KIEHL, 1998).

No Brasil, as principais legislações para a compostagem de RSU, além das exigências para licenciamento ambiental de instalações e processos, conforme CONAMA 237/97, são:

- Instrução Normativa nº 25, do Ministério da Agricultura, Abastecimento e Pecuária: enquadra o composto produzido a partir de RSU (“composto de ‘lixo’”) como “fertilizante orgânico Classe C”, produto cuja produção utiliza qualquer quantidade de matéria-prima oriunda de “lixo domiciliar”, resultando em produto de utilização segura na agricultura, bem como determina os limites de parâmetros de umidade, nitrogênio total, carbono orgânico, CTC, pH, relação C/N, relação CTC/C, entre outros, para especificação de fertilizantes orgânicos (BRASIL, 2009).
- Instrução Normativa nº 27, do Ministério da Agricultura, Abastecimento e Pecuária. Determina as concentrações máximas admitidas para agentes fitotóxicos, patogênicos ao homem, animais e plantas, metais pesados tóxicos, pragas e ervas daninhas para fertilizantes, corretivos, inoculantes e biofertilizantes (BRASIL, 2006).

As vantagens da compostagem residem no aumento da vida útil de aterros sanitários ou em menores exigências de áreas para construção de novos aterros; redução da emissão de

¹⁷ De acordo com Reis (2005), os elementos químicos enquadrados como metais pesados são: prata (Ag), arsênio (As), cádmio (Cd), cobalto (Co), cromo (Cr), cobre (Cu), mercúrio (Hg), níquel (Ni), chumbo (Pb), antimônio (Sb), selênio (Se) e zinco (Zn), sendo naturalmente encontrado no solo, em concentrações variadas e abaixo daquela considerada tóxica para diferentes organismos vivos.

lixiviado, com conseqüente redução dos custos inerentes ao tratamento, e metano; redução dos custos com transportes, uma vez que a compostagem pode ser descentralizada e localizada próxima de centros geradores; geração de trabalho, emprego e renda; boa aceitação da população quando comparada à incineração e ao aterro sanitário; e produção de composto orgânico (MASSUKADO, 2008, COMUNIDADE EUROPÉIA, 2000). Ainda, a compostagem de RSU aceita o co-processamento com o lodo gerado em Estação de Tratamento de Esgoto (REIS, 2005).

2.3.3 RECUPERAÇÃO ENERGÉTICA

A recuperação energética dos RSU experimenta dois caminhos bastante distintos. Por um lado, em razão do elevado teor de matéria orgânica na composição gravimétrica dos RSU, observa-se a possibilidade de emprego da digestão anaeróbia, processo que resulta na geração de metano, gás combustível que pode ser empregado em processos de geração de energia termoeleétrica ou como combustível veicular. Comumente, a digestão anaeróbia pode ser realizada em aterros sanitários ou em reatores anaeróbios projetados para otimizar a eficiência do processo.

O outro caminho reside na decomposição térmica, processo que comporta, além da fração orgânica, outras frações combustíveis presentes nos RSU, como papéis e plásticos. A decomposição térmica compreende uma gama de tecnologias nas quais a oxidação térmica controlada resulta em geração de sólidos, líquidos e gases combustíveis. Comumente dividem-se os processos entre aqueles que sintetizam combustíveis (pirólise, gaseificação e liquefação) que, por uma série de fatores, se fazem mais recomendáveis aos resíduos agroflorestais e industriais, e os que combinam a síntese de combustíveis com a combustão (incineração). Nestes últimos, o calor gerado pode ser recuperado em trocadores de calor, sendo a energia acumulada empregada em sistemas de aquecimento residencial, industrial e na geração de energia elétrica.

Na década de 1990, tratados internacionais como a Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças Climáticas (CQNUMC) e o Protocolo de Quioto destacaram o metano como um gás de efeito estufa (GEE), contribuinte do aquecimento global. O Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) criado pelo Protocolo de Quioto é o instrumento pelo qual os Países Parte do Anexo I da CQNUMC podem apoiar a implementação de tecnologias capazes

de reduzir a emissão de GEE nos Países Não Parte, por meio das quais são gerados Créditos de Carbono (OLIVEIRA; RIBEIRO, 2006).

2.3.3.1 BIOGÁS

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

Este processo pode ser desenvolvido em reatores biológicos, resultando também em lodo remanescente, cuja composição consiste de matéria orgânica e inorgânica, podendo ser maturado por compostagem (REICHERT, 2005), ou disposto em aterros sanitários (GOMES et al., 2006). Os parâmetros da digestão anaeróbia em reatores biológicos encontram-se sistematizados no Quadro 6.

Gomes et al. (2006) dividem a digestão anaeróbia em 4 fases sequenciais, que se caracterizam pelos produtos resultantes dos diferentes estágios de bioestabilização:

- Hidrólise: conversão da matéria orgânica particulada e complexa em compostos dissolvidos mais simples (aminoácidos, mono e dissacarídeos, ácidos graxos e alcoóis), que podem atravessar a parede celular das bactérias.
- Acidogênese: etapa na qual os produtos oriundos da hidrólise são metabolizados a ácido acético, alcoóis, dióxido de carbono, gás sulfídrico, hidrogênio, entre outros, com redução de pH, solubilização de compostos inorgânicos (cálcio, ferro e metais pesados) e geração de maus odores (liberação e gás sulfídrico e amônia).
- Acetogênese: etapa de oxidação dos produtos gerados na fase acidogênica, resultando em acetato, hidrogênio, dióxido de carbono e substrato para produção de metano.

Quadro 6. Descrição dos parâmetros que influenciam o processo de digestão anaeróbia em reatores biológicos.

PARÂMETRO	DESCRIÇÃO
Oxigênio	As arqueias metanogênicas são anaeróbias estritas. Em aterros sanitários prevê-se a presença de oxigênio apenas nas camadas superiores, que devem ser prontamente consumido pela degradação aeróbia.
pH	Os microrganismos são sensíveis a variações de pH e existem apenas em condições específicas de acidez e/ou alcalinidade. Por exemplo, arqueias metanogênicas existem apenas na faixa de pH entre 6,6 e 7,3. Logo, concentrações de hidrogênio e ácidos orgânicos intermediários prejudicam a ação das arqueias.
Enxofre	Sulfatos, sulfitos e outros compostos a base de enxofre são utilizados como aceptores de elétrons na decomposição da matéria orgânica, sendo reduzidos a sulfetos por bactérias sulforedutoras. Em elevada presença de sulfato, as bactérias sulforedutoras passam a competir pelo substrato com as bactérias fermentativas, acetogênicas e arqueias, reduzindo a produção de metano.
Nutrientes	Os microrganismos que atuam na decomposição anaeróbia de RSU dependem da presença de enxofre, cálcio, magnésio, zinco, cobre, cobalto, molibdênio, ferro, selênio e, principalmente, nitrogênio e fósforo, sendo este último o nutriente mais comum de ser encontrado em quantidades limitadas em aterros. A relação C/N também é ótima na faixa entre 20 e 30:1.
Agentes inibidores	Além do oxigênio, hidrogênio e sulfatos, acredita-se que a presença de dióxido de carbono, sulfetos e metais pesados tenham ação inibidora na fase metanogênica. Alguns cátions, como os de sódio, potássio e cálcio são estimulantes da digestão anaeróbia em baixas e inibidores em altas concentrações.
Temperatura	Aterros profundos que possuam fluxo de água moderado devem atingir de 30 a 40 °C, mesmo em clima temperado. Em reatores biológicos, a temperatura pode situar-se em faixas mesofílicas (entre 20 e 40 °C) ou termofílicas (entre 40 e 60 °C).
Umidade	A presença de água no processo é condição para a hidrólise, promove a diluição de agentes inibidores e facilita a distribuição de microrganismos e nutrientes na massa de resíduos. Ainda, o desenvolvimento da hidrólise de forma acelerada pode reduzir o pH a níveis críticos para as arqueias metanogênicas.
Sólidos Totais (ST) e Sólidos Voláteis (SV)	Os SV são a porção dos ST que não permanecem como cinzas o processo de combustão completa dos resíduos, podendo ser subdivididos em sólidos voláteis biodegradáveis (SVB) e sólidos voláteis refratários (SVR). O conhecimento da fração de SVB/SVR ajuda na melhor definição da biodegradabilidade dos resíduos, da geração de biogás, da taxa de carga orgânica e da relação C/N, sendo o elevado teor de SVB (sobras de alimentos, por exemplo) indicado para digestão anaeróbia e altos teores de SVR (lignina e celulose, por exemplo) indicados para a compostagem. A concentração de ST define a tecnologia a ser empregada, sendo ela seca (elevado teor de ST) ou úmida (baixo teor de ST).
Taxa de carga orgânica (TCO)	A TCO é a medida da capacidade de conversão biológica na digestão anaeróbia medida em kg SV.m ⁻³ .dia ⁻¹ . Alimentar um sistema acima da TCO sustentável poderá resultar em baixa produção de biogás devido ao acúmulo de inibidores, como os compostos ácidos.
Tempo de residência	O tempo de residência do bio-sólido nos reatores varia com as diferentes tecnologias, temperaturas do processo e composição dos resíduos. Em processos mesofílicos, varia de 10 a 40 dias. Na faixa termofílica, são requeridas menores quantidades de tempo. Reatores de altas taxas de sólidos, operando em condições termofílicas, têm tempo de residência de 14 dias.

Fonte: Gomes et al. (2006), Cassini (2003), Reichart (2005).

- Metanogênese: arqueias metanogênicas atuam na última fase, em ambiente estritamente anaeróbio, onde o ácido acético e o gás hidrogênio serão convertidos a CH₄ e CO₂.

Esta divisão pode ser observada em reatores biológicos, mas em aterros sanitários, é conveniente adotar a divisão em 5 fases (O'LEARY; TCHOBANOGLIOUS, 2002):

- Ajustamento inicial: período imediatamente posterior à disposição dos resíduos, quando a degradação aeróbia prevalece até que o oxigênio aprisionado em meio aos resíduos seja consumido e o teor de umidade se torne adequado às condições anaeróbias.
- Transição: estabelece as condições para o início da hidrólise, com redução do pH a partir de formação de ácidos orgânicos e concentração de CO_2 .
- Fase ácida: compreende o desenvolvimento da hidrólise, acidogênese e acetogênese, e nesta pode ser observada a redução do pH do lixiviado, além da solubilização e lixiviação de metais pesados e nutrientes, com conseqüente elevação da DBO do lixiviado.
- Fermentação metanogênica: etapa na qual os compostos ácidos são consumidos para geração do biogás e o pH do lixiviado se eleva, com redução da carga orgânica e inorgânica no mesmo.
- Maturação: etapa que se inicia quando a matéria orgânica antes disponível tenha sido convertida a CH_4 e CO_2 , decaindo a taxa de emissões aéreas e prevalecendo a presença de ácido húmico e fúlvico no lixiviado.

Por ser a digestão anaeróbia o processo de bioestabilização predominante em aterros sanitários, o biogás gerado neste contexto é comumente chamado de gás do lixo (GDL). O GDL tem, praticamente, as mesmas propriedades do biogás produzido em reatores biológicos. Em percentual molar, sua composição é dada por: 40% – 55% de metano, 35% – 50% de dióxido de carbono, e 0% – 20% de nitrogênio, além de gases traço como hidrogênio, sulfeto de hidrogênio e hidrocarbonetos (OLIVEIRA et al., 2006; WILLIAMS, 2005). O poder calorífico do biogás varia de $14,9 \text{ MJ/m}^3$ a $20,5 \text{ MJ/m}^3$ (OLIVEIRA et al., 2006).

A geração de energia a partir do biogás tem a vantagem de reduzir as emissões de metano decorrentes da digestão anaeróbia da fração úmida presente nos RSU. O metano tem um potencial de aquecimento global 25 vezes maior que o dióxido de carbono (INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGES, 2006).

Para Leite et al. (2003) e Vandevivere, de Baere e Verstraete (2002)¹⁸ apud Califórnia Environmental Protection Agency (2008), com base em outros autores, dentre os principais tipos de reatores biológicos disponíveis para digestão anaeróbia de RSU, destacam-se os sistemas contínuos de um e de dois estágios e os de batelada de um e de dois estágios. Dependendo da concentração de ST, os sistemas contínuos podem ainda ser divididos em úmidos (baixo teor de sólidos totais ou $ST < 15\%$) e secos (médio e alto teor de sólidos totais ou $ST > 15 - 20\%$).

Os sistemas contínuos de um estágio são os que comportam as etapas acidogênicas e metanogênicas no mesmo reator. Seu projeto é simplificado, exigindo baixo investimento e apresentando menos falhas técnicas.

Sistemas contínuos de dois estágios são compostos por dois reatores. No primeiro predomina a hidrólise e a acidogênese e no segundo, a acetogênese e a metanogênese. Esta divisão visa à intensificação da fase metanogênica, em razão das melhores condições de pH conseguidas pela separação entre as fases, o que potencializa a ação dos microrganismos. Tem como vantagem o fato de serem flexíveis à heterogeneidade dos resíduos, à alimentação descontínua e ao excesso de substâncias inibidoras, embora sejam mais complexos e caros. São ideais para degradação de substratos complexos contendo celulose e lignina.

Os sistemas em batelada são aqueles em que a carga de resíduos é alimentada no reator em campanhas. Assim, o reator é preenchido em sua totalidade e descarregado após estabilização da matéria orgânica para iniciar, em seguida, nova campanha, com recirculação do lixiviado gerado. São características deste sistema a simplicidade de projeto e a facilidade de controle do processo, além do baixo custo de investimento. Estes sistemas observam a geração de metano entre 50 e 100 vezes maior do que em um aterro sanitário, pois a recirculação de lixiviado permite a dispersão de inóculo, nutrientes e ácidos, além do fato de que sistemas em batelada atingem temperaturas mais elevadas quando comparados ao aterro. Podem ser desenvolvidos em um estágio ou em estágios sequenciais, com recirculação de lixiviado entre reatores com diferentes estágios de degradação (do mais avançado para o menos avançado). Também podem ser combinados com reatores UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*), onde ocorre o tratamento do lixiviado, retornando-o ao reator em batelada.

¹⁸ VANDEVIVERE, P.; DE BAERE, L.; VERSTRAETE, W. Types of anaerobic digesters for solid wastes. In: MATA-ALVAREZ, J. **Biomethanization of the Organic Fraction of Municipal Solid Waste**. Barcelona: IWA Publishing, 2002. Chapter 5, p. 111 – 140.

A Tabela 6 traz uma sistematização das principais tecnologias comerciais empregadas na digestão anaeróbia, as quais são aplicáveis para médias e grandes escalas de geração de RSU.

Leite, Mahler e Brito Filho (2005) realizaram uma estimativa do potencial de recuperação de metano em aterros sanitários entre 2005 e 2012, a partir da geração de RSU em nível nacional. Os pressupostos metodológicos consideraram, entre outros, a geração de metano proveniente da disposição de RSU a partir de 1991 (período para o qual a disposição de RSU estaria apresentando alguma taxa de produção de metano em 2005), a geração de RSU de $130 \times 10^3 \text{ t.dia}^{-1}$, percentual de 50% de matéria orgânica nos RSU, disposição final somente em aterros sanitários e taxa de 50% para a recuperação do metano (perdas por emissões fugitivas). Dessa forma, os autores encontraram um potencial de recuperação de metano de $6,7 \times 10^9 \text{ m}^3$ ao longo dos 7 anos considerados, o que geraria uma receita de, aproximadamente, US\$ 500 milhões no período, mediante comercialização de redução certificadas de emissões de GEE.

Tabela 6. Plantas instaladas, capacidade de alimentação, estágios, concentração de sólidos totais, temperatura de operação e produção de biogás das principais tecnologias comerciais empregadas na digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos.

TECNOLOGIA	PLANTAS INSTALADAS	CAPACIDADE DE ALIMENTAÇÃO (10^3 t.ano^{-1})	ESTÁGIOS		ST - CONCENT.		TEMPERATURA DE OPERAÇÃO		PROD. BIOGÁS ($\text{Nm}^3 \cdot \text{tSV}^{-1}$)
			1	2	< 20%	> 20%	35°C	55°C	
AAT	8	3 – 55	x		x		x		–
ArrowBio	4	90 – 180		x	x		x		–
BTA	3	1 – 150	x	x	x		x	x	80 – 120
Biocel	1	35	x			x	x		–
Biopercolat	1	100		x		x	x		–
Biostab	13	10 – 90	x		x			x	–
DBA-Wabio	4	6 – 60	x		x		x		
DRANCO	17	3 – 120	x			x		x	100 – 200
Entec	2	40 – 150	x		x		x		–
Haase	4	50 – 200		x	x		x	x	–
Kompogas	38	1 – 110	x			x		x	130
Linde-KCA/BRV	8	15 – 150	x	x	x	x	x	x	100
Preseco	2	24 – 30							–
Schwarting-Uhde	3	25 – 87,6		x	x			x	–
Valorga	22	10 – 270	x			x	x	x	80 – 160
Waasa	10	3 – 230	x		x		x	x	100 – 150

Fonte: California Environmental Protection Agency (2008) e Reichert (2005).

A geração de GDL em aterros sanitários pode variar de 0,05 a 0,40 m³.kg⁻¹ de RSU, dependendo das características dos resíduos, da forma construtiva do aterro, das condições climáticas (temperatura e pluviosidade) e da “idade” dos resíduos já depositados (LEITE; MAHLER; BRITO FILHO, 2005).

O sistema de coleta de GDL em aterros sanitários possui 4 componentes básicos: poços de coleta e tubos condutores, sistema de tratamento, compressor e *flare*, para queima do excesso de gás ou para uso durante os períodos de manutenção do sistema (OLIVEIRA et al., 2006).

A coleta de gás começa no fechamento de uma célula. Por meio de poços verticais (mais utilizados) ou de trincheiras horizontais (mais apropriadas para aterros sanitários profundos e áreas de aterro ativas) o GDL é levado por tubulação lateral até um coletor principal, que devem ser projetados para remoção do condensado (parte do biogás que se resfria durante o transporte).

Após a coleta e antes do GDL ser empregado no processo de conversão de energia, este deve ser tratado para remoção de algum condensado não coletado nos tanques de captura, assim como particulados e outras impurezas. As necessidades de tratamento dependem da aplicação de uso final: o uso direto do gás em caldeiras requer um tratamento mínimo; para introdução em gasodutos é necessário tratamento extensivo para remoção de CO₂; as aplicações em geração de energia exigem filtrações em série para remover impurezas que podem danificar os componentes do motor ou turbina, além de reduzirem a eficiência do sistema.

É necessário um compressor para puxar o gás dos poços de coleta, que também pode ser indispensável para comprimir o gás antes de entrar no sistema de recuperação energética. O tamanho, tipo e número de compressores dependerão da taxa do fluxo de gás e do nível desejado de compressão que é determinado tipicamente pelo equipamento de conversão energética.

Um *flare* é um dispositivo simples para ignição e queima do GDL. Os projetos de *flare* incluem *flares* abertos (ou vela) ou enclausurados. *Flares* enclausurados são mais caros, mas podem ser preferíveis (ou requeridos), pois proporcionam testes de concentração, desenvolvem eficiências de combustão ligeiramente mais altas e reduzem incômodos de ruído e luminosidade.

Leite et al. (2003) entende que a elevada concentração de matéria orgânica em meio aos RSU e os flagrantes índices de disposição irregular dos mesmos em meio a lixões, associados à patente contribuição que os tratamentos – aeróbio ou anaeróbio – conseguem em termos de

racionalização da coleta (se retirada da fração orgânica, o aproveitamento de recicláveis se torna menos oneroso), de aproveitamento contínuo da fração orgânica (não havendo necessidade de dispor de dispositivos intermediários para armazenamento), de redução da poluição do solo, da água e do ar, com possibilidade real de aproveitamento de subprodutos nos setores agrícolas, industrial e residencial, tornam recomendável que se priorizem, em primeira mão, o tratamento da matéria orgânica biodegradável presente nos RSU.

Na digestão anaeróbia em reatores biológicos, diferentemente do aterro, todo o biogás gerado pode ser coletado e a estabilização dos resíduos ocorre em algumas semanas. Todavia, esta estabilização não é completa e não elimina os microrganismos patogênicos, mas o produto resultante da digestão anaeróbia pode ser curado por compostagem e utilizado como fertilizante orgânico (CASSINI; VAZOLLER; PINTO, 2003; REICHERT, 2005).

Apesar do balanço energético favorável, apresentando elevada produção de metano, o emprego da digestão anaeróbia para RSU ainda não constitui prática bem difundida quando comparada aos métodos de compostagem, que demandam tempo reduzido para atingir a estabilização da matéria orgânica e são tecnicamente mais simples (CASSINI; VAZOLLER; PINTO, 2003).

O maior uso do GDL é como combustível para a geração de energia, com a venda da eletricidade para um consumidor próximo. A co-geração de eletricidade e energia térmica (vapor) a partir do GDL pode ser uma alternativa mais interessante, pois a eficiência da geração elétrica isolada varia de 20% a 50% e com a co-geração obtêm-se eficiências mais altas pela disponibilização do vapor resultante, com um segundo rendimento para o processo (OLIVEIRA et al., 2006).

O biogás pode ser convertido em energia útil de várias maneiras, incluindo o uso como combustível para motores de combustão interna ou para turbinas para geração de energia, e o uso direto do gás como combustível para queima em fogões ou caldeiras, conforme Tabela 7. É importante notar que cada uso exige necessidades específicas e oferece diferentes possibilidades de co-geração e de eficiência energética.

2.3.3.2 TRATAMENTO TÉRMICO

Os principais processos de tratamento térmico de RSU são os processos de incineração ou de decomposição térmica. A incineração de RSU é um processo de oxidação térmica que ocorre

em temperaturas superiores a 800°C, com ar em excesso, e observa a geração de calor, vapor de água, nitrogênio, dióxido de carbono, oxigênio, além de material particulado. Dependendo dos elementos presentes nos RSU, podem ser gerados ácido clorídrico e fluorídrico, óxidos de nitrogênio, dióxido de enxofre, dioxinas e furanos, bifenilas policloradas e metais pesados (WILLIAMS, 2005; USHIMA; SANTOS, 2010).

Tabela 7. Diferenças entre tamanho do projeto, necessidade de biogás, custos (investimento e manutenção), eficiência energética, potencial de co-geração e vantagens entre diferentes sistemas de geração e energia elétrica a partir do biogás.

	Motores de combustão interna	Turbinas de combustão	Turbinas com utilização de vapor
Tamanho típico do Projeto (MW)	> 1	> 3	> 8
Necessidade de biogás (m³.dia⁻¹)	> 17,7	> 56,6	> 141,9
Custos de capital (10³ US\$.kW⁻¹)	1,0 – 1,3	1,2 – 1,7	2 – 2,5
Custos de operação e manutenção (US\$.kWh⁻¹)	1,8	1,3 – 1,6	1,0 – 2,0
Eficiência energética	25 – 35	20 – 28	20 – 31
Potencial de co-geração	Baixo	Médio	Alto
Vantagens	Baixo custo, alta eficiência, tecnologia conhecida	Resistente à corrosão, baixo custo de operação e manutenção, pequeno espaço físico, baixa emissão de NO _x	Resistente à corrosão, facilidade de controle da composição e do fluxo de gás

Fonte: United States Environmental Protection Agency (1996).

Os processos comumente empregados na decomposição térmica são pirólise, gaseificação e liquefação. Ocorrem em temperaturas próximas a 600°C, na presença de ar sub-estequiométrico, resultando em combustíveis sólidos, líquidos e gasosos (USHIMA; SANTOS, 2010). Estes processos, juntamente com a tecnologia do plasma, são experimentais em termos de tratamento de RSU (FURLAN, 2007; USHIMA; SANTOS, 2010) e não serão considerados nesta pesquisa.

A incineração pode ser aplicada a uma larga gama de resíduos, mas, historicamente, incineradores foram considerados fontes de emissão de poluição atmosférica. Ainda hoje este processo de tratamento de RSU sofre de resistência pública para implantação, mesmo com grandes restrições às emissões exigidas pelas legislações. Atualmente, a incineração compreende um eficiente sistema de combustão para geração de energia, dotado de tecnologia adequada para limpeza dos gases de exaustão e capaz de reduzir os resíduos a um produto inerte, com minimização de poluição (WILLIAMS, 2005).

São elementos combustíveis presentes nos RSU papéis, plásticos, resíduos vegetais (sobras de alimentos, podas e resíduos de madeira), borrachas, tecidos e espumas (WILLIAMS, 2005). Esta tecnologia é largamente empregada para o tratamento de RSU na Europa, EUA e Japão, mas não encontra condições adequadas no modelo de gerenciamento brasileiro (USHIMA; SANTOS, 2010).

De acordo com Ushima e Santos (2010) e Williams (2005), os principais incineradores empregados para RSU são os de combustão em grelha, em câmaras múltiplas e em leito fluidizado. Estes diferem na tecnologia empregada para a decomposição térmica, implicando em diferentes capacidades de operação, necessidades de alimentação de resíduos e tempo de residência na câmara de combustão. No entanto, os 3 estágios da incineração são comuns, bem como os sistemas de recuperação energética e limpeza dos gases de exaustão. No primeiro estágio, os resíduos sofrem decomposição térmica entre 425 e 550°C, volatilizando compostos orgânicos, posteriormente incinerados em temperaturas que podem chegar a 1600°C (segundo estágio). Os gases de exaustão passam por trocadores de calor, aquecendo a água para geração de vapor. A fração não volatilizada segue no processo de combustão, dando origem às cinzas de fundo, em um processo que leva de 30 a 60 min (terceiro estágio).

O processo de incineração gera, como resíduos, cinzas de fundo, cinzas volantes (material particulado), lama de sistemas de tratamento de efluentes, óxidos de enxofre, óxidos de nitrogênio, compostos orgânicos tóxicos, metais pesados, gases ácidos e compostos de cloro (USHIMA; SANTOS, 2010).

De acordo com Williams (2005), os sistemas de limpeza dos gases representam os maiores requisitos em termos de custos, espaço físico e sofisticação tecnológica de um incinerador para atender aos limites de emissões. Incineradores de RSU típicos produzem entre 4500 e 6000 m³ de gases de exaustão por tonelada incinerada. Dessa forma, o emprego de pré-coletores (ciclones, para precipitação de material particulado grosseiro), precipitadores eletrostáticos e filtros (deposição de material particulado fino), sistemas de lavagem de gases (neutralização de gases ácidos e deposição de metais pesados e material particulado pela passagem dos gases de exaustão por filmes ou *sprays* de soluções alcalinas), carvão ativado (adsorção de dioxinas, furanos e mercúrio) e amônia (remoção de óxidos de nitrogênio) se fazem necessários.

A tecnologia atualmente disponível para recuperação energética em projetos de incineradores prevê a geração de até 0,95 kWh.t⁻¹ processada, sendo que a grande maioria dos sistemas

instalados gera de 0,4 a 0,95 kWh.t⁻¹ (MENEZES; GERLACH; MENEZES, 2000). Naturalmente, estes valores são tanto maiores quanto melhores forem as tecnologias empregadas para recuperação energética e melhor for o poder calorífico dos RSU. Segundo Henriques (2004), a planta piloto de incineração do projeto USINAVERDE atingiu a geração de 2,66 MWh.t⁻¹ de RSU desidratados. Para o RSU bruto (anterior à desidratação), a energia gerada foi de apenas 0,7 MWh.t⁻¹, o que evidencia o papel preponderante da umidade na redução do potencial de geração de energia em processos de incineração.

Williams (2005) estabelece, como valor típico para o poder calorífico dos RSU, 9000 J.kg⁻¹. Salienta-se que os RSU não têm uma composição homogênea, portanto, a redução de frações de elevado poder calorífico, tais como papéis e plásticos, além da observação de teores de umidade elevados, vão reduzir significativamente o potencial energético dos RSU em sistemas de incineração.

Na hierarquia do gerenciamento de resíduos, a incineração vem após a recuperação material e antes da disposição final, portanto, é preferível ao aterro e à geração de GDL. No entanto, existem fatores favoráveis e desfavoráveis à escolha por esta opção.

Brunner (2002) e Williams (2005) apresentam as seguintes vantagens da incineração sobre o aterro sanitário: possibilidade de ser localizada nas proximidades dos centros geradores; redução instantânea dos resíduos a cinzas biologicamente estáveis, com 10% do volume e 30% do peso iniciais; ausência da geração de metano; os gases de exaustão podem ser tratados, garantindo a minimização da emissão de poluentes; geração, com baixo custo, de energia elétrica, vapor para indústrias ou aquecimento de água residencial, contribuindo para a preservação de combustíveis fósseis; alguns elementos podem ser recuperados a partir das cinzas de fundo (metais ferrosos e não ferrosos) ou esta pode ser empregada na composição de agregado na construção civil; é considerada como melhor prática ambiental para muitos resíduos, como os altamente inflamáveis, voláteis, tóxicos e infectantes.

Todavia, os autores também observam, como desvantagens da incineração, os elevados investimentos necessários, a exigência de mão de obra qualificada, o fato de que alguns resíduos não podem ser incinerados (inertes), a exigência de emprego de combustíveis auxiliares para iniciar e/ou manter o processo, a baixa flexibilidade a outras formas de tratamento (intensivo em investimento), a sensibilidade a variações no poder calorífico dos resíduos e a rejeição de determinados setores da sociedade.

2.3.4 DISPOSIÇÃO FINAL

De acordo com Consoni et al. (2010), são conhecidas quatro formas de disposição final de RSU: lixão, aterro controlado, aterro em valas e aterro sanitário. Considerado inadequado, o lixão é o local utilizado para descarga sistemática de resíduos no solo sem observação de medidas de controle ambiental ou sanitário, acarretando problemas, tais como: proliferação de vetores de doenças, geração de maus odores, poluição de mananciais subterrâneos e superficiais pela infiltração de chorume¹⁹, emissão de metano, presença de pessoas ou animais e ausência de controle da disposição de resíduos, persistindo o descarte de resíduos do serviço de saúde e de resíduos industriais.

O aterro controlado visa à minimização dos impactos da disposição dos RSU no solo, pois busca confiná-los em uma área, reduzindo a dispersão da poluição decorrente, e executar a cobertura dos resíduos no final de cada jornada. Todavia, em geral, não apresenta impermeabilização de base para interceptação do percolado, tampouco sistemas de controle de emissões de metano junto ao biogás.

O aterro em valas é destinado aos contextos de geração inferiores a 10 t.dia⁻¹, onde não se viabiliza a operação de células teóricas em rampa²⁰ (tradicional no aterro sanitário). Por meio da escavação de uma vala no solo e abertura de uma de suas faces para entrada de resíduos, o operador deposita os resíduos na face livre oposta à entrada, os compacta (podendo ser de forma manual) e cobre com o solo retirado para escavação da vala.

O aterro sanitário é um biodigestor de estrutura encapsulada, projetado sob normas de engenharia de forma a confinar os resíduos à menor área e ao menor volume possíveis, favorecer a digestão anaeróbia da fração orgânica, com conseqüente estabilização entre camadas isolantes de material compactado, e atenuar as características nocivas dos resíduos mediante controle da poluição, podendo ser empregado para disposição final de uma larga

¹⁹ De acordo com a Norma Brasileira Registrada ABNT NBR 8419 (1992) e Bidone e Povinelli (1999), chorume, lixiviado e percolado são diferentes entre si. Chorume é o líquido de cor escura, mau cheiro e elevada DBO (demanda bioquímica de oxigênio), resultante da decomposição de substâncias contidas nos RSU. O lixiviado resulta do deslocamento ou arraste, por meio líquido, de certas substâncias contidas nos RSU, através da infiltração das precipitações no maciço de resíduos confinados no solo. Já o percolado é o líquido que passou através de um meio poroso, podendo ser o chorume, a precipitação ou o lixiviado infiltrando-se pelo maciço de resíduos. Por ser comum a literatura, trataremos por lixiviado o líquido que percola o aterro sanitário, resultante da lixiviação do chorume pela água da chuva infiltrada no maciço de resíduos.

²⁰ Cálculo que leva em consideração a densidade dos resíduos compactados, a quantidade de resíduos gerada diariamente, além dos dados geométricos de talude, frente de operação, altura e área de cobertura (CONSONI et al., 2010).

gama de resíduos (MONTEIRO et al, 2001; CONSONI et al., 2010; ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1992).

De acordo com a NBR ABNT 8419 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1992), no projeto de aterros sanitários devem constar informações referentes: aos resíduos a serem dispostos (origem, qualidade e quantidade diária e mensal, frequência e horário de recebimento, características dos equipamentos de transporte e massa específica dos resíduos); à caracterização do local destinado ao aterro sanitário (zoneamento ambiental, zoneamento urbano, acessos, vizinhança, economia de transporte, titulação da área escolhida, economia operacional, infra-estrutura urbana e bacia e sub-bacia hidrográfica de localização); à caracterização geológica e geotécnica da área de disposição (litologia, estruturas, perfil, espessura do solo, granulometria, homogeneidade e permeabilidade, posição e dinâmica do lençol freático, qualidade e importância econômica das águas subterrâneas, importância do terreno em termos de recarga de água subterrânea e riscos de ruptura ou erosão acentuada do terreno de fundação e/ou dos terrenos adjacentes); à caracterização climatológica (valores mensais correspondentes à precipitação e evapotranspiração); caracterização e uso de água e solo nas imediações do aterro (usos dos corpos de água próximos, bem como dos poços e outras coleções hídricas); sistema de drenagem superficial do escoamento para a área do aterro sanitário, bem como da precipitação sobre o mesmo); sistema de drenagem e remoção do percolato (estimativa da quantidade de percolato a drenar e remover, dimensões e capacidade do sistema de coleta, materiais utilizados e detalhamento do sistema); sistema de tratamento do percolato (estimativa da quantidade de percolato a tratar, processo utilizado, sequência de operações e tipos de tratamento); impermeabilização inferior e/ou superior (tipo de impermeabilização adotado e materiais empregados); sistema de drenagem de gás (dimensões e disposição de seus elementos e materiais utilizados); operação do aterro sanitário (acessos e isolamento da área do aterro, preparo do local de disposição, controle da origem, quantidade, horário de disposição, métodos de operação, equipamentos e espessuras das camadas de resíduos e cobertura, além dos taludes formados); empréstimo de material para cobertura; monitoramento dos sistemas de proteção ambiental e controle de recalque; plano de encerramento do aterro e cuidados posteriores; e uso futuro da área.

Segundo van Elk (2007), os sistemas de drenagem do escoamento superficial das precipitações sobre o aterro têm a função de evitar a entrada de água no maciço de resíduos, evitando o aumento no volume de percolato e a instabilidade do maciço. Os sistemas de impermeabilização de fundo visam à impermeabilização da fundação e das laterais do aterro,

protegendo e impedindo a percolação do lixiviado no subsolo e águas subterrâneas existentes, através de camadas de fundo e laterais, sendo ou de argila compactada, com permeabilidade inferior a $10^{-7} \text{ cm.s}^{-1}$, ou geomembranas de polietileno de alta densidade, com espessura mínima de 1 mm. O sistema de drenagem do percolado é constituído de uma rede de drenos internos – geralmente tubos perfurados preenchidos com brita, com conformação similar a uma “espinha de peixe” e localizados acima da camada impermeabilizante inferior – que conduzem o percolado para os sistemas de tratamento. O sistema de drenagem do biogás evita que o mesmo escape através dos meios porosos do subsolo e atinjam fossas, esgotos e até edificações, sendo composto, na maioria dos casos, por colunas de tubos perfurados de concreto armado, envoltos por uma camada de brita ou rachão fixada à coluna de tubos por tela metálica.

O sistema de tratamento do percolado, pela elevada carga de contaminantes que apresenta e pelas exigências da legislação ambiental no atendimento aos padrões de lançamento de águas residuárias estabelecidos, em geral, é constituído por uma combinação de diferentes métodos de tratamento de águas residuárias. Os mais usuais são: tratamentos biológicos aeróbios ou anaeróbios (lodos ativados, lagoas, filtros biológicos), tratamentos por processos físico-químicos (diluição, filtração, coagulação, floculação, precipitação, sedimentação, adsorção, troca iônica, oxidação química) e nanofiltração. O lixiviado pode ser recirculado para o interior da massa de resíduos, com o objetivo de manter o grau de umidade necessário ao processo de decomposição dos resíduos orgânicos, ou, ainda, pode ser encaminhado para Estações de Tratamento de Esgoto (ETE), desde que estas suportem a carga adicional submetida (VAN ELK, 2007).

As coberturas intermediária e final tem a função de eliminar a proliferação de vetores, diminuir a taxa de formação de lixiviados, reduzir a exalação de odores e impedir a saída descontrolada do biogás. A cobertura diária é realizada ao final de cada jornada de trabalho. A cobertura final também favorece a recuperação final da área e o crescimento de vegetação, podendo ser de diferentes tipos: camada homogênea de argila (mais comum no Brasil), ou mistura de argila e material granulado, argila com diferentes geossintéticos, solos orgânicos, lamas e lodos de estação de tratamentos de água e esgotos, entre outros. A vegetação é um elemento que deve sempre estar associado à superfície das camadas, para evitar problemas de erosão e contração do solo (VAN ELK, 2007).

No aterro sanitário, os produtos da digestão anaeróbia são coletados e tratados, destacando-se principalmente, na ausência de sistema de recuperação energética do biogás, a combustão do

metano para conversão a dióxido de carbono na saída dos dutos de coleta e a impermeabilização da base para coleta de lixiviado.

O lixiviado é composto principalmente de ácidos graxos voláteis, nutrientes (principalmente nitrogênio amoniacal – NH_4^+), metais pesados e poluentes orgânicos tóxicos e persistentes (GOMES et al., 2006). Sua formação depende de fatores climáticos (chuvas), geofísicos (infiltração de água no solo), operacionais e de gerenciamento de RSU (pré-tratamento dos resíduos, compactação, vegetação, cobertura, co-disposição de resíduos líquidos, entre outros), além das características dos resíduos (tamanho da partícula, permeabilidade, densidade e conteúdo de umidade) e dos processos internos ao aterro sanitário (taxa de disposição dos resíduos, decomposição da matéria orgânica e emissões aéreas) (EL-FADEL et al, 2002).

As características físicas, químicas e biológicas dependem das frações de RSU aterradas, do grau de decomposição, de fatores climáticos e da estação do ano, da idade do aterro, da profundidade dos resíduos aterrados, do tipo de operação do aterro, entre outros, variando consideravelmente entre diferentes aterros. Os parâmetros comumente utilizados na caracterização do lixiviado são carbono orgânico total (COT), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), pH, nitrogênio total e amoniacal, teor de sólidos, ácidos orgânicos voláteis, cloretos e metais pesados (GOMES et al., 2006). A evolução de alguns parâmetros do lixiviado, conforme a idade do aterro, pode ser vista na Tabela 8.

Apesar de ser a técnica mais antiga para tratamento dos resíduos e a mais utilizada ainda hoje em muitos países, a União Européia já adota, como meta, a redução de 65% das remessas de resíduos sólidos biodegradáveis para aterros sanitários, considerando os níveis observados em 1995, até 2016 (WILLIAMS, 2005).

Convém lembrar que os métodos de tratamento não são alternativas mutuamente excludentes, pois é possível (e desejável) que se empreguem os métodos mais adequados de acordo com as frações dos RSU. No entanto, todo método de tratamento está sujeito à geração de rejeitos, os quais não prescindem de disposição final.

Tabela 8. Concentrações de alguns parâmetros no lixiviado de acordo com diferentes idades do aterro sanitário.

PARÂMETRO (mg.l ⁻¹)	IDADE DO ATERRO			
	0 – 5 anos	5 – 10 anos	10 – 20 anos	>20 anos
DBO	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 dissolvidos	10.000 – 25.000	5.000 – 10.000	2.000 – 5.000	<1.000
pH	3 – 6	6 – 7	7 – 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
Magnésio e ferro	500 – 1.500	500 – 1.000	100 – 500	<100
Zinco	100 – 200	50 – 100	10 – 50	<10
Cloretos	1.000 – 3.000	500 – 2.000	100 – 500	<100
Sulfatos	500 – 2.000	200 – 1.000	50 – 200	<50
Fósforo	100 – 300	10 – 100	–	<10

Fonte: El Fadel et al. (2002).

2.3.5 PANORAMA DO GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Há uma tendência, nos países desenvolvidos, em reduzir as remessas de RSU para aterros sanitário enquanto se viabilizam as estratégias de redução dos resíduos na fonte, bem como a recuperação material e energética (WILLIAMS, 2005). As Tabelas 9 e 10 e as Figuras 2 e 3 ilustram esta tendência, onde se pode observar, ao longo dos anos, como o aterro sanitário vem perdendo espaço para processo de recuperação material ou energética nos EUA e na Europa.

Tabela 9. Evolução da reciclagem, compostagem, incineração e disposição final de RSU nos EUA. Período de 1960 a 2009. Contém os dados populacionais de cada período.

	ANO								
	1960	1970	1980	1990	2000	2005	2007	2008	2009
População [10⁶ hab.]	179,98	203,98	227,25	249,91	281,42	296,41	301,62	304,06	307,01
Reciclagem [Mt]	5,09	7,28	13,17	26,34	48,09	53,81	57,23	56,02	55,58
Compostagem* [Mt]	0,00	0,00	0,00	3,81	14,92	18,64	19,69	20,05	18,82
Incineração com recuperação energética** [Mt]	0,00	0,36	2,45	26,94	30,60	28,69	29,00	28,62	26,32
Disposição em aterros Sanitários*** [Mt]	74,85	102,19	121,94	131,84	126,42	127,82	125,38	123,03	119,68
TOTAL	259,92	313,80	364,82	438,85	501,45	525,37	532,93	531,78	527,42

Valores calculados com base no fator de conversão: 1 tonelada curta = 907,18474 kg.

* Inclui podas, sobras de alimentos e outros resíduos orgânicos. Não inclui compostagem residencial.

** Inclui incineração de resíduos em estado bruto e de combustíveis derivados de resíduos (CDR).

*** Inclui parcela de resíduos incinerada sem recuperação energética.

Fonte: adaptado de United States Environmental Protection Agency (2010).

Tabela 10. Evolução da reciclagem, compostagem, incineração e disposição final de RSU na União Européia (considerando 27 países). Período de 1960 a 2009. Contém os dados populacionais de cada período.

	ANO								
	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009
População [10⁶ hab.]	483,80	484,64	486,65	488,80	491,15	493,23	495,27	497,65	499,70
Reciclagem [Mt]	40,12	46,26	47,47	48,47	51,49	53,98	58,02	58,35	50,97
Compostagem [Mt]	28,33	31,66	33,74	36,19	38,47	40,44	42,69	42,60	44,97
Incineração [Mt]	39,46	41,06	41,14	43,37	46,93	48,89	49,39	50,29	50,97
Disposição Final [Mt]	134,57	130,75	124,08	117,25	108,53	108,39	104,95	101,48	95,94
Outros [Mt]	9,85	5,91	4,41	5,96	8,43	6,20	4,91	6,21	4,50
Total [Mt]	252,33	255,63	250,85	251,24	253,84	257,91	259,96	258,93	247,35

Fonte: Eurostat (2011).

Figura 2a. Proporção da participação das diferentes destinações finais de RSU nos EUA entre 1960 e 2009. Fonte: United States Environmental Protection Agency (2010)

Figura 2b. Proporção da participação das diferentes destinações finais de RSU na União Européia entre 2001 e 2009. Fonte: Eurostat (2011).

Embora a tendência à hierarquia do gerenciamento de resíduos nos países desenvolvidos, o Brasil ainda trabalha para solucionar a destinação final inadequada e seus decorrentes problemas socioambientais, bem como para equacionar a problemática da informalidade na cadeia produtiva da reciclagem. O panorama nacional de gerenciamento de RSU pode ser visto na Tabela 11.

Enquanto no Brasil os processos de compostagem atingem percentuais inexpressivos diante do volume de resíduos orgânicos produzidos diariamente – segundo dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatísticas (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2002), a compostagem é responsável pelo tratamento de 6.500 t.dia⁻¹ –, nos EUA, somente a compostagem residencial é responsável pelo tratamento de,

aproximadamente, 50 mil t.dia⁻¹ de resíduos orgânicos (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2009).

Tabela 11. Disposição final de RSU, coleta seletiva de recicláveis, custos do serviço de limpeza urbana, geração de empregos e reciclagem no contexto brasileiro.

Disposição final de RSU		t.ano ⁻¹	porcentagem
	Lixão	31.101	19%
	Aterro controlado	38.459	24%
	Aterro sanitário	91.524	57%
	TOTAL	161.084	100%
Coleta seletiva de recicláveis		Qtd.	porcentagem
	Municípios com coleta seletiva	3.152	57%
	Municípios sem coleta seletiva	2.413	43%
	TOTAL	5.565	100%
Custos do serviço de limpeza urbana		Milhões R\$.ano ⁻¹	R\$.hab ⁻¹ .mês ⁻¹
	Custos de coleta de RSU	6.496	3,41
	Demais custos	11.154	5,86
	CUSTO TOTAL	17.650	9,27
Empregos diretos gerados pelo setor de limpeza urbana		Empregos	
	Empregos privados	160.472	
	Empregos públicos	123.262	
	TOTAL	283.734	
Reciclagem		Porcentagem em relação ao consumo	
	Papel	22,2%	
	Plástico	19,4%	
	Vidro	47%	
	Alumínio (embalagens)	91,5%	

Fonte: Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (2009).

A Tabela 12 traz uma sistematização dos principais custos de processo de gerenciamento de RSU. Exceto pela incineração, os demais processos de tratamento de resíduos podem ser mais atraentes em termos de custos se comparados à disposição final, sem considerar as possibilidades de receitas da recuperação material/energética, além dos benefícios ambientais.

Complementando a informação anterior sobre o valor comercial do composto produzido a partir de RSU (item 2.3.2.3 COMPOSTAGEM), a Tabela 13 traz os valores obtidos na comercialização de recicláveis em 3 municípios do Estado de São Paulo, reforçando os benefícios econômicos da recuperação material de recicláveis.

2.4 MÉTODOS MULTICRITÉRIO DE APOIO À DECISÃO

Freqüentemente em nossas vidas nos deparamos com problemas complexos, exigindo que sejam contemplados, conjuntamente, diversos critérios para escolha entre possíveis alternativas. Os problemas complexos, em geral, têm como características a presença de

critérios conflitantes ou critérios não quantificáveis, um grande número de pessoas e objetivos envolvidos na decisão, além do fato de que alternativas, critérios e as consequências da decisão não estejam bem definidos (GOMES; GOMES; ALMEIDA, 2009).

Tabela 12. Custos de investimento e operacionais de opções em coleta e tratamento de RSU.

	CUSTOS DE INVESTIMENTO (mil US\$)	CUSTOS OPERACIONAIS (US\$)
Coleta regular	100 – 140 por caminhão	60 – 80 por tonelada
Coleta seletiva	120 – 140 por caminhão	50 – 70 por tonelada
Centrais de Triagem	10 – 20 por tonelada de capacidade diária (sistemas manuais)	20 – 40 por tonelada (sistemas manuais)
	20 – 40 por tonelada de capacidade diária (sistemas altamente mecanizados)	30 – 60 por tonelada (sistemas altamente mecanizados)
Compostagem	10 – 20 por tonelada de capacidade diária (separação na fonte)	20 – 40 por tonelada
	25 – 50 por tonelada de capacidade diária (sem separação na fonte)	30 – 50 por tonelada
Produção de CDR	20 – 30 por tonelada de capacidade diária	20 – 40 por tonelada
Incineração (com recuperação energética)	80 – 120 por tonelada de capacidade diária	40 – 80 por tonelada
Aterro Sanitário	25 – 40 por tonelada de capacidade diária	10 – 120 por tonelada

Fonte: Tchobanoglous, Kreith e Williams (2002).

Tabela 13. Preço do material reciclável no Estado de São Paulo. Dados para os municípios de Bauru, Guarujá e São Bernardo do Campo. Valores em R\$.tonelada⁻¹.

	FRAÇÃO RECICLÁVEL									
	Papelão	Papel Branco	Latas de Aço	Alumínio	Vidro Incolor	Vidro Colorido	Plástico Rígido	PET	Plástico Filme	Longa Vida
Bauru	400PL	360L	250L	2100PL	120L	120L	700L	1200PL	800PL	180PL
Guarujá	260PL	280L	150L	2400L	70	50	1400L	1200PL	700PL	160PL
S. B. do Campo	490PL	530PL	250PL	2600PL	120	80	950P	1500P	600P	250P

P = Prensado. L = Limpo. C = Cacos. Fonte: Compromisso Empresarial para Reciclagem (2011b).

Até a primeira metade do século XX, as decisões consideradas aleatórias eram tomadas com base na esperança matemática, apresentando resultados, por vezes, inaceitáveis. A partir da década de 1950, com a experiência adquirida pelas Forças Aliadas na solução de problemas de logística, tática e estratégia durante a Segunda Guerra Mundial, surgiu a Pesquisa Operacional. Este ramo da ciência, absorvido pela iniciativa privada após a Segunda Guerra, passou a ser dedicado à formulação matemática visando à otimização na solução de problemas de alocação de recursos, minimização de custos, definição de percursos, entre outros, auxiliando decisores no processo de tomada de decisão (GOMES; GOMES; ALMEIDA, 2009; SOCIEDADE BRASILEIRA DE PESQUISA OPERACIONAL, 2011).

Posteriormente, a década de 1970 observou o surgimento das primeiras metodologias voltadas à solução de problemas discretos de decisão considerando múltiplos critérios (multicritérios)

ou múltiplos objetivos (multiobjetivos). Dessa forma, a tomada de decisão passa a ser vista como um processo no qual se faz necessário proceder à estruturação do problema de decisão para compreender suas dimensões e, assim, avaliar a preferência do decisor²¹ por alternativas. Surge o conceito de Apoio Multicritério à Decisão (AMD), que passa a conjugar a qualidade da informação na estruturação de um problema de decisão, levantando e organizando os elementos primários de avaliação, e, a partir do tratamento analítico dispensado às informações, conduzindo à quantificação da preferência do decisor de uma forma consistente (GOMES; GOMES; ALMEIDA, 2009).

Atualmente, o processo de tomada de decisão envolve as etapas de i) identificação, formulação e análise do problema; ii) definição de objetivos e preferências; iii) identificação das restrições e possibilidades; iv) identificação dos critérios de decisão; v) construção e teste de um modelo para a apoio à decisão; vi) realimentação do modelo de apoio à decisão; vii) construção dos parâmetros de eficácia das alternativas de solução; viii) identificação das alternativas que solucionem o problema; ix) avaliação das alternativas com base nos critérios e objetivos definidos; x) comparação das alternativas; xi) seleção das melhores alternativas; xii) implementação das alternativas; e xiii) avaliação da solução. O apoio à decisão deve contemplar as etapas de I a X. As etapas posteriores compreendem a tomada de decisão em si (GOMES; GOMES; ALMEIDA, 2009).

Dentre as técnicas qualitativas de apoio à decisão destacam-se o *brainstorm* (ou *brainstorming*), a matriz de prioridades, o diagrama de espinha de peixe (ou diagrama de Ishikawa, diagrama de influência, diagrama dos 4P e diagrama de causa e efeito), a árvore de decisão (ou diagrama da árvore), os mapas cognitivos, a técnica “P-N-I”, a análise do campo de forças, a técnica nominal de grupo e o método Delphi. Estes métodos são importantes na estruturação do problema de decisão, contribuindo na definição dos objetivos da decisão, dos critérios relevantes para escolha de uma alternativa e na prospecção de informações sobre as alternativas com potencial de solução do problema (GOMES; GOMES; ALMEIDA, 2009).

Dentre os métodos quantitativos, voltados à quantificação da preferência do decisor, de acordo com Zuffo (1998), destacam-se os métodos de tomada de decisão multiobjetivos (*Multi Objectives Decision Making*, MODM, em inglês), que se valem da formulação

²¹ Ao indivíduo, grupo ou organização (grupos empresariais, governos, pequenas e médias empresas etc) responsável pela tomada de decisão dá-se o nome de tomador de decisão (*decision maker*, do inglês), ou simplesmente decisor. Também fazem parte da tomada de decisão facilitadores e analistas, de onde decorrem a estruturação e a condução do processo, em auxílio aos decisores para que mantenham foco no problema considerado e na busca por soluções. Destes atores advém, tanto a objetividade, quanto a subjetividade (como restrições cognitivas) presentes nos processos de tomada de decisão (GOMES; GOMES; ALMEIDA, 2009).

matemática da otimização (maximização ou minimização de funções objetivo considerando uma quantidade finita de restrições) e os Métodos Multicritério de Apoio à Decisão (MMAD) (ou *Multiple Criteria Decision Aid*, MCDA, em inglês).

O problema de otimização multi-objetivo pode ser matematicamente descrito por (MARLER; ARORA, 2004):

$$\text{Minimizar } F(x) = \{f_1(x), f_2(x), \dots, f_k(x)\} \quad (1)$$

$$\text{Sujeito a: } g_j(x) \leq 0, j = 1, 2, \dots, m, \quad (2)$$

$$h_l(x) = 0, l = 1, 2, \dots, e, \quad (3)$$

onde k é o número de funções objetivo, m é o número de restrições-desigualdade, e o número de restrições-igualdade, $\underline{x} \in R^n$ é o vetor de variáveis de decisão contendo n variáveis de decisão x_i , $\underline{F}(x) \in R^k$ é um vetor de funções objetivo e $F_i(x): R^n \rightarrow R^1$. A $f_i(x)$ também pode ser chamada de objetivo, critério, função *payoff*, função custo ou função de valor. O espaço X contém os valores de x capazes de atender às restrições g_j e h_l e é definido por $\{x/ g_j(x) \leq 0, j = 1, 2, \dots, m; e h_l(x) = 0, l = 1, 2, \dots, e\}$. O espaço Z contém o conjunto de funções $f_k(x)$, sendo definido por $\{F(x)/ x \in X\}$.

Quando o problema envolve um conjunto pequeno e discreto de objetivos, geralmente é tratado por um problema multicritério, ou seja, consideram-se os critérios a serem obedecidos para atender aos objetivos definidos. Este problema é caracterizado por um conjunto pequeno de alternativas explicitamente definidas através de suas valorações (desempenhos), segundo vários critérios. O resultado da fase de análise dessas alternativas concretiza-se em uma “matriz multicritério de avaliação” (matriz *payoff*, conforme Figura 3), que pode ser explicitada, como visto em Bana e Costa (1988)²² apud Zuffo (1998) e Gomes, Gomes e Almeida (2009), da seguinte forma:

Sejam definidos o conjunto das alternativas $A = \{a_1, a_2, \dots, a_n\}$, o conjunto dos critérios de avaliação $C = \{\alpha_1, \alpha_2, \dots, \alpha_m\}$ e o valor da alternativa a_i , segundo o critério α_j , seja $\alpha_j(a_i)$. Se $\alpha_j(a_k) > \alpha_j(a_w)$, então a_k tem um desempenho melhor que a_w segundo o critério α_j , sendo a_k e a_w duas alternativas quaisquer de A e α_j um critério qualquer de C . Neste caso diz-se que a_k é preferível a a_w para o critério α_j . Caso $\alpha_j(a_k) = \alpha_j(a_w)$, diz-se que a_k e a_w são indiferentes.

²² BANA E COSTA, C. A. A methodology for sensitivity analysis in three-criteria problems: a case study in municipal management. **European Journal of Operational Research**, v. 33, p. 159 – 173, 1988.

A leitura da matriz *payoff*, no sentido das linhas, indica o desempenho que diferentes alternativas obtiveram em um determinado critério. No sentido das colunas, indica o desempenho que determinada alternativa obteve nos critérios de avaliação.

		CRITÉRIOS (<i>conjunto C</i>)						
		α_1	α_2	α_3	...	α_j	...	α_m
ALTERNATIVAS (<i>conjunto A</i>)	a_1	$\alpha_1(a_1)$	$\alpha_2(a_1)$	$\alpha_3(a_1)$	...	$\alpha_j(a_1)$	...	$\alpha_m(a_1)$
	a_2	$\alpha_1(a_2)$	$\alpha_2(a_2)$	$\alpha_3(a_2)$	...	$\alpha_j(a_2)$	...	$\alpha_m(a_2)$
	.	.	.	.	...	.	...	.
	.	.	.	.	...	.	...	.
	.	.	.	.	...	.	...	.
	a_n	$\alpha_1(a_n)$	$\alpha_2(a_n)$	$\alpha_3(a_n)$	...	$\alpha_j(a_n)$	...	$\alpha_m(a_n)$

Figura 3. Matriz *payoff*. Fonte: adaptado de Bana e Costa e (1988) apud Zuffo (1998) e Gomes, Gomes e Almeida (2009).

Apesar de possuírem diferentes fundamentações teóricas, métodos multiobjetivos e multicritérios muitas vezes não são diferenciados na literatura técnica, de forma que a evolução das metodologias de apoio à decisão foi servindo-se de ambos, dividida em duas escolas principais, a Escola Americana e a Escola Européia. Enquanto a Escola Americana ocupou-se dos problemas de otimização (busca da solução ótima ou a mais racional), a Escola Européia procurou desenvolver o campo da estruturação de problemas, voltando-se à busca de uma solução de compromisso (ZUFFO, 1998).

Para agregar a preferência dos decisores, além do desempenho de uma alternativa entre os critérios (preferência intracritérios), é preciso conhecer a preferência do decisor pelos critérios (preferência intercritérios). Dessa forma, os critérios devem ser valorados, recebendo pesos (taxas de substituição) (GOMES; GOMES; ALMEIDA, 2009).

Os métodos multicritério de apoio à decisão podem ser utilizados para identificar uma alternativa preferida em detrimento das demais, para ordenar as alternativas (*ranking*), para selecionar um pequeno conjunto de alternativas relevantes para posterior detalhamento, ou simplesmente para separar as alternativas em dois conjuntos, o das alternativas viáveis (aceitáveis) e o das inviáveis (inaceitáveis) (UNITED KINGDON, 2009).

O conceito de dominância de uma alternativa em relação à outra diz respeito ao fato de que uma alternativa a_k tenha sido ao menos tão boa quanto outra alternativa a_w em todos os critérios e, em ao menos um deles, a_k tenha superado a_w . Nestas condições, diz-se que a_k

domina a_w ou é preferida a ela (P). Caso esta condição não seja satisfeita, a_k é considerada indiferente a a_w (I) ou incomparável (R) (BRANS; MARECHAL, 2005):

$$\left\{ \begin{array}{l} \forall_j: \alpha_j(a_k) \geq \alpha_j(a_w) \\ \exists_j: \alpha_j(a_k) > \alpha_j(a_w) \end{array} \right\} \iff a_k P a_w \quad (4)$$

$$\forall_j: \alpha_j(a_k) = \alpha_j(a_w) \iff a_k I a_w \quad (5)$$

$$\left\{ \begin{array}{l} \forall_j: \alpha_j(a_k) > \alpha_j(a_w) \\ \exists_j: \alpha_j(a_k) < \alpha_j(a_w) \end{array} \right\} \iff a_k R a_w \quad (6)$$

Formalmente, um critério “c” é uma função com valores reais definida sobre um conjunto de ações potenciais A, de forma que a um critério seja possível relacionar uma escala, na qual a posição dos valores do julgamento de duas alternativas definirá se uma alternativa é preferível à outra. Assim, os critérios podem ser definidos em uma escala quantitativa ou qualitativa. Entretanto, sua construção deve ser baseada na compreensão e nas limitações da disponibilidade de informações necessárias para o julgamento das alternativas (GOMES; GOMES; ALMEIDA, 2009).

Um critério pode ser um verdadeiro-critério, um quase-critério ou um pseudo-critério, dependendo da relação de preferência permitida entre as alternativas. Um verdadeiro-critério apenas permite que se julgue uma alternativa ou preferida ou indiferente à outra – ($\alpha_j(a_k) > \alpha_j(a_w)$ ou $\alpha_j(a_k) = \alpha_j(a_w)$), respectivamente, para qualquer α_j pertencente a C e a_k e a_w pertencentes a A. Um quase-critério permite considerar um limite de indiferença para o julgamento entre duas alternativas, de forma que somente acima deste limite uma alternativa pode ser considerada preferível à outra. A introdução de um limite de diferença para a preferência cria uma região na escala de julgamento onde a preferência é fraca. Dessa forma, considera-se que entre duas alternativas existe preferência estrita, preferência fraca e indiferença, e o critério é chamado pseudo-critério (GOMES; GOMES; ALMEIDA, 2009).

Assim, os métodos multicritérios serão diferenciados de acordo com o tipo de critério que utilizam, com a formulação matemática empregada para agregação dos julgamentos intracritérios e intercritérios e com forma como trata alternativas dominadas e não-dominadas.

De acordo com Zuffo (1998), com base em outros autores, dentre os diferentes métodos multicritério de apoio à decisão, podem ser identificados 4 grupos que agrupam técnicas semelhantes entre si, além do grupo que considera a lógica nebulosa (*fuzzy logic*):

CLASSE I - Família de Métodos Baseados na Programação Matemática Multiobjetivo. Métodos baseados na busca de soluções não-dominadas e na distância e/ou otimização (métodos que procuram a solução mais próxima da ideal, sendo a Solução de Compromisso aquela solução que, entre todas as soluções não-dominadas, possuir a menor distância da Solução Ideal). A solução ideal é definida como o vetor $f(x^*) = \{f_1(x_1), f_2(x_2), \dots, f_p(x_p)\}$, em que as $f_i(x_i)$ são as soluções de cada função objetivo, individualmente. São exemplos de métodos que levam em consideração esta formulação: *Compromise Programming*, *Cooperative Game Theory*, *Goal Programming*, Método Multiobjetivo Linear (*SIMPLEX*), *Sequential Multiobjective Problem Solving Method* (SEMOPS), *Noninferior Set Estimation* (NISE), entre outros.

CLASSE II - Família de Métodos Baseados na Teoria da Utilidade Multiatributo (Multi-Attribute Utility Theory, MAUT). Na categoria dos métodos baseados em MAUT são considerados aqueles que quantificam o desempenho das alternativas nos critérios de avaliação, valorando-as através de funções de valor que descrevem o desempenho em cada critério (que pode ser aditiva). Dessa forma, a alternativa avaliada passa a ter, para cada critério, uma utilidade relativa ao critério. Dessa forma, o método permite que o decisor julgue, dentre os critérios, quais seriam os de maior relevância, escolhendo, portanto, alternativas com melhores desempenhos nos mesmos. São exemplos de métodos desta classe: *Multi-Attribute Utility Theory*, *Multiattribute Utility Function*, Método Lexicográfico ou da Otimização Sequencial, *Analytic Hierarchy Process* (AHP), entre outros.

CLASSE III - Família de Métodos ou Ferramentas Baseados nas Aproximações Hierárquicas. Surgidos de forma a corrigir algumas dificuldades concretas encontradas no emprego de outros métodos, os métodos desta classe são baseados em processos de ordenação das alternativas que pressupõem eliminar determinados vícios de julgamentos provenientes dos decisores. Os principais métodos desta classe são a família de métodos ELECTRE (*ELimination Et Coix Traduisant la REalité*) e a família PROMETHEE.

CLASSE IV - Família de Métodos Baseados nas Aproximações de Desagregação de Preferências. Nesta classe, os parâmetros são estimados através da análise de todas as preferências do decisor, assinaladas para algumas alternativas de referências, que pode ser feita através de comparação por pares, hierarquizações, aproximações baseadas em regressões, etc. Conhecidas as preferências subjetivas do decisor, o problema passa a ser a estimação de uma função utilidade aditiva que torne possível a consistência das informações levantadas. Alguns métodos desta classe são: *Utility Additive*, PREFCALC, entre outros.

Os modelos de gerenciamento de resíduos sólidos evoluíram com o passar do tempo, passando da otimização dos roteiros de coleta e localização de estações de transferência da década de 1970 para a uma visão integrada buscando a minimização de custos na década de 1980. Chegaram na década de 1990 considerando aspectos econômicos, sociais, ambientais e exigindo o emprego de MMAD para auxiliar na definição e estratégias (HUNG; MA; YANG, 2007²³ apud CONTRERAS et al., 2008), uma vez que cada contexto de geração de RSU é único e as alternativas de gerenciamento são possibilidades que dependem de múltiplos fatores e interesses (CONTRERAS et al., 2008).

Su et al. (2010) consideraram aspectos econômicos, sociais e de gerenciamento de RSU para avaliar políticas de redução e reciclagem em Taoyuan (Taiwan), além da avaliação de impacto ambiental – Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) – de diferentes cenários em transporte e tratamento de resíduos. Os cenários considerados foram definidos como: i) cobrança de taxa progressiva sobre a geração de resíduos em todo o município, ii) cobrança de taxa progressiva sobre a geração de resíduos apenas nas regiões de maior densidade populacional, iii) cobrança de taxa sobre a geração de resíduos baseada no consumo de água do gerador (*status quo*), iv) estímulo à separação dos resíduos na fonte, com posterior encaminhamento para compostagem e reciclagem. As informações qualitativas e quantitativas foram integradas através da MMAD *Technique for Order Preference by Similarity to Ideal Solution* (TOPSIS). Os resultados dão conta de que a melhor opção foi estimular a separação na fonte, embora não tenha sido uma boa opção segundo os resultados da ACV, seguida dos cenários iii, i, ii, pois critérios econômicos e de gerenciamento foram preponderantes.

Colson et al. (2007) utilizaram os métodos PROMETHEE II e III para calcular o impacto negativo causado pelo gerenciamento de RSU (veiculação de doenças, degradação da paisagem, enchentes, entre outros) em 9 regiões distintas de Dacar (Senegal). Para tanto, as 9 regiões foram agrupadas entre áreas estruturadas e áreas não-estruturadas e os critérios de avaliação empregados foram: i) taxa de geração de resíduos por domicílio, ii) número de domicílios na área, iii) tempo médio de duração entre duas coletas, iv) meios de coleta empregado, v) resistência dos geradores ao pagamento de taxas de gerenciamento de resíduos, vi) frequência de coleta na semana, vii) distância entre o ponto de geração e o ponto de coleta, viii) método de tratamento empregado, ix) avaliação da percepção do gerador sobre o impacto causado pelas etapas do gerenciamento de resíduos. Os resultados mostram que áreas estruturadas, embora desfrutando de condições adequadas em termos de coleta de resíduos,

²³ HUNG, M-L.; MA, H-W.; YANG, W-F. A novel sustainable decision making model for municipal solid waste management. **Waste Management**, v. 27, nº 2, p. 209 – 219, 2007.

são importantes contribuintes para o nível de impacto no gerenciamento de resíduos, em parte pela elevada geração per capita, mas também pela elevada densidade populacional e pela resistência ao pagamento de taxas de gerenciamento.

El-Hanandeh e El-Zein (2010), utilizando uma versão modificada do método ELECTRE III (ELECTRE-SS), avaliaram alternativas tecnológicas para o tratamento da fração orgânica (incluindo papel, sobras de alimentos e podas) presente nos RSU de Sidney (Austrália). As alternativas foram compostas de combinações entre compostagem, digestão anaeróbia, reciclagem, incineração e aterro sanitário. Os critérios de decisão utilizados contemplaram aspectos ambientais (ACV), de saúde pública (emissões de metais pesados e dioxinas) e de gerenciamento. Entre as alternativas, os melhores desempenhos ficaram com as alternativas que consideraram a digestão anaeróbia ou aterramento com recuperação de biogás, seguidos dos processos de incineração com recuperação energética e compostagem.

Contreras et al. (2008) entrevistaram moradores de Boston (EUA), Organizações Não-Governamentais (ONG) ambientalistas locais e agências governamentais de proteção ambiental para avaliar cenários em gerenciamento de RSU empregando o *Analytic Hierarchy Process* e a ACV. Dentre as alternativas, geração de biogás para produção de energia e a transferência dos resíduos para outros estados foram consideradas. Os critérios utilizados na avaliação foram aquecimento global, capacidade de gerenciamento do aterro, risco para a saúde humana, expectativa de vida e custos de operação. Dentre 3 cenários construídos, prevaleceu a preferência pela introdução de geração de biogás a partir da fração orgânica no sistema de gerenciamento de RSU vigente, no qual 75% dos resíduos são encaminhados para incineração, enquanto o restante é encaminhado diretamente para o aterro sanitário.

Chung e Poon (1996) utilizam o método *Additive Summation* para comparar, segundo 20 critérios que contemplaram aspectos ambientais, econômicos e sociais, 6 cenários em gerenciamento de RSU para Hong Kong (China): i) aterro sanitário, ii) aterro sanitário com recuperação de biogás, iii) e iv) incineração sem e com recuperação energética, v) reciclagem e vi) combinado entre reciclagem, incineração e compostagem. Foram consultados 5 grupos de interesse: ONGs ambientalistas, gestores públicos, grupos de pesquisa, técnicos e empresários. As conclusões da pesquisa encerram a preferência pelo cenário v, seguido do cenário vi, sendo o de menor preferência o cenário i.

Hokkanen e Salminen (1997) avaliaram 22 cenários em gerenciamento regional de RSU (4 municípios) na região de Oulu (Finlândia), considerando composições entre sistemas

centralizados (concentração dos resíduos em um único local), intermediários (localização estratégica das unidades de tratamento e disposição final) e descentralizados (sem integração entre os municípios) para tratamento e/ou disposição final através de aterro sanitário, incineração e compostagem. Representantes das administrações públicas dos municípios e responsáveis pelo gerenciamento de RSU totalizaram os 113 decisores consultados. Os critérios de decisão empregados foram: custos, confiabilidade técnica, emissões de gases de efeito estufa, impacto na saúde humana, emissões ácidas, poluição de corpos d'água, geração de empregos e potencial de recuperação material e energética. O emprego do método ELECTRE III resultou na ordenação dos cenários em função da preferência, sendo as opções descentralizadas as de menor preferência e a opção considerando ampla diversidade de opções de tratamento em um arranjo intermediário a de maior preferência.

Karagiannidis e Moussiopoulos (1997) avaliaram, segundo a opinião de especialistas, 5 cenários em gerenciamento de RSU no contexto de Atenas (Grécia): i) *status quo* (aterro sanitário nas imediações do município), ii) 3 novos aterros sanitários equipados com sistema de recuperação de biogás, iii) 3 novos aterros sanitários equipados com unidades de recuperação material, além da coleta seletiva de papel, iv) 3 novos aterros sanitários equipados com unidades de recuperação material, além da coleta seletiva de papel, vidro, metal e biodegradáveis, v) coleta seletiva de papel, vidro e alumínio e incineração dos demais resíduos. Foram considerados, através de uma compilação da literatura, 24 critérios, sendo 3 relacionados a aspectos legais/sociais, 7 a aspectos de impacto ambiental, 6 a aspectos econômicos, 6 a aspectos operacionais do gerenciamento e 2 relacionados às possibilidades de recuperação (material e energética). Os resultados da aplicação do método ELECTRE III demonstraram a preferência dos decisores pelo cenário iv, seguido do cenário iii, evidenciando a preferência pelos modelos de gerenciamento que contemple a coleta seletiva.

A ACV é bastante utilizada em conjunto com a MMAD para avaliar o desempenho ambiental de alternativas em gerenciamento de RSU, pois resulta em uma avaliação quantitativa do impacto ambiental das alternativas, contribuindo com a objetividade no apoio à decisão.

A família ELECTRE é mais comumente empregada para avaliar estratégias de gerenciamento de RSU em razão da inerente imprecisão das informações empregadas na tomada de decisão nestes contextos (HOKANNEN; SALMINEN, 1997). Todavia, a quantidade de estudos realizados considerando MMAD e gestão de RSU é extensa e contempla o emprego de diversos métodos e a consideração de uma multiplicidade de cenários, construídos a partir de

composições entre métodos de tratamento e disposição final de RSU e diferentes arranjos regionais para viabilizar o gerenciamento.

3. MATERIAL E MÉTODOS

Para o desenvolvimento da MMAD, inicialmente se fez necessário definir o problema de decisão. A partir de então, a metodologia foi apoiada em grande medida pela seqüência proposta por Ensslin, Montibeller e Noronha (2001) e Zuffo (1998). Desta forma, procurou-se obedecer um cronograma de ações que exigiu o cumprimento das seguintes etapas, assim dispostas em ordem cronológica de execução: seleção de um problema de decisão; seleção dos atores com reconhecida importância ou influência na decisão; entrevista com atores selecionados para construção dos mapas cognitivos; construção e análise do mapa agregado; transição do mapa agregado para o MMAD; identificação dos Pontos de Vista Fundamentais; definição dos descritores; construção de cenários; e julgamento do modelo multicritério.

3.1 CONTEXTO DA DECISÃO

Situado na região central do Estado de São Paulo, o município de São Carlos localiza-se entre os paralelos 21°30'/22°30' de Latitude Sul e 47°30'/48°30' de Longitude Oeste, fazendo fronteira com os municípios de Ibaté, Itirapina, Rincão, Santa Lúcia, Analândia, Luís Antônio, Araraquara, Descalvado, Brotas, Américo Brasiliense e Ribeirão Bonito. De sua população de 221.936 habitantes, 96% distribuem-se pela sua área urbana, ocupando 6% da sua área territorial de 1.137 km² (SÃO CARLOS, 2010a).

A gestão de RSU no município é compartilhada entre a Secretaria Municipal de Serviços Públicos (SMSP), através das Divisões de Limpeza Pública (DLP/SMSP) e de Gestão de Resíduos Sólidos (DGRS/SMSP), vinculadas, respectivamente, ao Departamento de Manutenção de Áreas Verdes (DMAV/SMSP) e ao Departamento de Serviços Urbanos (DSU/SMSP); pela Secretaria Municipal de Trabalho, Emprego e Renda (SMTER), através do Departamento de Apoio à Economia Solidária (DAES/SMTER); e pela Coordenadoria de Meio Ambiente (CMA), através da Divisão de Fomento à Redução e Controle de Resíduos

Sólidos (DFRCRS/CMA). A partir destas, o município coordena as ações de coleta regular de RSU, controle da disposição de RSU no aterro sanitário municipal, compostagem de resíduos orgânicos provenientes de grandes geradores, serviços de limpeza urbana, poda e capina, bem como, promove a manutenção do Programa Municipal de Coleta Seletiva (SÃO CARLOS, 2010b).

De acordo com dados da SMSP, em 2010, o município coletou e encaminhou 75.389,75 toneladas de RSU para o aterro sanitário, perfazendo uma geração de, aproximadamente, 206 t.dia⁻¹, em média. A Tabela 14 traz informações sobre a quantidade de RSU coletados no município, a partir de 2002, evidenciando uma tendência de crescimento da geração.

Tabela 14. Evolução da geração de resíduos sólidos urbanos em São Carlos/SP. Período entre 2002 e 2010.

	ANO								
	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
RSU coletados (t)	50.118	46.218	47.818	49.280	52.389	-	58.448	64.441	75.389
Média mensal (t.mês⁻¹)	4.176	3.851	3.984	4.106	4.365	-	4.870	5.370	6.282
Média diária (t.dia⁻¹)	137	126	131	135	143	-	160	176	206

Fonte: Fresca (2007) e Secretaria Municipal de Serviços Públicos (2011).

A evolução da composição gravimétrica dos RSU no município pode ser encontrada na comparação dos trabalhos de Gomes (1989) e Fresca (2007), conforme Tabela 15. Salienta-se que estas informações não consideram a coleta informal de recicláveis. Mancini (1999) estimou, em valores mensais, o desvio de cerca de 440 toneladas de recicláveis por meio da atuação de catadores autônomos, além de cerca de 820 toneladas por meio de circuitos de comercialização em pequenos e grandes sucateiros.

Até meados da década de 1990, a coleta e a disposição final de resíduos sólidos no município eram de exclusiva responsabilidade da Prefeitura Municipal. À época, o município ainda utilizava um “lixão” (Sítio Sta. Madalena, km 2 da antiga estrada vicinal que liga os municípios de São Carlos e Analândia, com acesso pela Rodovia Washington Luiz, km 221) para disposição a céu aberto dos resíduos coletados, sem qualquer controle sanitário ou ambiental na área, tampouco controle da origem dos resíduos dispostos (FUNDAÇÃO PARA INCREMENTO DA PESQUISA E DO APERFEIÇOAMENTO INDUSTRIAL, 2009).

Com o advento das exigências de tutela do meio ambiente e a pressão dos órgãos ambientais, a partir de 1988 foram iniciadas as medidas para a transformação do “lixão” em um aterro controlado, passando a ser adotada a prática de recobrimento dos resíduos dispostos, viabilizando a disposição no local até outubro de 1996. Nesse ínterim, o município deu cabo

ao licenciamento ambiental de um aterro sanitário para disposição de RSU, com 10,63 hectares e distante cerca 15 km do centro da cidade (Fazenda Guaporé, acesso pela Rodovia Washington Luiz, km 243), processo que se iniciou em 1989 e terminou em 1994 (FUNDAÇÃO PARA INCREMENTO DA PESQUISA E DO APERFEIÇOAMENTO INDUSTRIAL, 2009).

Tabela 15. Variação da composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos entre 1989 e 2010 em São Carlos/SP.

FRAÇÃO DOS RSU	ANO		
	1989 (%)	2007 (%)	2010 (t)**
Matéria orgânica	56,7	58,8	121,5
Papel/papelão	21,3	7,3*	15,1
Vidro	1,4	1,6	3,3
Plástico	8,5	9	18,6
Alumínio e Metais	5,4	1,6	3,3
Inertes	1,3	-	-
Trapos	3,4	-	-
Madeira e couro	2,3	-	-
Rejeitos	-	21,6	44,6

* Inclui embalagem longa vida. **Valores calculados com base na geração de RSU em 2010 e nas frações identificadas por FRESCA (2007). Fonte: Gomes (1989) e Fresca (2007).

Em 2007, foi apresentado um Relatório Ambiental Preliminar (RAP) para a construção de uma nova célula no aterro sanitário em caráter de urgência, uma vez que a área inicialmente licenciada encontrava-se com sua capacidade operacional em vias de esgotamento.

Durante o período de licenciamento ambiental e construção da nova célula, o aterro permaneceu fechado, de forma que os RSU coletados no município foram encaminhados a um aterro particular no município de Guatapará, distante cerca de 50 km de São Carlos, implicando em custos adicionais ao gerenciamento de RSU. Esta situação foi regularizada a partir de agosto de 2008, com o reinício das atividades no aterro sanitário de São Carlos, que se encontra em operação ainda em 2011. Todavia, a administração municipal está em processo de licenciamento da área para um novo aterro sanitário, cujo projeto prevê uma vida útil mínima de 22 anos, quando o aterro deverá receber 1.944.502 toneladas de RSU, conformadas em um volume de $3.291.991 \text{ m}^3$, considerando-se o material de cobertura diária e final. A área escolhida para localização do novo aterro é de $565.685,33 \text{ m}^2$ e pertence a duas fazendas, Felicíssima e Invernada, com acesso pelo km 162 da Rodovia Luiz Augusto de Oliveira (SP-215) (FUNDAÇÃO PARA INCREMENTO DA PESQUISA E DO APERFEIÇOAMENTO INDUSTRIAL, 2009).

Atualmente o município mantém um projeto piloto de coleta e compostagem de resíduos orgânicos. De acordo com a Prefeitura Municipal de São Carlos (PMSC), diariamente, cerca

de 40 bares e restaurantes da cidade, ou seja, grandes geradores de resíduos orgânicos, encaminham entre uma e três toneladas de resíduos orgânicos previamente separados para a compostagem. Estes resíduos são processados em um local de 100 m², ao abrigo da chuva e com acompanhamento sistemático dos parâmetros físicos e químicos de decomposição, levando entre 45 e 60 dias para maturação. O fertilizante orgânico resultante do processo é submetido à análise para garantir a viabilidade de emprego no solo, sendo uma parte destinada à horta municipal e outra reservada para o uso no serviço de jardinagem da administração pública (SÃO CARLOS, 2010c).

O Programa Municipal de Coleta Seletiva teve início em 2002, sendo lançado inicialmente como projeto piloto no bairro Vila Nery e adjacências. Posteriormente, em 2005, foi institucionalizado mediante parceria entre a PMSC e três cooperativas de catadores de materiais recicláveis (Coopervida, Ecoativa e Coletiva), formalizada por um convênio visando à execução do serviço de coleta seletiva, manuseio, triagem, prensagem, estocagem e comercialização de recicláveis. Nesta parceria, a PMSC forneceu, como contra-partida, infraestrutura física, maquinário e equipamentos de proteção individual (EPI) para realização da coleta seletiva, além de assessoria contábil, administrativa e financeira aos empreendimentos. Às cooperativas cabia a coleta dos recicláveis em locais determinados pela PMSC, cuja receita de comercialização era revertida em retirada para os cooperados e pagamento de tributos das Cooperativas (DEPARTAMENTO DE APOIO À ECONOMIA SOLIDÁRIA, 2011b).

Conforme pode ser visto na Tabela 16, o Programa Municipal de Coleta Seletiva trabalhou, até 2009, de forma estagnada em termos de quantidades mensais coletadas e número de cooperados envolvidos, apesar da contínua incorporação de grandes geradores (Shopping Center, universidades, condomínios residenciais etc.) entre os endereços atendidos pela coleta seletiva e a cobertura do programa (em torno de 60% da área urbana), além de não ser ampliada, manteve uma tendência de redução da densidade dos endereços atendidos. Todavia, em 2009, com os efeitos da crise econômica mundial surtidos no preço das *commodities*, o preço dos recicláveis sofreram significativa redução, agravando a situação econômica das cooperativas e obrigando cooperados e PMSC a repensarem o modelo de coleta seletiva vigente à época (DEPARTAMENTO DE APOIO À ECONOMIA SOLIDÁRIA, 2011b).

Diante desta situação e da possibilidade de contratação dos serviços de coleta seletiva prestados por cooperativas ou associações de catadores, com base no artigo 57 da Lei Federal nº 11445 (BRASIL, 2007) que permitiu, com dispensa de licitação,

a contratação da coleta, processamento e comercialização de resíduos sólidos urbanos recicláveis ou reutilizáveis, em áreas com sistema de coleta seletiva de lixo, efetuados por associações ou cooperativas formadas exclusivamente por pessoas físicas de baixa renda reconhecidas pelo poder público como catadores de materiais recicláveis, com o uso de equipamentos compatíveis com as normas técnicas, ambientais e de saúde pública.

Dessa maneira, a PMSC e as cooperativas de catadores deram início ao processo de revitalização da coleta seletiva em São Carlos. Em 2010, as cooperativas foram unificadas em torno da Coopervida e um novo modelo de contrato passou a vigorar (SÃO CARLOS, 2010d), prevendo o repasse de recursos econômicos e financeiros mediante prestação de serviço de coleta seletiva e com base em metas estabelecidas pela administração municipal para coleta/comercialização de recicláveis.

De acordo com o novo contrato, a administração pública manteve-se como provedora da infra-estrutura necessária para coleta seletiva (central de triagem, veículos e combustível, EPI, entre outros). Porém, passou a remunerar a cooperativa com o pagamento de uma parcela fixa, no valor de R\$ 8.000,00, em todos os meses nos quais a quantidade de material reciclável coletado superasse a média histórica de referência (98 t.mês⁻¹), e uma parcela variável relacionada à quantidade comercializada, assim definida:

- entre 60 e 110 toneladas, paga-se o valor de R\$ 130,00 por tonelada;
- entre 110,01 e 140 toneladas, paga-se o valor de R\$ 140,00 por tonelada;
- acima de 140,01 toneladas, paga-se o valor de R\$ 150,00 por tonelada.

A nova modalidade contratual teve como meta garantir a sustentabilidade econômica da cooperativa, mediante soma de receitas de comercialização de recicláveis com uma remuneração pelos serviços prestados ao município, de forma que os cooperados pudessem manter suas retiradas em valores não abaixo do salário mínimo e a tendência de desvio de recicláveis da disposição final fosse crescente. Além disso, o novo contrato buscou provisionar fundos e manter a regularização previdenciária e fiscal da cooperativa (DEPARTAMENTO DE APOIO À ECONOMIA SOLIDÁRIA, 2011b)

Tabela 16. Coleta seletiva de recicláveis em São Carlos/SP. Quantidades de materiais recicláveis coletados e vendidos, receita gerada, número de cooperados vinculados e retiradas médias.

PERÍODO	MATERIAL COLETADO (t)	MATERIAL VENDIDO (t)	RECEITA (R\$)	NÚMERO DE COOPERADOS	RETIRADA MÉDIA MENSAL (R\$)
Média mensal 2004	74.815	64.989	21.355,00	47	454,00
Média mensal 2005	78.043	62.353	17.945,00	41	434,00
Média mensal 2006	77.674	63.476	15.980,00	37	429,00
Média mensal 2007	80.272	43.031	20.721,00	39	534,00
Média mensal 2008	67.314	49.332	17.987,00	33	549,00
Média mensal 2009	100.412	70.876	18.096,00	37	491,00
jan/10	97.565	42.423	12.897,00	33	391,00
fev/10	102.035	67.775	15.010,00	33	455,00
mar/10	124.820	74.822	39.037,00	48	544,00
abr/10	117.420	76.223	40.440,00	47	633,00
mai/10	126.930	86.613	41.694,00	47	671,00
jun/10	131.320	100.671	42.143,00	49	647,00
jul/10	119.700	95.198	47.156,00	44	710,00
ago/10	118.200	98.037	43.920,00	47	687,00
set/10	106.310	78.896	40.337,00	49	650,00
out/10	110.500	98.914	44.149,00	49	625,00
nov/10	114.850	77.446	38.838,00	49	632,00
dez/10	131.721	93.335	46.510,00	53	590,00

Fonte: Departamento de Apoio à Economia Solidária (2011a).

Atualmente a coleta seletiva é realizada de segunda a sexta-feira pelo sistema porta-a-porta e através de 29 PEVs instalados, em sua maioria em Centros Municipais de Educação Infantil (CEMEI). O programa também já atende a uma área correspondente à cerca de 80% da área urbana do município (DEPARTAMENTO DE APOIO À ECONOMIA SOLIDÁRIA, 2011b).

Embora todos os esforços, o município não foi bem avaliado no último Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Domiciliares, obtendo Índice de Qualidade de Aterro de Resíduos (IQR) 7,9 – conceito “controlado” – sendo que, desde 1997, suas avaliações bienais tinham resultado em IQR, na maioria das vezes, acima de 8,0 – conceito “adequado” – (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2010), o que demonstra certa vulnerabilidade para manter um desempenho adequado diante da opção menos desejada para a hierarquia do gerenciamento de resíduos.

3.2 DOS ATORES AO MODELO MULTICRITÉRIO DE APOIO À DECISÃO

A etapa de construção do modelo multicritério é significativamente baseada na metodologia recomendada por Ensslin, Montibeller e Noronha (2001), a qual condensa o pensamento e o trabalho de autores consagrados na formulação das bases da MMAD. Desta forma, as seguintes etapas foram cumpridas:

A) Identificação do contexto decisório.

Esta etapa se fez necessária uma vez que a gestão de RSU na PMSC encontrava-se segmentada entre organogramas de diversas Secretarias Municipais. Portanto, inicialmente, foi estabelecido como problema de decisão a necessidade do município adequar o gerenciamento de RSU às diretrizes da PNRS, orientando-o à hierarquia do gerenciamento de resíduos. Em seguida, foram realizadas duas entrevistas com o diretor do Departamento de Serviços Urbanos (DSU/SMSP), visando à identificação dos atores envolvidos na tomada de decisão diante do contexto de decisão proposto.

Na primeira entrevista, foi sugerido ao diretor do DSU/SMSP que se posicionasse diante de uma situação hipotética na qual a administração pública municipal estivesse reformulando o sistema de gerenciamento de RSU no município, para incorporar ações voltadas à redução da geração de resíduos, à reutilização e à recuperação material e energética. Neste contexto, o diretor deveria identificar os atores com poder ou influência nas decisões sobre as novas diretrizes e a eles atribuir um grau de *poder de decisão* e um grau de *influência na decisão*, conforme escala apresentada no Quadro 7, da seguinte forma: após elencar os atores, o ator com maior poder de decisão deveria receber o maior grau da escala, de forma que os demais atores fossem avaliados relativamente aquele. O procedimento foi repetido para determinar também o grau de influência.

Embora a primeira entrevista com o diretor do DSU/SMSP solicitasse a identificação apenas de atores com poder e/ou influência na decisão, a escala utilizada previu o julgamento de atores com nenhum poder ou nenhuma influência na decisão, em razão da possibilidade de um ator ter algum grau de influência na decisão, mas nenhum poder sobre a mesma e vice-versa. Após a realização da primeira entrevista, os valores dos julgamentos dos atores foram dispostos em um gráfico de dispersão, de forma a facilitar a visualização da estrutura de poder na administração pública para a tomada de decisão em gerenciamento de RSU (gráfico de importância na decisão, Figura 4). De posse do gráfico, foi solicitado ao diretor do DSU/SMSP, em uma segunda entrevista, uma revisão de seus julgamentos, possibilitando uma retificação da opinião anterior, o que alterou a disposição dos atores em um segundo gráfico.

B) Seleção dos decisores, identificação das alternativas e seleção da problemática de referência.

Com base nos resultados da etapa A, foram escolhidos, dentre os atores identificados, aqueles com *importância no processo de decisão* superior a 4, ou seja, avaliados com grau de poder ou influência na decisão igual ou superior a 4.

Dentre os atores que atenderam ao primeiro critério de escolha, investigou-se a disponibilidade de tempo e a disposição destes para participação na atividade de construção dos mapas cognitivos, sendo selecionados 8 decisores. Cada decisor recebeu um convite para participar da atividade de construção dos mapas cognitivos, cujo modelo encontra-se no Apêndice I (Carta Convite I). Posteriormente, a participação dos decisores foi confirmada por telefone ou correio eletrônico, de forma que, dois deles declinaram de sua decisão inicial, abdicando da participação na atividade.

Quadro 7. Escala de valores para determinação do grau de importância de atores no contexto da tomada de decisão em gerenciamento de resíduos sólidos urbanos no município de São Carlos.

PODER DE DECISÃO		INTERESSE NA DECISÃO	
ESCALA	CARACTERÍSTICA DO DECISOR	ESCALA	CARACTERÍSTICA DO DECISOR
1	Nenhum poder de decisão	1	Nenhuma influência na decisão
2	Pouco/baixo poder de decisão	2	Baixa/pouca influência na decisão
3	Poder de decisão mediano	3	Influência mediana na decisão
4	Bastante/alto poder de decisão	4	Alta/bastante influência na decisão
5	Poder de decisão extremamente elevado	5	influência extremamente elevada na decisão

Fonte: o autor.

Figura 4. Gráfico de dispersão da importância de atores no contexto da decisão. Fonte: adaptado de Ensslin, Montibeller e Noronha (2001).

As ações exploradas durante o processo decisório, ou seja, aquelas que nortearam a construção dos mapas cognitivos, foram divididas em duas direções: ações voltadas à redução da geração de RSU (REDUÇÃO) e ações voltadas à recuperação material e/ou energética

(RECUPERAÇÃO). Assim, considerou-se que ações tomadas em qualquer um dos sentidos, naturalmente estariam desprivilegiando a disposição final, ou seja, estariam direcionando o gerenciamento de RSU à hierarquia do gerenciamento de resíduos.

Dentre as alternativas, ou seja, ações com potencial para solucionar o problema de decisão, apenas foram permitidas alternativas autônomas (de sentido completo), potenciais (relacionadas a um projeto idealizado ou não completamente desenvolvido, mas com possibilidade de implementação) e globais (avaliadas pelos mesmos critérios no modelo multicritério), que, posteriormente, foram divididas entre os cenários.

A problemática de referência que define o objetivo do processo de apoio à tomada de decisão pode ser escolhida dentre: problemática da descrição, visando uma descrição completa e formalizada (em termos qualitativos e quantitativos) de ações com potencial para solução de um problema; problemática da alocação em categorias, quando o objetivo é classificar as ações em categorias pré-definidas; problemática da escolha, a mais clássica entre as problemáticas de referência, voltada à escolha da solução ótima ou ideal entre um conjunto de ações e segundo os critérios de decisão; problemática da ordenação, empregada quando se deseja classificar ações em ordem de superioridade, importância, prioridade ou preferência, com base no julgamento (avaliação) das mesmas segundo os critérios de decisão; e problemática da rejeição absoluta, semelhante à problemática da alocação em categorias, sendo uma categoria dedicada às ações que não apresentaram desempenho suficiente para um determinado padrão. Nesta pesquisa, privilegiou-se a problemática da ordenação.

C) Construção de Mapas Cognitivos.

Na visão construtivista da MMAD, um problema de decisão está relacionado à forma pela qual o decisor o percebe. Portanto, o problema tem os contornos subjetivos provenientes da maneira pela qual o decisor associa eventos ao contexto de decisão.

Um mapa cognitivo é uma ferramenta apropriada para a estruturação do problema, auxiliando o decisor na expressão da maneira como entende o problema de decisão. A atividade de construção do mapa cognitivo é definida como a sucessão de representações cognitivas quádruplas defasadas no tempo, onde o decisor é estimulado pelo facilitador, através de perguntas condutoras, a construir suas representações mentais sobre o contexto de decisão. Estas representações devem ser verbalizadas (representações discursivas), gerando representações mentais na estrutura de pensamento do facilitador, sobre como este interpreta o

problema de decisão, permitindo-lhe dispor as informações em um “mapa” (representações gráficas) contendo as declarações e suas relações. As representações gráficas, por sua vez, influenciam a representação mental anterior do decisor, levando-o a retificar constantemente as representações anteriores sobre o contexto de decisão.

Um mapa causal é, dentre diversos tipos de mapas cognitivos, uma hierarquia de conceitos representando causas e conseqüências, relacionados por ligações de influência. Para sua construção, inicialmente o facilitador deve definir um rótulo para o problema junto ao decisor, delimitando o contexto decisório. Em seguida, são definidos os elementos primários de avaliação (EPA), que permitirão o início da construção do mapa. Nesta etapa, o decisor é estimulado a declarar todos os elementos que lhe venham à mente diante do rótulo especificado para o problema.

Nesta pesquisa, para todos os decisores foi utilizado um mesmo rótulo, de forma a padronizar as diretrizes iniciais das atividades com cada um dos 6 decisores entrevistados. O rótulo do problema apresentado ao decisor foi: *Aperfeiçoar o gerenciamento de resíduos sólidos urbanos em São Carlos, orientando-o à hierarquia do gerenciamento de resíduos, conforme estabelecido pela Política Nacional de Resíduos Sólidos*. Após estabelecido o rótulo, os decisores foram estimulados a declarar os EPAs para ações no sentido da redução da geração de resíduos e no sentido da recuperação material ou energética, resultando na construção de dois mapas distintos. Para tanto, os decisores foram questionados sobre: *O que é necessário para estabelecer um modelo de gerenciamento de RSU voltado à redução da geração? (REDUÇÃO); O que é necessário para estabelecer um modelo de gerenciamento de RSU voltado à recuperação material e/ou energética? (RECUPERAÇÃO); Quais seriam as maiores dificuldades para atingir este modelo a partir do modelo atual?* (ambos os mapas).

Após a declaração dos EPAs, os mesmos foram filtrados, organizados e transformados em conceitos. Um conceito é um EPA orientado à ação, contendo dois pólos, sendo o primeiro a ação definida pela EPA e o segundo, seu oposto psicológico, como ilustrado na Figura 5.

Após a organização dos conceitos provenientes dos EPAs em uma folha de papel, a construção da hierarquia de conceitos se dá procedendo aos seguintes questionamentos ao decisor: *De que maneira determinado conceito pode ser obtido?* (construção em direção aos meios); e *Por que determinado conceito é importante?* (construção em direção aos fins). A Figura 6 ilustra esta construção. Ambas, Figuras 5 e 6, são exemplos extraídos de parte de um mapa causal construído durante a pesquisa.

Figura 5. Elementos presentes em um conceito. Fonte: adaptado de Ensslin, Montibeller e Noronha (2001).

As setas que ligam os conceitos são chamadas relações de influência e podem ser acompanhadas de um sinal negativo (–), indicando que o primeiro pólo de um conceito meio influencia o pólo oposto de um conceito fim. Na ausência do sinal negativo, a influência se dá entre pólos das mesmas categorias.

A construção do mapa causal termina quando o facilitador percebe que alguns conceitos estão sendo repetidos, o que indica que o problema já esteja suficientemente estruturado para o decisor. A atividade não deve demandar mais que duas horas, pois exige significativo esforço cognitivo do decisor, que estará cansado e desmotivado após decorrido este tempo.

A decisão de construir mais de um mapa, ou seja, de entrevistar mais de um decisor, veio da necessidade de contemplar diferentes visões sobre a hierarquia do gerenciamento de RSU e seus desdobramentos no contexto municipal de gerenciamento de RSU. Embora houvesse a possibilidade de reunir os decisores para a construção de um único mapa, optou-se pela construção dos mapas independentes, em razão das diferentes formas pelas quais cada decisor estava vinculado ao problema, o que poderia causar divergências entre estes, prejudicando a atividade pela dificuldade de se explorar individualidade a opinião de cada decisor (a presença de representantes de órgãos de controle ambiental ou acadêmicos junto a representantes do poder público municipal poderia acarretar conflito de interesses, uma vez que, a cada um cabe uma função específica dentro do sistema de gerenciamento de RSU, por vezes, conflitante).

Após a construção dos mapas com os 6 decisores, os mapas foram agregados. O procedimento de agregação dos mapas contempla a identificação de conceitos com rótulos similares e de conceitos que claramente estejam relacionados. Dessa forma, parte-se do mapa considerado mais completo e agrega-se novos conceitos provenientes dos mapas restantes, estabelecendo as relações de influência pela lógica do contexto de decisão, alargando sua complexidade. Posteriormente, o mapa agregado pode ser submetido à avaliação dos decisores para que estes

referendem ou retifiquem o resultado, resultando em um mapa congregado. Os mapas resultantes das entrevistas com os decisores, bem como os mapas agregados, são apresentados no Apêndice II.

Figura 6. Disposição de conceitos em um mapa causal ilustrando ambas as construções, em direção aos meios e em direção aos fins. Fonte: adaptado de Ensslin, Montibeller e Noronha (2001).

D) Análise do Mapa Agregado.

A análise de mapas cognitivos pode ser realizada de duas formas: ou através da análise tradicional ou através da análise avançada. Ambas visam a captar aquilo que o decisor considera essencial ou desejável no contexto da decisão, perfazendo os eixos de avaliação. Os eixos de avaliação são a conexão entre um mapa cognitivo e o modelo multicritério.

A análise tradicional leva em conta apenas a forma do mapa e é voltada à organização dos conceitos. Nesta, busca-se encontrar conceitos “cabeça” e conceitos “rabo”. Conceitos “cabeça” representam os valores mais fundamentais dos decisores para o contexto da decisão, estão localizados na parte superior do mapa (fins) e deles não saem relações de influência, mas apenas chegam. Conceitos “rabo” representam as alternativas que vão contribuir para os objetivos dos decisores (meios), ou seja, que podem solucionar o problema proposto, e destes apenas saem ligações de influência. Durante a análise tradicional também devem ser corrigidos os laços de realimentação (argumentação circular) e os erros de codificação representando relações de influência inexistentes.

Na análise tradicional são também identificados *clusters*, agrupamentos de conceitos relacionados por ligações intra-componentes. Um mapa cognitivo é um conjunto de clusters relacionados por ligações inter-componentes, mais “fracas” que as ligações intra-componentes. Dessa forma, um mapa cognitivo pode ser dividido em *clusters*, tais como sub-mapas, que podem ser avaliados (da forma tradicional ou avançada) independentemente.

A análise avançada leva em consideração a forma e o conteúdo do mapa para identificar ramos dentro do mapa. Ramos são agrupamentos de linhas de argumentação que apresentem semelhanças dentro do contexto decisório. Linhas de argumentação são cadeias de conceitos influenciados e hierarquicamente superiores a um conceito “rabo” e podem ser identificadas sobre o mapa. Dentro de cada ramo será realizada uma investigação sobre os pontos de vista dos decisores a serem considerados no modelo multicritério.

E) Pontos de vista fundamentais e critérios.

Pontos de vista fundamentais (PVF) são aspectos que o decisor considera fundamentais para avaliação das alternativas, ao mesmo tempo em que sintetizam os objetivos estratégicos implicados no processo decisório.

Inicialmente, cada ramo do mapa cognitivo é analisado na procura por candidatos a PVF. Nesse sentido, procede-se ao enquadramento do mapa cognitivo, ou seja, identificam-se conceitos que representem *objetivos estratégicos* para o decisor e conceitos que representem *alternativas* capazes de contribuir para que os objetivos estratégicos sejam alcançados, que, pela estrutura do mapa, estarão localizados na parte superior e inferior de cada ramo, respectivamente. Portanto, entre conceitos “cabeça” e conceitos “rabo” de cada ramo devem ser identificados conceitos que sejam, ao mesmo tempo, essenciais e controláveis no contexto decisório (candidatos a PVF).

Conceitos essenciais são aqueles que traduzem os objetivos estratégicos do decisor, enquanto conceitos controláveis são aqueles que apenas podem ser influenciados pelas alternativas identificadas no contexto decisório.

Após identificar candidatos a PVF em todos os ramos do mapa cognitivo, procede-se à avaliação dos mesmos para que passem a ser uma família de PVFs. Para tanto, cada candidato a PVF deve ser avaliado com relação às seguintes propriedades (além de serem considerados essenciais e controláveis):

- Completo: a família de PVFs deve encerrar todos os aspectos fundamentais considerados pelos decisores;
- Mensurável: o PVF permite a avaliação da performance das alternativas;
- Operacional: é possível levantar as informações requeridas para avaliar a performance das alternativas dentro do espaço de tempo disponível e através de um esforço viável;
- Isolável: o PVF permite a mensuração de um aspecto fundamental no contexto da decisão de forma independente em relação aos demais;
- Não-redundante: o conjunto de PVFs não leva em conta um mesmo aspecto mais de uma vez;
- Conciso: O número de aspectos considerados pela família de PVFs é o mínimo necessário para modelar o contexto da decisão;
- Compreensível: o PVF deve ser claro aos decisores em termos de significado.

Caso os candidatos a PVF atendam às propriedades elencadas, a cada PVF deve ser associado um atributo e uma função de valor. Atributo é o conjunto de níveis de impactos, conformados entre os limites do melhor desempenho possível e o pior aceitável, empregados na determinação do desempenho das alternativas em um determinado critério. A função de valor determina a escala de mensuração do desempenho das alternativas em um atributo, atribuindo uma nota a cada desempenho. Portanto, a função de valor tem relação orgânica com o atributo e ambos constituem um critério visando à avaliação objetiva/subjetiva do desempenho das alternativas. Ambos, atributos e funções de valor devem ser construídos em conjunto com os decisores, pois fazem parte do contexto da decisão e devem ser completamente apropriados por estes.

Por não tratar-se de um contexto decisório concreto, o que acarreta em dificuldades para envolver os decisores nas etapas necessárias à execução da metodologia, e das restrições de tempo para conclusão da pesquisa, surgiram dificuldades que impossibilitaram o julgamento do mapa agregado pelos decisores, o que resultaria no mapa congregado. Dessa forma, a análise tradicional e a análise avançada foram realizadas sobre o mapa agregado. Ambos, os resultados das análises são apresentados no capítulo 4 (Resultados e Discussão).

Também, a etapa de construção dos critérios teve de ser simplificada. Assim, a família de PFVs resultante da avaliação do mapa agregado deu origem aos pontos de vista elementares (PVE), precursores dos atributos, que foram adaptados e empregados como critérios para avaliação da preferência dos decisores pelos cenários. Ao todo, foram identificados 10

critérios (Quadro 8). O objetivo de cada critério é definido com base nas declarações dos decisores e nas diretrizes da hierarquia do gerenciamento de resíduos.

Dentre as alternativas identificadas no mapa agregado, foram selecionadas e combinadas entre si aquelas passíveis de serem implementadas pelo poder público, resultando na construção de 11 cenários. Os cenários encontram-se sistematizados e descritos no Quadro 9.

Quadro 8. Critérios selecionados e respectivos objetivos no gerenciamento de resíduos sólidos urbanos.

CRITÉRIO	OBJETIVO NO GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS
1. Recuperação material	Maximizar a recuperação material
2. Recuperação energética	Maximizar a recuperação energética
3. Impacto ambiental	Minimizar o impacto ambiental global de instalações e processos
4. Custos	Garantir o emprego racional de recursos públicos
5. Trabalho, emprego e renda	Gerar de postos de trabalho
6. Créditos de Carbono	Comercializar Créditos de Carbono
7. Saúde Pública	Garantir níveis adequados de saúde pública
8. Participação social	Aumentar a participação social na gestão e gerenciamento de RSU
9. Consciência ambiental	Promover a sensibilização da população para as questões ambientais
10. Poder de Polícia do município	Restringir direitos individuais em benefício da coletividade

Fonte: o autor

3.3 JULGAMENTO DO MODELO MULTICRITÉRIO

O julgamento de um modelo multicritério, em geral, dividi-se em duas etapas, sendo uma para julgamento do peso dos critérios (taxas de substituição) e outra para avaliação do desempenho das alternativas segundo os critérios. De acordo com a metodologia empregada na construção dos critérios e alternativas e de posse dos resultados da avaliação das alternativas e das taxas de substituição, as informações devem ser manipuladas através dos algoritmos de resolução de modelos multicritério.

Nesta pesquisa, o julgamento dos critérios e o desempenho das alternativas foram obtidos mediante a opinião de especialistas em gerenciamento de RSU. Entre os especialistas, buscou-se aqueles que atuavam na cidade de São Carlos ou que com ela tinham alguma relação em termos de gerenciamento de RSU, visando a obter uma opinião enviesada para o contexto do município. Assim, foram selecionados acadêmicos da Universidade de São Paulo (Campus São Carlos), da Universidade Federal de São Carlos (Campus São Carlos), representantes do poder público municipal e representantes de Organizações Não-Governamentais com atuação na área ambiental.

Quadro 9. Cenários orientados à hierarquia do gerenciamento de resíduos e respectivas descrições.

CENÁRIO	DESCRIÇÃO
CENÁRIO 1 <i>Aterro sanitário com aproveitamento energético de biogás.</i>	Cenário mais próximo da opção menos desejável na hierarquia, pois não prevê o envolvimento da sociedade no gerenciamento de resíduos, tampouco estratégias de recuperação material. As receitas da comercialização da energia elétrica são utilizadas para abater nos custos do processo.
CENÁRIO 2 <i>Incineração com recuperação energética</i>	Encaminhamento dos RSU para unidade incineradora, com possibilidade de coleta seletiva para desvio de inertes. Prevalece a recuperação energética a partir da geração de energia elétrica. As receitas da comercialização da energia elétrica são utilizadas para abater nos custos do processo. Redução de massa e volume dos resíduos encaminhados ao aterro sanitário, com aumento da vida útil e redução de impacto ambiental na disposição final (cinzas de fundo estabilizadas).
CENÁRIO 3 <i>Incineração sem recuperação energética</i>	Encaminhamento dos RSU para unidade incineradora, com possibilidade de coleta seletiva para desvio de inertes. Redução de massa e volume dos resíduos encaminhados ao aterro sanitário, com aumento da vida útil e redução de impacto ambiental na disposição final (cinzas de fundo estabilizadas).
CENÁRIO 4 <i>Reciclagem + Compostagem (comercialização de composto)</i>	Aperfeiçoamento do <i>status quo</i> , prevalecendo a recuperação material sobre a disposição final. As receitas de comercialização de recicláveis e fertilizante orgânico podem reduzir os custos da coleta seletiva e da compostagem e gerar renda para os trabalhadores.
CENÁRIO 5 <i>Reciclagem + Compostagem (sem recuperação do composto)</i>	Aperfeiçoamento do <i>status quo</i> , prevalecendo a redução de impacto ambiental na disposição final (matéria orgânica estabilizada). Necessita aperfeiçoamento da coleta seletiva ou instalação de Usina de Triagem e Compostagem. As receitas de comercialização de recicláveis podem reduzir os custos da coleta seletiva e gerar renda aos trabalhadores.
CENÁRIO 6 <i>Reciclagem + Digestão anaeróbia (comercialização de composto e aproveitamento energético do biogás)</i>	Composição de estratégias de recuperação material e energética, conformando o cenário mais completo em termos de recuperação. Necessita aperfeiçoamento da coleta seletiva e emprego de tecnologias de digestão anaeróbia. As receitas de comercialização de recicláveis, composto orgânico e energia vão reduzir custos de gerenciamento e gerar renda aos trabalhadores.
CENÁRIO 7 <i>Reciclagem + Digestão anaeróbia (disposição do lodo e aproveitamento de biogás)</i>	Composição de estratégias de recuperação material e energética. Necessita aperfeiçoamento da coleta seletiva e emprego de tecnologias de digestão anaeróbia. Redução de impacto ambiental na disposição final (matéria orgânica estabilizada).
CENÁRIO 8 <i>Reciclagem + Compostagem residencial</i>	Visa à redução de ações em gerenciamento de RSU por parte do poder público. Compõe estratégias de redução na fonte e recuperação material. As receitas de comercialização de recicláveis vão apenas gerar renda aos trabalhadores. Necessita capacitação da população para a compostagem.
CENÁRIO 9 <i>Redução da geração per capita de resíduos (cobrança de taxas progressivas)</i>	Visa à redução de ações em gerenciamento de RSU por parte do poder público, ao mesmo tempo em que impõe ao gerador a responsabilidade pelo financiamento das ações em gerenciamento. Prevê o exercício do poder de polícia pela administração pública. Pode aumentar a disposição clandestina de resíduos.
CENÁRIO 10 <i>Redução da geração per capita de resíduos (incentivo ao consumo consciente)</i>	Visa à redução de ações em gerenciamento de RSU por parte do poder público. Depende de sensibilização do consumidor e de sua capacitação para o consumo consciente. Não é uma estratégia sistemática em termos de redução, uma vez que depende da atitude voluntária de consumidores.
CENÁRIO 11 <i>Redução da geração per capita de resíduos (incentivo à reutilização)</i>	Visa à redução de ações em gerenciamento de RSU por parte do poder público. Depende de capacitação da população para reutilização na fonte geradora e do gerenciamento de espaço de troca/compra/venda de produtos usados. Não é uma estratégia sistemática em termos de redução, uma vez que da atitude voluntária do gerador.

Fonte: o autor.

O julgamento da importância dos critérios foi obtido através do método Delphi (WRIGHT; GIOVINAZZO, 2000), recomendado quando não se dispõe de dados quantitativos para formar uma opinião ou não se podem formular tendências.

Embora este método seja baseado em consultas recorrentes a um painel de especialistas, nas quais, a cada ciclo de entrevistas, são fornecidas determinadas diretrizes ao grupo (feedback de respostas), favorecendo a construção do consenso (consolidação do julgamento intuitivo do grupo), nesta pesquisa foi realizada uma única rodada de coleta de julgamentos, conforme Zuffo (2011).

O tratamento estatístico das respostas quantitativas no método Delphi ocorre pela definição da mediana das respostas e do primeiro e terceiro quartis. Dessa forma, na rodada seguinte, o painel de especialistas é convidado a reavaliar suas respostas com base na distribuição das respostas do grupo na rodada anterior, favorecendo a convergência das opiniões a uma opinião central (WRIGHT; GIOVINAZZO, 2000).

Nesta pesquisa, foram enviados 25 questionários por meio de correio eletrônico, solicitando a opinião de especialistas sobre a importância de cada critério para o gerenciamento de RSU. A escala fornecida para julgamento dos critérios encontra-se na Tabela 17. Para obter uma elevada taxa de retorno, a maioria dos especialistas foi contatada por telefone após o envio do questionário.

Com base nas respostas, partiu-se para o cálculo das médias saneadas dos julgamentos, ou seja, considerando apenas os valores enquadrados entre o terceiro e primeiro quartil das respostas, para compor o cálculo das taxas de substituição. Entretanto, Zuffo (2011) considera que este procedimento distorce a importância relativa do peso dos critérios, pois reduz a amplitude entre o mais e o menos importante. Logo, o autor recomenda que os pesos dos critérios não sejam estabelecidos com base nas médias saneadas, mas, sim, que sejam redefinidos pelo *Analytic Hierarchy Process* (AHP).

Tabela 17. Escala de importância dos critérios para gestão e gerenciamento de resíduos sólidos urbanos.

RELEVÂNCIA DO CRITÉRIO NA GESTÃO E GERENCIAMENTO DE RSU	VALOR
Extrema	10
Elevada	8
Média	6
Baixa	4
Muito baixa	2
Critério irrelevante	0
Valores intermediários entre os estratos	9, 7, 5, 3, 1

Fonte: o autor.

Dessa forma, as médias saneadas são ordenadas da maior média para a menor. Em seguida, uma matriz quadrada A^* ($n \times n$), sendo n o número de critérios, é utilizada para comparação par-a-par entre as taxas, de forma que a diagonal superior seja preenchida pela diferença entre a média saneada do critério i (linha) e a média saneada do critério j (coluna). Essas diferenças são, então, substituídas pela escala de Saaty (de 1 a 9, conforme Quadro 10) e a diagonal inferior é preenchida pelos recíprocos da diagonal superior.

O procedimento recomendado por Saaty (1991) para determinar as taxas de substituição entre os critérios a partir da matriz de comparação par-a-par baseia-se na estimativa do maior autovalor associado à A^* , cujo auto-vetor associado define o peso de cada critério (taxa de substituição). Nesta pesquisa, os auto-valores e auto-vetores associados à matriz A foram calculados pela programa MATLAB – versão 6.5 (The MathWorks, Inc.).

Uma vez que o emprego do método AHP não resulta em uma matriz consistente, faz-se necessário calcular a Razão de Consistência (RC) da matriz de comparação par-a-par das médias saneadas dos julgamentos dos critérios, denotada por:

$$RC = \frac{IC}{IR} \quad (7)$$

onde IR é o Índice de Consistência Randômico obtido para matrizes recíprocas de elevadas ordens, com elementos não-negativos e gerada randomicamente, conforme Tabela 18.

O Índice de Consistência (IC) é dado por:

$$IC = (\lambda_{max} - n)/(n - 1) \quad (8)$$

onde λ_{max} é o maior autovalor de A^* . A condição de consistência dos julgamentos é $RC \leq 0,10$. Caso o resultado de RC seja superior a 0,10, Saaty (1991) recomenda que sejam os valores de A^* .

Para o julgamento dos cenários, foi estabelecida a escala conforme Tabela 19. As matrizes *payoff* resultantes do julgamento de cada especialista foram somadas algebricamente. Dessa forma, com o retorno de 18 questionários, a matriz *payoff* resultante da soma dos julgamentos (matriz *payoff* agregada) passou a comportar valores entre -36 e 36 para a influência dos cenários nos objetivos dos critérios. O modelo de carta convite (Carta Convite II) e de tabela utilizados na coleta dos julgamentos de importância dos critérios e na avaliação de desempenho dos cenários constam no Apêndice I.

Quadro 10. Escala de Saaty. Intensidade de importância, definição do valor e relação entre as ações.

INTENSIDADE DE IMPORTÂNCIA	DEFINIÇÃO	RELAÇÃO ENTRE AS AÇÕES
1	Mesma importância	As duas ações contribuem igualmente para o objetivo
3	Importância pequena de uma sobre a outra	A experiência e o julgamento favorecem levemente uma ação em relação à outra
5	Importância grande ou essencial	A experiência e o julgamento favorecem fortemente uma ação em relação à outra
7	Importância muito grande ou demonstrada	Uma ação é muito fortemente favorecida em relação à outra; sua dominação de importância é demonstrada na prática
9	Importância absoluta	A evidência favorece uma ação em relação à outra com o mais alto grau de certeza
2, 4, 6, 8	Valores intermediários	Quando se procura uma condição de compromisso entre duas definições.
Recíprocos dos valores	Se a ação i recebe uma das designações diferentes de zero, quando comparada com a ação j , então j tem o valor recíproco quando comparada com i .	Uma designação razoável
Racionais	Razões resultantes da escala	Se houver necessidade de forçar a consistência ou para completar a matriz

Fonte: Saaty, 1991.

Tabela 18. Índice de Consistência Randômico (IR) para matrizes de ordens entre 1 e 15.

ORDEM DA MATRIZ	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
IR	0.00	0.00	0.58	0.90	1.12	1.24	1.32	1.41	1.45	1.49	1.51	1.48	1.56	1.57	1.59

Fonte: Saaty (1991).

Em virtude da construção dos mapas cognitivos terem partido de duas premissas para a consecução da hierarquia dos resíduos (redução e recuperação), dentre os critérios escolhidos, alguns estavam mais relacionados às ações no sentido da redução da geração de resíduos e outros, mais às ações em recuperação material e energética. Dessa forma, escolheu-se uma escala simétrica, de forma que os cenários não completamente relacionados a determinado critério pudessem ter sua avaliação anulada no mesmo.

Tabela 19. Escala de influência dos cenários sobre os objetivos de cada critério.

INFLUÊNCIA DOS CENÁRIOS SOBRE OS OBJETIVOS DE CADA CRITÉRIO	VALOR
O cenário é BASTANTE FAVORÁVEL ao objetivo	2
O cenário é FAVORÁVEL ao objetivo	1
O cenário NÃO INFLUENCIA o objetivo	0
O cenário é DESFAVORÁVEL ao objetivo	-1
O cenário é BASTANTE DESFAVORÁVEL ao objetivo	-2

Fonte: o autor.

De posse do peso dos critérios e da matriz *payoff* agregada, obteve-se os resultados para os métodos *Cooperative Game Theory* (CGT), *Compromise Programming* (CP), PROMETHEE II e ELECTRE II através do programa MCDA-FEC (*Multicriterial Decision Aid* – Faculdade

de Engenharia Civil/UNICAMP), sob supervisão do Prof. Antônio Carlos Zuffo (FEC/UNICAMP). A descrição dos 4 métodos é baseada em Zuffo (1998), que sistematizou seus conceitos com base nos fundamentos teóricos de cada método.

O método CP classifica as alternativas de decisão pelo conceito de distância geométrica da solução ideal, definida pela função objetivo:

$$f_i^* = \text{Max } f_i(x), \text{ sujeito a: } x \in X \text{ e } i = 1, 2, \dots, m \quad (9)$$

onde: x é o vetor de decisão; m é o número de critérios; X é o conjunto das soluções viáveis e $f_i(x)$ é a função objetivo para o critério i .

O vetor $f^* = \{f_1^*, f_2^*, \dots, f_n^*\}$ é constituído pelos máximos valores alcançáveis em cada função objetivo, sendo utilizado pelo algoritmo que procura pelo ponto de menor distância da solução ideal (referência). A solução de melhor compromisso é caracterizada pelo menor valor da família métrica l_s das distâncias entre as soluções que compõe o espaço X e a solução ideal, ou seja:

$$\text{Min } \left\{ l_s(x) = \left(\sum_{i=1}^n \alpha_i^S \left| \frac{f_i^* - f_i(x)}{f_i^* - f_{i,w}} \right|^S \right)^{1/S} \right\} \quad (10)$$

onde: $x \in X$; α_i são as taxas de substituição; $f_i(x) - f_i^*$ é uma medida de desvio da solução ideal para o i ésimo critério; $f_{w,i}$ é o pior valor obtido pelas alternativas no critério i ; e S varia entre 1 e ∞ , refletindo a importância que o decisor atribui ao máximo desvio entre as avaliações.

Nesta pesquisa, S foi adotado igual a 1, de forma que todos os desvios foram considerados proporcionais às suas magnitudes. Como a matriz *payoff* agregada contém apenas valores discretos, f_i^* é considerado o melhor valor obtido por uma alternativa no critério i e $f_{w,i}$ o pior valor para a mesma condição.

O método CGT encontra a solução de compromisso maximizando a distância geométrica entre o espaço das soluções e a solução de nível mínimo (pior desempenho). Neste método, o vetor f^* representará o mínimo desempenho possível para cada função objetivo. A família métrica das distâncias, l_s , no método CGT, é dada por:

$$l_s(x) = \prod_{i=1}^n |f_i(x) - f_i^*|^{\alpha_i} \quad (11)$$

Onde: $x \in X$; α_i são os pesos atribuídos a cada critério; e $f_i(x) - f_i^*$ é uma medida de desvio da solução mínima para o $i_{ésimo}$ critério.

As famílias dos métodos PROMETHEE e ELECTRE são baseadas em relações hierárquicas. No método ELECTRE II são definidos os pesos dos critérios $C = \{\alpha_1, \alpha_2, \dots, \alpha_m\}$, para todos os m critérios, bem como o desempenho das n alternativas pertencentes ao espaço das alternativas A em cada critério ($\alpha_j(a_k)$, $j = 1, 2, \dots, m$ e $k = 1, 2, \dots, n$). Assumindo que $\alpha_j(a_k)$ e $\alpha_j(a_w)$ sejam os desempenhos de duas alternativas possíveis do conjunto A segundo o critério c_j , a medida de concordância entre estas é dada pela quantidade de critérios em que o desempenho de a_k tenha superado o desempenho de a_w ($\alpha_j(a_k) > \alpha_j(a_w)$) ou em que os desempenhos tenham sido iguais ($\alpha_j(a_k) = \alpha_j(a_w)$). Dessa forma, definem-se 3 conjuntos:

I^+ = conjunto de todos os critérios onde o desempenho de a_k tenha sido superior ao de a_w ;

I^- = conjunto de todos os critérios onde a_k tenha tido desempenho igual a a_w ;

I = conjunto dos critérios em que a_w tenha tido desempenho superior a a_k .

Assim, procede-se ao cálculo das matrizes W^+ , W^- e W , da seguinte forma:

$$W^+ = \sum \alpha_j, \text{ sendo } j \in I^+ \quad (12)$$

$$W^- = \sum \alpha_j, \text{ sendo } j \in I^- \quad (13)$$

$$W = \sum \alpha_j, \text{ sendo } j \in I; \quad (14)$$

A partir destas definições, calcula-se o índice de concordância $c(a_k, a_w)$ e o índice de discordância $d(a_k, a_w)$, entre as alternativas a_k e a_w :

$$c(a_k, a_w) = \frac{(W^+ + W^-)}{(W^+ + W^- + W)} \quad (15)$$

$$d(a_k, a_w) = \max_{\alpha_j \in I^-} \frac{[\alpha_j(a_k) - \alpha_j(a_w)]}{(R^*)} \quad (16)$$

em que R^* é o maior valor da escala numérica de α_j .

O conceito de concordância traz, em termos de peso de critério, uma medida da preferência de uma alternativa em relação à outra. O conceito de discordância é complementar ao de concordância e representa o “desconforto” experimentado pela escolha de uma alternativa a outra. As condições de concordância e discordância são utilizadas para definição de uma

relação hierárquica R , onde são estabelecidos o coeficiente de concordância (p) e o coeficiente de discordância (q) pelo decisor, variando entre 0 e 1, tal que a alternativa a_k seja preferível a alternativa a_w se, e somente se:

$$c(a_k, a_w) \geq p \quad (17)$$

$$d(a_k, a_w) \leq q \quad (18)$$

A relação de preferência é utilizada na construção de um gráfico, em que cada nó representa uma alternativa. A partir deste, procede-se à determinação do conjunto *Kernel*, ou seja, nós que representam as alternativas preferidas sobre as relações básicas de ordenação, sendo: nenhuma alternativa do conjunto *Kernel* domina outra alternativa também pertencente ao conjunto *Kernel*; cada alternativa fora do conjunto *Kernel* é dominada por pelo menos uma alternativa do conjunto *Kernel*.

Em geral, o decisor escolhe dois pares p e q , que representam a estrutura de preferência “forte” e outra “fraca”. Esses dois pares geram dois gráficos distintos: o gráfico da preferência forte (G_F) e o de preferência fraca (G_f). Nesta pesquisa foram empregados, como coeficientes de concordância forte e fraca, respectivamente, 0,85 e 0,60. Como coeficientes de discordância forte e fraca, os respectivos valores de 0,25 e 0,45.

O procedimento de ordenação do método ELECTRE II é formado por dois estágios distintos. No primeiro estágio, definem-se as classificações progressiva e no segundo estágio, as classificações regressivas, cujos resultados nem sempre são os mesmos. A classificação final é obtida através da média das duas classificações.

A classificação progressiva $\{V(a_k)\}$ é obtida reduzindo-se os circuitos de G_F e determinando-se o conjunto B das alternativas que não estão fortemente preferidas por qualquer outra ação; dentro deste conjunto, os circuitos de G_f são reduzidos e determina-se o conjunto A_I de alternativas que estão fracamente preferidas por qualquer outra ação de B . O conjunto A_I é a primeira classe da ordenação e o procedimento é iniciado novamente para o conjunto remanescente, até completar a pré-ordenação.

A classificação regressiva $\{VV(a_k)\}$ é análoga à primeira, mas inicia-se com a classe das piores alternativas (aquelas que não são preferidas às demais) e progride de forma ascendente até as melhores alternativas. O resultado da classificação pode se dar pela média aritmética dos resultados das duas ordenações.

O método PROMETHEE II (BRANS; MARECHAL, 2005) fornece uma pontuação para cada alternativa, que pode ser usada para desenvolver uma completa ordenação destas. Para desenvolvê-lo, é necessário determinar a amplitude da diferença entre o desempenho das alternativas par-a-par em cada critério ($d_j(a_k, a_w)$), conforme Equação 19, além do peso dos critérios (α_j) na forma normalizada, tornando a Equação 20 válida.

$$d_j(a_k, a_w) = \alpha_j(a_k) - \alpha_j(a_w) \quad (19)$$

$$\sum_{j=1}^m \alpha_j = 1 \quad (20)$$

O desempenho de uma alternativa é avaliado segundo cada critério, determinando uma função de preferência para a diferença de desempenho entre as alternativas em cada critério, a qual varia entre 0 (indiferença) e 1 (preferência absoluta). Isso significa que, para um determinado critério α_j , o tomador de decisão tem em mente a seguinte função:

$$P_j(a_k, a_w) = F_j[d_j(a_k, a_w)]; \forall a_k, a_w \in A \quad (21)$$

$$0 \leq P_j(a_k, a_w) \leq 1 \quad (22)$$

O par α_j e $P_j(a_k, a_w)$ formam o critério generalizado ou o conceito de critério estabelecido em Ensslin, Montibeller e Noronha (2001). As formas que $P_j(a_k, a_w)$ podem assumir estão sistematizadas na Figura 7. Assim, também devem ser definidos 3 parâmetros: q , sendo o limite da indiferença; p , o limite da preferência estrita; e s , um valor intermediário entre p e q .

O procedimento de ordenação do método PROMETHEE II baseia-se em uma formulação para o cálculo da preferência agregada (Equação 23), que expressa o grau de preferência da alternativa a_k sobre a_w segundo todos os critérios.

$$\pi(a_k, a_w) = \sum_{j=1}^m \alpha_j * P_j(a_k, a_w) \quad (23)$$

A partir do cálculo da preferência agregada, dois fluxos são determinados, o fluxo de sobre-classificação positivo (Φ^+), que expressa o quanto uma alternativa a_k pode sobre-classificar as demais, e o fluxo de sobre-classificação negativo (Φ^-), que expressa o grau de sobre-classificação das demais alternativas sobre a_k , conforme equações 24 e 25. O fluxo líquido é então determinado, conforme Equação 26, significando o balanço entre o quanto uma alternativa é preferida às demais e o quanto as demais alternativas são preferidas àquela. Os fluxos líquidos das alternativas variam entre -1 e 1.

$$\Phi^+(a_k) = \frac{1}{m-1} \sum_{x \in A} \pi(a_k, x) \quad (24)$$

$$\Phi^-(a_k) = \frac{1}{m-1} \sum_{x \in A} \pi(x, a_k) \quad (25)$$

$$\Phi(a_k) = \Phi^+(a_k) + \Phi^-(a_k) \quad (26)$$

Figura 7. Método PROMETHEE - curvas para critérios generalizados. Fonte: Brans e Marechal (2005).

A ordenação completa parte da alternativa que obteve maior fluxo líquido e ordena as demais considerando os fluxos líquidos obtidos de forma decrescente. Por considerar o balanço entre a sobre-classificação das alternativas é que o método PROMETHEE II pode proceder a uma ordenação completa. Os valores de p , q e s , bem como o tipo de função adotado para determinar os resultados por este método nesta pesquisa constam nos resultados obtidos, no capítulo 4 (Resultados e Discussão).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Este capítulo expõe os resultados da pesquisa, considerando desde o levantamento dos atores implicados no problema de decisão selecionado junto ao diretor do DSU/SMSP, passando pela análise dos mapas agregados e pelo julgamento da importância dos critérios e cenários, sendo finalizado pelos resultados obtidos pelo emprego do MCDA-FEC.

4.1 IDENTIFICAÇÃO DOS ATORES E CONSTRUÇÃO DE CRITÉRIOS E CENÁRIOS

A Tabela 20 expõe os atores identificados por meio das entrevistas realizadas com o diretor do DSU/SMSP, juntamente com os resultados da avaliação do poder de decisão e da influência na decisão. Ao todo, foram identificados 35 atores, considerando indivíduos ou instituições. As informações geradas na primeira entrevista (05/10/2010) foram revistas, com base no gráfico de dispersão da Figura 8, resultando nas informações de 19/10/2010 (segunda entrevista).

Após a retificação da primeira avaliação, elaborou-se o gráfico da Figura 9. Com base neste, foram selecionados, para construção dos mapas cognitivos, 8 atores cuja importância na decisão resultou superior a 4 (elevada importância), embora tenha sido viável a construção dos mapas com apenas 6 deles. A Figura 9 traz, em destaque, os atores selecionados para construção dos mapas cognitivos.

A utilização do gráfico de dispersão no segundo julgamento teve papel importante na avaliação dos resultados, de maneira que o diretor do DSU/SMSP pode rever suas avaliações com base na posição relativa entre os atores, levando-o a modificar o julgamento original de 7 atores. É importante observar a elevada quantidade de instituições e indivíduos que, com

maior ou menor grau de importância, foram considerados para a tomada de decisão na gestão de RSU em São Carlos.

Os mapas 01, 02A, 02B, 03A, 03B, 04, 05 e 06 constam no Apêndice II, bem como os mapas agregados “Redução”, “Coleta Seletiva” e “Recuperação material e energética”, sendo os dois últimos relacionados entre si. Embora houvesse a necessidade de construção de dois mapas em separado, com base na metodologia proposta, 4 entrevistas resultaram em um único mapa (mapas 01, 04, 05 e 06). Nestas, as opiniões sobre redução da geração de resíduos e recuperação material e energética foram convergentes, permanecendo relacionadas nas ligações de influência.

A análise tradicional dos mapas é apresentada nas Tabelas 21, 22 e 23. A partir destas, optou-se pela simplificação dos conceitos nos mapas agregados para proceder à análise avançada. Esta ação resultou na exclusão de conceitos estritamente operacionais, que contribuíam para ilustrar as formas pelas quais uma alternativa identificada pudesse ser implementada, e na exclusão de conceitos onde o poder público municipal não teria ingerência, como, por exemplo, a responsabilidade do setor industrial sobre os resíduos pós-consumo. Também foram revistas algumas ligações de influência, tornando os mapas agregados mais simples e objetivos.

Tabela 20. Resultado das avaliações do poder de decisão e da influência na decisão de atores implicados na tomada de decisão em gerenciamento de resíduos sólidos urbanos em São Carlos/SP. Destaque para os valores que sofreram alteração entre as avaliações.

Nº	ATOR	1ª AVALIAÇÃO		2ª AVALIAÇÃO	
		PODER DE DECISÃO	INFLUÊNCIA NA DECISÃO	PODER DE DECISÃO	INFLUÊNCIA NA DECISÃO
1	Secretaria Municipal de Serviços Públicos (SMSP)	5	5	5	5
2	(SMSP) Superintendência de Serviços Públicos	5	5	5	5
3	(SMSP) Departamento de Serviços Urbanos (DSU)	4	5	4	5
4	(SMSP/DSU) Divisão de Gestão de Resíduos Sólidos	3	4	3	4
5	(SMSP/DSU) Divisão de Gestão de Resíduos de Construção Civil	3	3	3	3
6	(SMSP/DSU) Engenheiro Civil	<u>1</u>	<u>3</u>	<u>1</u>	<u>2</u>
7	(SMSP/DSU) Auxiliar Administrativo	1	2	1	2
8	(SMSP) Departamento de Manutenção de Áreas Verdes (DMAV)	<u>4</u>	<u>4</u>	<u>3</u>	<u>3</u>
9	(SMSP/DMAV) Divisão de Limpeza Pública (DLP)	2	2	2	2
10	(SMSP/DMAV/DLP) Seção de Capinação	1	2	1	2
11	(SMSP/DMAV/DLP) Seção de Varrição	1	2	1	2
12	(SMSP/DMAV) Divisão de Gestão de Áreas Verdes (DGAV)	<u>4</u>	<u>4</u>	<u>3</u>	<u>4</u>
13	(SMSP/DMAV/DGAV) Seção de Áreas Verdes, Praças e Jardins	2	2	2	2
14	Secretaria Municipal de Planejamento	5	5	5	5
15	Secretaria Municipal de Habitação - Diretor de Fiscalização	2	3	2	3
16	Secretaria Municipal de Saúde - Vigilância Sanitária	3	3	3	3
17	Coordenadoria do Meio Ambiente (CMA)	5	5	5	5
18	(CMA) Divisão de Fomento à Redução e Controle de Resíduos	<u>3</u>	<u>2</u>	<u>2</u>	<u>2</u>
19	(CMA) Assessor Técnico para Gestão de Resíduos	2	4	2	4
20	(CMA) Fiscais Ambientais	3	3	3	3
21	(CMA) Chefe da Horta Municipal	<u>4</u>	<u>3</u>	<u>3</u>	<u>3</u>
22	Sec. Mun. de Trabalho, Emprego e Renda – Dep. de Apoio à Econ. Solidária	2	3	2	3
23	Prefeito Municipal	5	5	5	5
24	Conselho Mun. de Defesa do Meio Ambiente (COMDEMA)	<u>3</u>	<u>5</u>	<u>3</u>	<u>4</u>
25	Associação para Proteção Ambiental de São Carlos (APASC)	2	4	2	4
26	Progresso e Habitação de São Carlos S/A (PROHAB)	1	2	1	2
27	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - Agência São Carlos (CETESB – São Carlos)	<u>5</u>	<u>4</u>	<u>4</u>	<u>4</u>
28	Promotoria Pública de Meio Ambiente	4	4	4	4
29	USP (Prof. Valdir Schalch – EESC)	1	5	1	5
30	UFSCar (Prof. Bernardo Arantes – DECiv)	1	5	1	5
31	Conselho Reg. de Eng., Arquitetura e Agronomia de São Paulo (CREA/SP)	1	2	1	2
32	Comitês de Bacia Hidrográfica	2	3	2	3
33	Estação Ecológica de São Carlos (Comitê Gestor de Unid. de Conservação)	2	3	2	3
34	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA - São Carlos)	1	3	1	3
35	Prestadora de serviços de limpeza pública e disposição final de RSU	2	3	2	3

Fonte: o autor.

Figura 8. Gráfico de dispersão: poder e influência na decisão na gestão resíduos sólidos urbanos em São Carlos/SP. Dados coletados em 05/10/2010. Fonte: o autor.

Tabela 21. *Clusters*, conceitos e simplificações da análise tradicional do mapa agregado “Redução”.

CLUSTER	CONCEITOS	SIMPLIFICAÇÕES
Redução na fonte	9, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16	Os conceitos 1, 2, 3, 4, 5, 7, 8 formaram um base comum para os clusters <i>Redução na fonte</i> , <i>Padrão de embalagens</i> e <i>Redução do consumo</i> (Revisão de processos produtivos).
Padrão de embalagens	11, 16, 21, 22, 23, 24, 25	
Redução do consumo (Revisão de processos produtivos)	6, 16, 17, 18, 19, 20, 30, 31, 32, 37, 42, 43, 61	
Redução do consumo (Ed. Ambiental)	26, 27, 28, 29, 33, 34, 35, 36, 38, 40, 41, 42, 43, 62	
Reutilização	16, 44, 45, 46, 47	Para análise avançada, foram excluídos os conceitos 1, 2, 3, 6, 10, 11, 12, 17, 18, 19, 20, 21, 22, 23, 24, 25, 26, 27, 28, 30, 31, 32, 36, 37, 39, 41, 46, 48, 61, 62.
Aspectos econômicos	16, 56, 57, 58, 59, 60	
Aspectos ambientais	16, 48, 49, 50, 51, 52, 53, 56	
Aspectos sanitários	16, 54, 55, 56	

Fonte: o autor.

Tabela 22. *Clusters*, conceitos e simplificações da análise tradicional do mapa agregado “Coleta Seletiva”.

CLUSTER	CONCEITOS	SIMPLIFICAÇÕES
Coleta seletiva porta-a-porta	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 41	Este mapa resultou em muitos conceitos operacionais, além de ter conceitos importantes contemplados nos outros dois mapas agregados, não sendo, portanto, considerado na análise avançada.
PEV	13, 17, 18, 19, 20, 21, 41	
Planejamento	22, 23, 24, 25, 26, 27, 28, 29, 30, 31, 32, 33, 34, 35, 36, 37, 38, 39, 40, 41, 42	

Fonte: o autor.

Tabela 23. *Clusters*, conceitos e simplificações da análise tradicional do mapa agregado “Recuperação material e energética”.

CLUSTER	CONCEITOS	SIMPLIFICAÇÕES
Reciclagem	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 27, 33	Os conceitos 14, 15 e 16 (compostagem residencial) foram transferidos para o mapa agregado <i>Redução</i> .
Compostagem	1, 14, 15, 16, 17, 18, 19, 20, 21, 22, 23, 24, 25, 26, 27, 29, 33	
Pirólise/gaseificação	1, 10, 11, 12, 13, 33	
Incineração	1, 30, 32, 33	
Aterro	1, 26, 28, 29, 31, 32, 33, 59, 60, 61, 62	Como a pirólise/gaseificação não é comumente empregada para tratamento de RSU, os conceitos relacionados a estas foram excluídos.
Aspectos ambientais	33, 50, 51, 52, 53, 54, 55, 56, 57, 58, 62	
Aspectos econômicos	33, 34, 35, 36, 37, 38, 39, 40, 41, 42, 43, 44, 47, 48, 49, 60, 62, 63	
Aspectos sanitários	32, 33, 59, 61, 62	Para análise avançada foram excluídos os conceitos 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 10, 11, 12, 13, 17, 18, 19, 20, 21, 24, 26, 31, 32, 34, 35, 36, 37, 38, 40, 41, 42, 47, 48, 52, 53, 55, 56, 60.
Aspectos sociais	33, 44, 45, 46	

Fonte: o autor.

Com base nas simplificações, foram construídos os mapas *Redução simplificado* e *Recuperação material e energética simplificado*, ambos constantes no Apêndice II. Embora

excluídos da análise avançada, é importante dedicar alguma atenção aos conceitos operacionais e àqueles fora da esfera de atuação do poder público municipal.

O mapa agregado *Redução* trouxe diversos conceitos importantes para o gerenciamento de RSU, tais como: a responsabilidade compartilhada pela geração de resíduos entre produtores e consumidores, a redução da obsolescência funcional e simbólica de produtos, a substituição das *commodities* de bens por serviços, a mudança nos padrões de embalagens de produtos e a necessidade de estabelecer as diretrizes da Produção mais Limpa nos processos produtivos. É importante notar que estes conceitos permeiam a percepção dos decisores implicados na gestão de RSU do município, o que demonstra alinhamento com as diretrizes da hierarquia do gerenciamento de resíduos.

O mapa agregado *Coleta Seletiva* trouxe os conceitos operacionais totalmente alinhados com a literatura, tais como: mapear o mercado de recicláveis durante o planejamento, considerar os catadores autônomos e organizados em um eventual programa de coleta seletiva, implementar procedimentos de logística reversa e definir a responsabilidade compartilhada entre diferentes atores.

O mapa agregado *Recuperação material e energética* foi o mais complexo em termos de causas e conseqüências e em termos de ligações de influência entre pólos opostos. Este mapa trouxe importantes conceitos operacionais em termos de gerenciamento de RSU, tais como: possibilidade de desenvolvimento da compostagem descentralizada, necessidade de estruturação e manutenção do mercado para produtos reciclados, necessidade de definição das bases para licenciamento ambiental de tratamento de resíduos orgânicos e imposição de restrições à entrada de determinados produtos no país, como forma de controlar a composição dos RSU gerados. É importante frisar que muitos decisores não exprimem de forma natural o pólo oposto psicológico dos conceitos, o que gera dificuldade em fazê-lo durante a entrevista.

A análise avançada dos mapas *Redução simplificado* e *Recuperação material e energética simplificado* encontra-se sistematizada na Tabela 24. Abaixo, está descrita, de forma geral, os pressupostos utilizados para avaliação dos candidatos a PVF nos aspectos:

- Essencial: os PVF selecionados foram muito recorrentes, presentes na maior parte dos mapas, traduzindo objetivos estratégicos comuns aos decisores;

- **Controlável:** embora os PVF identificados possam não ser influenciados apenas pelas alternativas identificadas – devido ao fato de serem muito abrangentes, caso da geração de trabalho e renda, por exemplo, que pode ser estimulada por outras políticas setoriais alheias ao gerenciamento de RSU –, optou-se por mantê-los, mesmo ferindo a premissa da controlabilidade, pois foram recorrentes e balizam boa parte das ações em termos de políticas públicas para o gerenciamento de RSU.
- **Mensurável e Operacional:** entende-se que os PVF escolhidos possam ser empregados na avaliação de desempenho de estratégias em gerenciamento de RSU, pois podem ser operacionalizados e avaliados, bastando para isso que se formulem descritores e funções de valor coerentes.
- **Isolável:** os conceitos foram julgados isoláveis, uma vez que a mensuração de um conceito no contexto da decisão pode se dar de forma independente em relação aos demais;
- **Não-redundante:** o conjunto de candidatos a PVF é considerado não redundante, embora possa existir alguma intersecção. Para efeito de desambiguação, o PVF “Créditos de Carbono” deve ser interpretado como fonte de receitas para o gerenciamento de RS e não como fator de mitigação de impactos ambientais;
- **Conciso:** como a construção do modelo multicritérios não evoluiu em conjunto com os decisores após a construção dos mapas cognitivos, não é possível determinar se o conjunto de candidatos a PVF selecionados perfaz um conjunto conciso, ou seja, se estes seriam os critérios mínimos para modelar o contexto da decisão;
- **Compreensível:** na definição dos critérios supôs-se todos compreensíveis. No entanto, após o julgamento do modelo multicritérios, alguns decisores manifestaram relativo desconhecimento sobre os procedimentos e resultados da emissão de reduções certificadas (geração de créditos de carbono).

Tabela 24. Análise dos candidatos a PVF para construção dos critérios.

MAPA AGREGADO RECUPERAÇÃO MATERIAL E ENERGÉTICA SIMPLIFICADO									
CANDIDATO A PVF	ESSENCIAL	CONTROLÁVEL	MENSURÁVEL	OPERACIONAL	ISOLÁVEL	NÃO-REDUNDANTE	CONCISO	COMPRENSÍVEL	CRITÉRIO
(45) Gerar trabalho e renda	x		x	x	x	x		x	Trabalho, emprego e renda
(49) Reduzir gastos públicos	x		x	x	x	x		x	Custos
(39) Gerar créditos de carbono			x	x	x	x		x	Créditos de Carbono
(44) Evitar o desperdício de recursos econômicos	x		x	x	x	x		x	Recuperação energética
(43) Reduzir o desperdício matérias-primas	x		x	x	x	x			Recuperação material
(54) Reduzir impactos ambientais	x	x	x	x	x	x		x	Impacto ambiental
(61) Melhorar as condições sanitárias	x		x	x	x	x		x	Saúde Pública
MAPA AGREGADO REDUÇÃO SIMPLIFICADO									
(9) Responsabilizar consumidores pelos resíduos pós-consumo	x	x	x	x	x	x		x	Participação social e Poder de Polícia do município
(34) Modificar os valores/cultura da sociedade	x	x	x	x	x	x		x	Consciência ambiental

Fonte: o autor.

A Tabela 25 traz as alternativas identificadas nos mapas agregados simplificados, consideradas para a construção dos cenários descritos anteriormente (Quadro 9). A construção dos cenários leva em conta o fato de que, com exceção do aterro sanitário, os métodos de tratamento de RSU não se destinam a todos os resíduos presentes nos RSU, o que implica na combinação destes para alcançar resultados. Todavia, a construção dos cenários buscou contemplar minimamente as alternativas identificadas nos mapas cognitivos e não todas as combinações possíveis entre as alternativas.

4.2 JULGAMENTO DOS CRITÉRIOS E CENÁRIOS

Conforme abordado anteriormente, dos 25 questionários enviados para julgamento da importância dos critérios e avaliação dos cenários por especialistas, 18 foram completamente

respondidos. O resultado dos julgamentos da importância dos critérios é exposto na Tabela 26.

Com base nos dados da Tabela 26, foram realizadas as análises pelos métodos Delphi e AHP para definir as taxas de substituição. Os procedimentos utilizados e seus resultados estão sequencialmente organizados nas Tabelas 27, 28, 29, 30, 31 e 32. Tais procedimentos seguiram o seguinte itinerário: ordenação das amostras e cálculo das amostras saneadas (exclusão dos valores abaixo e acima do 1º e 3º quartis, respectivamente); cálculo das médias saneadas; construção da matriz das diferenças par-a-par das médias saneadas (Matriz MS); transposição da matriz das diferenças para os valores da Escala de Saaty (Matriz ES); cálculo do maior autovalor e respectivo autovetor da Matriz ES.

Tabela 25. Seleção de conceitos para identificação das alternativas do modelo multicritério.

MAPA AGREGADO RECUPERAÇÃO MATERIAL E ENERGÉTICA SIMPLIFICADO	
CONCEITO	ALTERNATIVA
(9) Promover a Reciclagem (...) Promover a recuperação energética	Reciclagem
(23) Promover a compostagem	Compostagem
(22) Promover a compostagem anaeróbia	Digestão anaeróbia
(28) Encaminhar para aterro sanitário	Aterro sanitário com recuperação de biogás
(30) Promover a incineração de resíduos	Incineração
MAPA AGREGADO REDUÇÃO SIMPLIFICADO	
(14) Cobrar taxa por geração de resíduos	Promover a cobrança de taxas sobre a geração de resíduos
(47) Promover a reutilização	Incentivar a reutilização
(43) Reduzir o padrão de consumo	Incentivar o consumo consciente

Fonte: o autor.

A Tabela 28 apresenta os critérios ordenados do mais importante para o menos importante. Embora o objetivo da hierarquia do gerenciamento de resíduo seja a promoção da melhor opção global em termos de estratégias de gerenciamento, o critério de maior importância resultou no princípio mais básico em termos de gerenciamento de resíduos: garantir os níveis adequados de saúde pública. Em segundo lugar ficou o critério de recuperação material, o que pode ser explicado pela presença recorrente, ao longo dos últimos anos, de argumentos favoráveis à reciclagem no discurso de representantes do poder público e especialistas em gerenciamento de RSU (LAYRARGUES, 2002).

Tabela 26. Consolidação dos resultados: julgamento da importância dos critérios.

CRITÉRIOS	ESPECIALISTA																	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
1. Recuperação material	10	8	10	9	10	10	8	8	10	10	8	8	10	10	8	10	10	10
2. Recuperação energética	5	8	8	5	8	6	6	6	8	6	6	8	8	10	4	8	8	9
3. Impacto ambiental	5	10	10	7	10	8	8	8	10	8	8	10	10	10	8	10	8	9
4 Custos	7	10	10	8	8	9	7	8	10	8	10	10	8	10	6	10	8	8
5. Trabalho, emprego e renda	8	8	8	6	8	8	6	6	10	6	10	6	8	6	8	10	6	9
6. Créditos de Carbono	5	6	4	4	4	6	5	4	6	4	6	8	8	8	6	6	6	8
7. Saúde pública	8	10	8	8	10	9	10	10	10	10	10	10	10	8	7	10	10	9
8. Participação social	10	10	8	8	10	10	9	8	9	8	8	10	10	10	8	10	10	9
9. Consciência ambiental	10	10	8	10	10	8	8	8	9	8	8	10	10	8	8	10	10	10
10. Poder de polícia do município	8	8	10	7	8	8	7	8	9	8	8	10	6	8	6	10	10	9

Fonte: o autor

Os critérios menos preferidos foram os de recuperação energética e de geração de créditos de carbono, o que é compreensível. Em primeiro lugar, porque a recuperação energética de resíduos não faz parte da cultura do gerenciamento de RSU no Brasil, uma vez que as políticas públicas desenvolvidas neste setor privilegiam a disposição final adequada e a recuperação material, em função dos elevados custos para instalação e operação de incineradores, da dependência que milhares de catadores têm na comercialização de recicláveis e no fato de que o Brasil possui uma matriz energética de base hidrelétrica, considerada energia limpa e de baixo custo.

Também, a comercialização de Créditos de Carbono a partir de sistemas de tratamento de RSU não é consolidada. Embora existam metodologias de linha de base para recuperação de GDL em aterros, para compostagem e para incineração de RSU, deve-se considerar que: i) o preço dos Créditos de Carbono está sujeito aos humores do mercado, dependendo das cotações das bolsas de valores que os comercializam; ii) a necessidade que os países Parte do Protocolo de Quioto têm de adquirir Créditos de Carbono pode ser passageira, pois, uma vez atingida a redução de emissão de GEE aos níveis exigidos, a necessidade de investir na compra de Créditos de Carbono passa a ser relativa (FELIPETTO, 2007).

A Tabela 29 expõe a medida das diferenças par-a-par entre os critérios, cujos resultados são comparados com a escala da Tabela 30, a qual faz a transposição dos valores obtidos na metodologia Delphi para a metodologia AHP. Na Tabela 30 é importante notar que a diferença entre os valores mínimos e máximos de cada intervalo cresce na medida em que os valores dos limites se tornam maiores. Esta construção visa a equilibrar a distribuição de valores da matriz das diferenças (Tabela 29), que acabam ficando mais próximos de 0 (limite

mínimo da escala de transformação) do que de 4 (limite máximo), uma vez que as médias saneadas dos critérios resultaram em valores muito concentrados no limite superior, com 90% deles entre 7 e 10.

Tabela 27. Amostra ordenada e amostra saneada dos julgamentos dos critérios.

AMOSTRA ORDENADA										AMOSTRA SANEADA											
Recuperação material	Recuperação energética	Impacto ambiental	Custos	Trabalho, emprego e renda	Créditos de Carbono	Saúde pública	Participação da população	Consciência ambiental	Poder de polícia do município	Recuperação material	Recuperação energética	Impacto ambiental	Custos	Trabalho, emprego e renda	Créditos de Carbono	Saúde pública	Participação da população	Consciência ambiental	Poder de polícia do município		
10	10	10	10	10	8	10	10	10	10	Valores excluídos											
10	9	10	10	10	8	10	10	10	10												
10	8	10	10	10	8	10	10	10	10												
10	8	10	10	9	8	10	10	10	10												
10	8	10	10	8	6	10	10	10	9	3º QUARTIL	10	8	10	10	8	6	10	10	10	9	
10	8	10	10	8	6	10	10	10	9		10	8	10	10	8	6	10	10	10	9	
10	8	10	10	8	6	10	10	10	8	MEDIANA	10	8	10	10	8	6	10	10	10	8	
10	8	10	9	8	6	10	10	10	8		10	8	10	9	8	6	10	10	10	8	
10	8	9	8	8	6	10	10	10	8		10	8	9	8	8	6	10	10	10	8	
10	8	8	8	8	6	10	9	9	8		10	8	8	8	8	6	10	9	9	8	
10	6	8	8	8	6	10	9	8	8		10	6	8	8	8	6	10	9	8	8	
9	6	8	8	6	5	9	9	8	8		9	6	8	8	8	6	5	9	9	8	8
8	6	8	8	6	5	9	8	8	8	1º QUARTIL	8	6	8	8	6	5	9	8	8	8	
8	6	8	8	6	4	8	8	8	8		8	6	8	8	6	4	8	8	8	8	
8	6	8	8	6	4	8	8	8	7		Valores excluídos										
8	5	8	7	6	4	8	8	8	7												
8	5	7	7	6	4	8	8	8	6												
8	4	5	6	6	4	7	8	8	6												
Σ amostra saneada										95	72	89	87	74	56	96	93	91	82		
Média saneada										9,5	7,2	8,9	8,7	7,4	5,6	9,6	9,3	9,1	8,2		

Fonte: o autor.

Tabela 28. Ordem de preferência dos critérios com respectivas médias calculadas.

POSICÃO	CRITÉRIO	MÉDIA SANEADA
1º	Saúde pública	9,60
2º	Recuperação material	9,50
3º	Participação da população	9,30
4º	Consciência Ambiental	9,10
5º	Impacto ambiental	8,90
6º	Custos	8,70
7º	Poder de Polícia do Município	8,20
8º	Trabalho, emprego e renda	7,40
9º	Recuperação energética	7,20
10º	Créditos de Carbono	5,60

Fonte: o autor.

Tabela 29. Diagonal superior da matriz MS.

		Saúde Pública	Recuperação material	Participação social	Consciência ambiental	Impacto ambiental	Custos	Poder de polícia do município	Trabalho, emprego e renda	Recuperação energética	Créditos de Carbono
		MÉDIAS SANEADAS									
		9,60	9,50	9,30	9,10	8,90	8,70	8,20	7,40	7,20	5,60
Saúde Pública	9,60	0,00	0,10	0,30	0,50	0,70	0,90	1,40	2,20	2,40	4,00
Recuperação material	9,50	-	0,00	0,20	0,40	0,60	0,80	1,30	2,10	2,30	3,9
Participação da população	9,30	-	-	0,00	0,20	0,40	0,60	1,10	1,90	2,10	3,70
Consciência ambiental	9,10	-	-	-	0,00	0,20	0,40	0,90	1,70	1,90	3,50
Impacto ambiental	8,90	-	-	-	-	0,00	0,20	0,70	1,50	1,70	3,30
Custos	8,70	-	-	-	-	-	0,00	0,50	1,30	1,50	3,10
Poder de Polícia do Município	8,20	-	-	-	-	-	-	0,00	0,80	1,00	2,60
Trabalho, emprego e renda	7,40	-	-	-	-	-	-	-	0,00	0,20	1,80
Recuperação energética	7,20	-	-	-	-	-	-	-	-	0,00	1,60
Créditos de Carbono	5,60	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,00

Fonte: o autor.

Tabela 30. Escala de transformação dos valores das diferenças entre as médias saneadas para a escala de Saaty. Relação entre os limites inferior e superior e a escala de Saaty.

ESCALA DAS DIFERENÇAS		DIFERENÇA ENTRE LIMITES	ESCALA DE SAATY
LIMITE INFERIOR	LIMITE SUPERIOR		
0,0000	0,2900	0,29	1
0,3000	0,6200	0,32	2
0,6300	0,9800	0,35	3
0,9900	1,3700	0,38	4
1,3800	1,8000	0,42	5
1,8100	2,2700	0,46	6
2,2800	2,7900	0,51	7
2,8000	3,3600	0,56	8
3,3700	4,0000	0,63	9

Fonte: o autor.

A Tabela 31 apresenta os valores das diferenças das médias saneadas já transpostos para a escala de Saaty. Os recíprocos foram completados, de forma que os valores ali constantes foram utilizados para o cálculo do maior autovalor e do autovetor correspondente, resultando nos valores apresentados na Tabela 32, a qual traz o peso normalizado de cada critério.

Tabela 31. Matriz ES.

		Saúde Pública	Recuperação material	Participação social	Consciência ambiental	Impacto ambiental	Custos	Poder de polícia do município	Trabalho, emprego e renda	Recuperação energética	Créditos de Carbono
		MÉDIAS SANEADAS									
		9,60	9,50	9,30	9,10	8,90	8,70	8,20	7,40	7,20	5,60
Saúde Pública	9,60	1,000	1,000	2,000	2,000	3,000	3,000	5,000	6,000	7,000	9,000
Recuperação material	9,50	1,000	1,000	1,000	2,000	2,000	3,000	4,000	6,000	7,000	9,000
Participação da população	9,30	0,500	1,000	1,000	1,000	2,000	2,000	4,000	6,000	6,000	9,000
Consciência ambiental	9,10	0,500	0,500	1,000	1,000	1,000	2,000	3,000	5,000	6,000	9,000
Impacto ambiental	8,90	0,333	0,500	0,500	1,000	1,000	1,000	3,000	5,000	5,000	8,000
Custos	8,70	0,333	0,333	0,500	0,500	1,000	1,000	2,000	4,000	5,000	8,000
Poder de Polícia do Município	8,20	0,200	0,250	0,250	0,333	0,333	0,500	1,000	3,000	4,000	7,000
Trabalho, emprego e renda	7,40	0,167	0,167	0,167	0,200	0,200	0,250	0,333	1,000	1,000	5,000
Recuperação energética	7,20	0,143	0,143	0,167	0,167	0,200	0,200	0,250	1,000	1,000	5,000
Créditos de Carbono	5,60	0,111	0,111	0,111	0,111	0,125	0,125	0,143	0,200	0,200	1,000

Fonte: o autor.

Tabela 32. Cálculo do maior auto-valor e respectivo auto-vetor a partir da Matriz ES.

AUTOVALOR	AUTOVETOR	PESO PONDERADO	CRITÉRIO
10,5165	0,5694	0,22	Saúde Pública
	0,4911	0,19	Recuperação material
	0,4040	0,15	Participação social
	0,3338	0,13	Consciência ambiental
	0,2741	0,10	Impacto ambiental
	0,2296	0,09	Custos
	0,1449	0,06	Poder de polícia do município
	0,0739	0,03	Trabalho, emprego e renda
	0,0682	0,03	Recuperação energética
	0,0328	0,01	Créditos de Carbono
SOMA	2,6218	1,00	

Fonte: o autor.

Com base nos valores da Tabela 32, calculou-se a RC, que resultou em 0,04 – abaixo de 0,1, requisito da metodologia AHP. Para este cálculo foram utilizados λ_{max} igual a 10,5165, resultando em IC igual a 0,06. Para IR, utilizou-se o valor referente a uma matriz de ordem 10, conforme Tabela 18.

A Tabela 33 apresenta a matriz *payoff* agregada, resultado do somatório dos desempenhos das alternativas nos critérios de avaliação, segundo julgamento de cada especialista.

Tabela 33. Matriz *payoff* agregada.

CRITÉRIO	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4	Cenário 5	Cenário 6	Cenário 7	Cenário 8	Cenário 9	Cenário 10	Cenário 11
Crit. 1	-6.00	-14.00	-19.00	36.00	22.00	35.00	24.00	29.00	10.00	12.00	25.00
Crit. 2	32.00	35.00	-12.00	3.00	4.00	27.00	26.00	3.00	-3.00	-3.00	3.00
Crit. 3	17.00	-2.00	-15.00	22.00	15.00	27.00	20.00	20.00	25.00	25.00	23.00
Crit. 4	16.00	3.00	-12.00	10.00	-2.00	12.00	3.00	30.00	28.00	24.00	25.00
Crit. 5	0.00	-4.00	-8.00	29.00	22.00	30.00	25.00	19.00	-3.00	4.00	21.00
Crit. 6	32.00	27.00	-3.00	9.00	13.00	25.00	24.00	1.00	-5.00	-5.00	-5.00
Crit. 7	17.00	4.00	-4.00	20.00	15.00	21.00	19.00	14.00	18.00	20.00	17.00
Crit. 8	0.00	-3.00	-10.00	28.00	22.00	28.00	20.00	35.00	26.00	31.00	30.00
Crit. 9	4.00	-5.00	-15.00	29.00	21.00	28.00	20.00	34.00	15.00	32.00	29.00
Crit.10	1.00	0.00	-3.00	16.00	14.00	15.00	14.00	23.00	29.00	21.00	14.00

Fonte: o autor.

A aplicação do MCDA-FEC exige, como parâmetros de entrada, os dados da Tabela 32 (peso dos critérios) e os dados da Tabela 33, que serão comuns a todos os métodos calculados pelo programa. No entanto, o programa calcula os resultados dos 4 métodos multicritérios com base em 3 cenários de pesos, de forma que seja possível identificar variações nos resultados a partir de pequenas variações nos dados de entrada, o que pode ser interpretado como uma análise de sensibilidade dos resultados dos métodos multicritérios. Os 3 cenários estão descritos abaixo e os valores dos pesos de cada critério nos diferentes cenários são expostos na Tabela 34.

- Cenário de Pesos I: Média dos pesos. Utiliza os pesos normalizados dos critérios;
- Cenário de Pesos II: Moda dos pesos. Aumenta de 10% do peso do maior critério;
- Cenário de Pesos III: Pesos iguais. Redução de 10% do peso do maior critério.

As Tabelas 35 e 36 trazem os resultados da aplicação dos métodos CGT e a ordenação dos cenários em gerenciamento de RSU decorrentes dos resultados dos métodos. As Tabelas 37 e 38 trazem as mesmas informações para os resultados obtidos pelo método CP.

Com base nos resultados ordenados é possível notar pequenas variações nas posições de alguns cenários de decisão, caso dos cenários 08 e 04, que mudam de posição conforme o cenário de pesos nos método CGT e CP. Como era esperado, em razão das formulações matemáticas semelhantes, os resultados dos dois métodos são idênticos, como pode ser visto na comparação das Tabelas 36 e 38.

Tabela 34. Pesos dos critérios para os diferentes cenários calculados pelo programa MCDA-FEC.

CRITÉRIO	PESOS DOS CRITÉRIOS		
	CENÁRIO I	CENÁRIO II	CENÁRIO III
Recuperação material	0.19	0.19	0.19
Recuperação energética	0.03	0.03	0.03
Impacto ambiental	0.10	0.10	0.10
Custos	0.09	0.09	0.09
Trabalho, emprego e renda	0.03	0.03	0.03
Crédito de Carbono	0.01	0.01	0.01
Saúde pública	0.22	0.24	0.20
Participação social	0.15	0.15	0.15
Consciência ambiental	0.13	0.13	0.13
Poder de polícia do município	0.06	0.06	0.06

Fonte: o autor.

Tabela 35. Resultados do método *Cooperative Game Theory*.

CENÁRIO DE DECISÃO	RESULTADOS		
	CENÁRIO DE PESOS I	CENÁRIO DE PESOS II	CENÁRIO DE PESOS III
CENÁRIO 1 <i>Aterro sanitário com aproveitamento energético de biogás.</i>	17.599	17.683	17.512
CENÁRIO 2 <i>Incineração com recuperação energética</i>	9.220	9.216	9.225
CENÁRIO 3 <i>Incineração sem recuperação energética</i>	1.011	1.011	1.011
CENÁRIO 4 <i>Reciclagem + Compostagem (comercialização de composto)</i>	34.028	33.805	34.262
CENÁRIO 5 <i>Reciclagem + Compostagem (sem recuperação do composto)</i>	26.586	26.426	26.756
CENÁRIO 6 <i>Reciclagem + Digestão anaeróbia (comerc. de composto e aprov. de biogás)</i>	35.918	35.671	36.177
CENÁRIO 7 <i>Reciclagem + Digestão anaeróbia (disposição do lodo e aprov. de biogás)</i>	29.850	29.711	29.995
CENÁRIO 8 <i>Reciclagem + Compostagem residencial</i>	34.191	33.766	34.642
CENÁRIO 9 <i>Redução da geração per capita de resíduos (cobrança de taxas progressivas)</i>	27.910	27.796	28.031
CENÁRIO 10 <i>Redução da geração per capita de resíduos (incentivo ao consumo consciente)</i>	30.930	30.790	31.077
CENÁRIO 11 <i>Redução da geração per capita de resíduos (incentivo à reutilização)</i>	32.228	31.967	32.503

Fonte: o autor.

Tabela 36. *Cooperative Game Theory*: Cenários de decisão ordenados para os diferentes cenários de pesos.

CENÁRIO DOS PESOS	POSIÇÃO DOS CENÁRIOS DE DECISÃO										
	1°	2°	3°	4°	5°	6°	7°	8°	9°	10°	11°
Cenário dos pesos I	06	08	04	11	10	07	09	05	01	02	03
Cenário dos pesos II	06	04	08	11	10	07	09	05	01	02	03
Cenário dos pesos III	06	08	04	11	10	07	09	05	01	02	03

Fonte: o autor.

Tabela 37. Resultados do método *Compromise Programming*.

CENÁRIO DE DECISÃO	RESULTADOS		
	CENÁRIO DE PESOS I	CENÁRIO DE PESOS II	CENÁRIO DE PESOS III
CENÁRIO 1 <i>Aterro sanitário com aproveitamento energético de biogás.</i>	0.5034	0.4961	0.5110
CENÁRIO 2 <i>Incineração com recuperação energética</i>	0.7544	0.7528	0.7560
CENÁRIO 3 <i>Incineração sem recuperação energética</i>	0.9995	0.9995	0.9995
CENÁRIO 4 <i>Reciclagem + Compostagem (comercialização de composto)</i>	0.1505	0.1481	0.1529
CENÁRIO 5 <i>Reciclagem + Compostagem (sem recuperação do composto)</i>	0.3322	0.3302	0.3342
CENÁRIO 6 <i>Reciclagem + Digestão anaeróbia (comerc. de composto e aprov. de biogás)</i>	0.1134	0.1110	0.1159
CENÁRIO 7 <i>Reciclagem + Digestão anaeróbia (disposição do lodo e aprov. de biogás)</i>	0.2581	0.2543	0.2621
CENÁRIO 8 <i>Reciclagem + Compostagem residencial</i>	0.1497	0.1525	0.1468
CENÁRIO 9 <i>Redução da geração per capita de resíduos (cobrança de taxas progressivas)</i>	0.2633	0.2603	0.2665
CENÁRIO 10 <i>Redução da geração per capita de resíduos (incentivo ao consumo consciente)</i>	0.1958	0.1925	0.1993
CENÁRIO 11 <i>Redução da geração per capita de resíduos (incentivo à reutilização)</i>	0.1872	0.1866	0.1878

Fonte: o autor.

Tabela 38. *Compromise Programming*: Cenários de decisão ordenados para os diferentes cenários de pesos.

CENÁRIO DOS PESOS	POSIÇÃO DOS CENÁRIOS DE DECISÃO										
	1°	2°	3°	4°	5°	6°	7°	8°	9°	10°	11°
Cenário dos pesos I	06	08	04	11	10	07	09	05	01	02	03
Cenário dos pesos II	06	04	08	11	10	07	09	05	01	02	03
Cenário dos pesos III	06	08	04	11	10	07	09	05	01	02	03

Fonte: o autor.

As Tabelas de 39 a 46 apresentam os resultados do método PROMETHEE II, sendo que as Tabelas 40 e 41 apresentam os resultados para o cenário de pesos I, as Tabelas 42 e 43 apresentam os resultados para o cenário de pesos II e as Tabelas 44 e 45 apresentam os resultados para o Cenário de pesos II. A Tabela 46 consolida os resultados obtidos com o método PROMETHEE II, apresentando os resultados ordenados. Através desta última é possível verificar que não houve alterações nos resultados entre os cenários de pesos. Os parâmetros de entrada deste método (tipo de função preferência, p , q e s) constam na Tabela 39.

Tabela 39. Parâmetros de entrada para o método PROMETHEE II.

CRITÉRIO	PARÂMETROS			
	FUNÇÃO TIPO	p	q	s
Recuperação Material	3	2.00	1.00	2.00
Recuperação energética	3	3.00	1.00	1.50
Impacto ambiental	3	3.00	1.00	1.50
Custos	3	3.00	1.00	1.50
Trabalho, emprego e renda	3	3.00	1.00	1.50
Crédito de Carbono	3	3.00	1.00	1.80
Saúde pública	3	3.00	1.00	1.80
Participação social	3	3.00	1.00	2.00
Consciência ambiental	3	3.00	1.00	1.50
Poder de polícia do município	3	3.00	1.00	1.90

Fonte: o autor.

Tabela 40. Matriz de preferências para o cenário da média dos pesos. Método PROMETHEE II.

CENÁRIO DE DECISÃO	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4	Cenário 5	Cenário 6	Cenário 7	Cenário 8	Cenário 9	Cenário 10	Cenário 11
Cenário 1	0.000	0.931	1.000	0.129	0.340	0.129	0.129	0.257	0.069	0.040	0.040
Cenário 2	0.030	0.000	1.000	0.040	0.129	0.036	0.040	0.040	0.040	0.040	0.040
Cenário 3	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.007	0.007	0.007
Cenário 4	0.871	0.960	1.000	0.000	0.941	0.157	0.762	0.512	0.630	0.257	0.485
Cenário 5	0.554	0.871	1.000	0.020	0.000	0.000	0.142	0.122	0.386	0.257	0.030
Cenário 6	0.871	0.960	1.000	0.281	0.960	0.000	0.861	0.574	0.769	0.396	0.594
Cenário 7	0.799	0.871	1.000	0.040	0.663	0.000	0.000	0.287	0.459	0.257	0.215
Cenário 8	0.743	0.960	1.000	0.426	0.713	0.426	0.614	0.000	0.594	0.620	0.624
Cenário 9	0.785	0.941	0.990	0.248	0.614	0.149	0.396	0.376	0.000	0.149	0.287
Cenário 10	0.960	0.960	0.990	0.525	0.743	0.426	0.597	0.317	0.640	0.000	0.521
Cenário 11	0.743	0.960	0.990	0.221	0.799	0.231	0.559	0.337	0.525	0.277	0.000

Fonte: o autor.

Tabela 41. Resultados para o cenário da média dos pesos. Método PROMETHEE II.

CENÁRIO DE DECISÃO	Φ^+	Φ^-	Φ_i
CENÁRIO 1 <i>Aterro sanitário com aproveitamento energético de biogás.</i>	0.3063	0.6356	-0.3294
CENÁRIO 2 <i>Incineração com recuperação energética</i>	0.1432	0.8416	-0.6983
CENÁRIO 3 <i>Incineração sem recuperação energética</i>	0.0020	0.9970	-0.9950
CENÁRIO 4 <i>Reciclagem + Compostagem (comercialização de composto)</i>	0.6576	0.1927	0.4649
CENÁRIO 5 <i>Reciclagem + Compostagem (sem recuperação do composto)</i>	0.3383	0.5901	-0.2518
CENÁRIO 6 <i>Reciclagem + Digestão anaeróbia (comerc. de composto e aprov. de biogás)</i>	0.7267	0.1553	0.5715
CENÁRIO 7 <i>Reciclagem + Digestão anaeróbia (disposição do lodo e aprov. de biogás)</i>	0.4591	0.4101	0.0490
CENÁRIO 8 <i>Reciclagem + Compostagem residencial</i>	0.6719	0.2822	0.3898
CENÁRIO 9 <i>Redução da geração per capita de resíduos (cobrança de taxas progressivas)</i>	0.4934	0.4119	0.0815
CENÁRIO 10 <i>Redução da geração per capita de resíduos (incentivo ao consumo consciente)</i>	0.6680	0.2300	0.4380
CENÁRIO 11 <i>Redução da geração per capita de resíduos (incentivo à reutilização)</i>	0.5642	0.2842	0.2800

Fonte: o autor.

Tabela 42. Matriz de preferências para o cenário da moda dos pesos. Método PROMETHEE II.

CENÁRIO DE DECISÃO	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4	Cenário 5	Cenário 6	Cenário 7	Cenário 8	Cenário 9	Cenário 10	Cenário 11
Cenário 1	0.000	0.932	1.000	0.126	0.347	0.126	0.126	0.273	0.068	0.039	0.039
Cenário 2	0.029	0.000	1.000	0.039	0.126	0.036	0.039	0.039	0.039	0.039	0.039
Cenário 3	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.006	0.006	0.006
Cenário 4	0.874	0.961	1.000	0.000	0.942	0.153	0.753	0.522	0.631	0.252	0.496
Cenário 5	0.543	0.874	1.000	0.019	0.000	0.000	0.139	0.127	0.378	0.252	0.029
Cenário 6	0.874	0.961	1.000	0.282	0.961	0.000	0.857	0.583	0.774	0.395	0.603
Cenário 7	0.796	0.874	1.000	0.039	0.671	0.000	0.000	0.302	0.456	0.252	0.224
Cenário 8	0.727	0.961	1.000	0.417	0.698	0.417	0.601	0.000	0.581	0.607	0.610
Cenário 9	0.776	0.942	0.990	0.242	0.622	0.145	0.388	0.390	0.000	0.145	0.288
Cenário 10	0.961	0.961	0.990	0.514	0.748	0.417	0.592	0.331	0.641	0.000	0.532
Cenário 11	0.727	0.961	0.990	0.216	0.796	0.226	0.547	0.351	0.514	0.271	0.000

Fonte: o autor.

Tabela 43. Resultados para o cenário da moda dos pesos. Método PROMETHEE II.

CENÁRIO DE DECISÃO	Φ^+	Φ^-	Φ_i
CENÁRIO 1 <i>Aterro sanitário com aproveitamento energético de biogás.</i>	0.3076	0.6306	-0.3231
CENÁRIO 2 <i>Incineração com recuperação energética</i>	0.1423	0.8428	-0.7005
CENÁRIO 3 <i>Incineração sem recuperação energética</i>	0.0019	0.9971	-0.9952
CENÁRIO 4 <i>Reciclagem + Compostagem (comercialização de composto)</i>	0.6585	0.1893	0.4692
CENÁRIO 5 <i>Reciclagem + Compostagem (sem recuperação do composto)</i>	0.3360	0.5910	-0.2550
CENÁRIO 6 <i>Reciclagem + Digestão anaeróbia (comerc. de composto e aprov. de biogás)</i>	0.7290	0.1520	0.5770
CENÁRIO 7 <i>Reciclagem + Digestão anaeróbia (disposição do lodo e aprov. de biogás)</i>	0.4614	0.4042	0.0572
CENÁRIO 8 <i>Reciclagem + Compostagem residencial</i>	0.6619	0.2918	0.3701
CENÁRIO 9 <i>Redução da geração per capita de resíduos (cobrança de taxas progressivas)</i>	0.4928	0.4088	0.0840
CENÁRIO 10 <i>Redução da geração per capita de resíduos (incentivo ao consumo consciente)</i>	0.6687	0.2258	0.4428
CENÁRIO 11 <i>Redução da geração per capita de resíduos (incentivo à reutilização)</i>	0.5600	0.2866	0.2734

Fonte: o autor.

Tabela 44. Matriz de preferências para o cenário dos pesos iguais. Método PROMETHEE II.

CENÁRIO DE DECISÃO	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4	Cenário 5	Cenário 6	Cenário 7	Cenário 8	Cenário 9	Cenário 10	Cenário 11
Cenário 1	0.000	0.929	1.000	0.132	0.333	0.132	0.132	0.241	0.071	0.040	0.040
Cenário 2	0.030	0.000	1.000	0.040	0.132	0.037	0.040	0.040	0.040	0.040	0.040
Cenário 3	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.007	0.007	0.007
Cenário 4	0.868	0.960	1.000	0.000	0.939	0.160	0.772	0.501	0.630	0.263	0.474
Cenário 5	0.567	0.868	1.000	0.020	0.000	0.000	0.145	0.117	0.395	0.263	0.030
Cenário 6	0.868	0.960	1.000	0.279	0.960	0.000	0.866	0.565	0.764	0.397	0.585
Cenário 7	0.802	0.868	1.000	0.040	0.656	0.000	0.000	0.271	0.462	0.263	0.204
Cenário 8	0.759	0.960	1.000	0.435	0.729	0.435	0.628	0.000	0.607	0.634	0.638
Cenário 9	0.796	0.939	0.990	0.253	0.605	0.152	0.405	0.362	0.000	0.152	0.286
Cenário 10	0.960	0.960	0.990	0.536	0.737	0.435	0.603	0.302	0.640	0.000	0.511
Cenário 11	0.759	0.960	0.990	0.226	0.802	0.236	0.572	0.322	0.536	0.283	0.000

Fonte: o autor.

Tabela 45. Resultados para o cenário dos pesos iguais. Método PROMETHEE II.

CENÁRIO DE DECISÃO	Φ^+	Φ^-	Φ_i
CENÁRIO 1 <i>Aterro sanitário com aproveitamento energético de biogás.</i>	0.3049	0.6409	-0.3360
CENÁRIO 2 <i>Incineração com recuperação energética</i>	0.1442	0.8403	-0.6961
CENÁRIO 3 <i>Incineração sem recuperação energética</i>	0.0020	0.9970	-0.9949
CENÁRIO 4 <i>Reciclagem + Compostagem (comercialização de composto)</i>	0.6566	0.1963	0.4604
CENÁRIO 5 <i>Reciclagem + Compostagem (sem recuperação do composto)</i>	0.3406	0.5891	-0.2485
CENÁRIO 6 <i>Reciclagem + Digestão anaeróbia (comerc. de composto e aprov. de biogás)</i>	0.7244	0.1587	0.5656
CENÁRIO 7 <i>Reciclagem + Digestão anaeróbia (disposição do lodo e aprov. de biogás)</i>	0.4567	0.4162	0.0405
CENÁRIO 8 <i>Reciclagem + Compostagem residencial</i>	0.6825	0.2721	0.4103
CENÁRIO 9 <i>Redução da geração per capita de resíduos (cobrança de taxas progressivas)</i>	0.4940	0.4151	0.0789
CENÁRIO 10 <i>Redução da geração per capita de resíduos (incentivo ao consumo consciente)</i>	0.6673	0.2344	0.4329
CENÁRIO 11 <i>Redução da geração per capita de resíduos (incentivo à reutilização)</i>	0.5686	0.2816	0.2870

Fonte: o autor.

Tabela 46. Consolidação dos resultados dos cenários de pesos para o método PROMETHEE II.

CENÁRIO DE DECISÃO	CENÁRIO DE PESOS		
	I	II	III
CENÁRIO 6 <i>Reciclagem + Digestão anaeróbia (comerc. de composto e aprov. de biogás)</i>	1°	1°	1°
CENÁRIO 4 <i>Reciclagem + Compostagem (comercialização de composto)</i>	2°	2°	2°
CENÁRIO 10 <i>Redução da geração per capita de resíduos (incentivo ao consumo consciente)</i>	3°	3°	3°
CENÁRIO 8 <i>Reciclagem + Compostagem residencial</i>	4°	4°	4°
CENÁRIO 11 <i>Redução da geração per capita de resíduos (incentivo à reutilização)</i>	5°	5°	5°
CENÁRIO 9 <i>Redução da geração per capita de resíduos (cobrança de taxas progressivas)</i>	6°	6°	6°
CENÁRIO 7 <i>Reciclagem + Digestão anaeróbia (disposição do lodo e aprov. de biogás)</i>	7°	7°	7°
CENÁRIO 5 <i>Reciclagem + Compostagem (sem recuperação do composto)</i>	8°	8°	8°
CENÁRIO 1 <i>Aterro sanitário com aproveitamento energético de biogás.</i>	9°	9°	9°
CENÁRIO 2 <i>Incineração com recuperação energética</i>	10°	10°	10°
CENÁRIO 3 <i>Incineração sem recuperação energética</i>	11°	11°	11°

Fonte: o autor.

As Tabelas de 47 a 74 apresentam os resultados para o método ELECTRE II. Também são apresentados os conjuntos *Kernel* da estrutura de preferência forte e fraca e os resultados das hierarquizações obtidas pelo MCDA-FEC. Os parâmetros de entrada utilizados para este método foram:

- Concordância Forte = 0.8500;
- Concordância Fraca = 0.6000;
- Discordância Forte = 0.2500;
- Discordância Fraca = 0.4500;

Tabela 47. Matriz W^+ . ELECTRE II. Cenário média dos pesos.

CENÁRIO DE DECISÃO	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4	Cenário 5	Cenário 6	Cenário 7	Cenário 8	Cenário 9	Cenário 10	Cenário 11
Cenário 1	0.000	0.980	1.010	0.130	0.450	0.130	0.130	0.260	0.070	0.040	0.040
Cenário 2	0.030	0.000	1.010	0.040	0.130	0.040	0.040	0.040	0.040	0.040	0.040
Cenário 3	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.010	0.010	0.010
Cenário 4	0.880	0.970	1.010	0.000	0.970	0.380	0.970	0.550	0.760	0.260	0.510
Cenário 5	0.560	0.880	1.010	0.040	0.000	0.000	0.280	0.290	0.390	0.260	0.070
Cenário 6	0.880	0.970	1.010	0.480	1.010	0.000	1.010	0.580	0.860	0.580	0.640
Cenário 7	0.880	0.880	1.010	0.040	0.670	0.000	0.000	0.290	0.610	0.260	0.290
Cenário 8	0.750	0.970	1.010	0.430	0.720	0.430	0.620	0.000	0.630	0.690	0.630
Cenário 9	0.940	0.970	1.000	0.250	0.620	0.150	0.400	0.380	0.000	0.150	0.470
Cenário 10	0.970	0.970	1.000	0.530	0.750	0.430	0.750	0.320	0.720	0.000	0.660
Cenário 11	0.750	0.970	1.000	0.340	0.880	0.370	0.660	0.350	0.530	0.340	0.000

Fonte: o autor.

Tabela 48. Matriz W^- . ELECTRE II. Cenário média dos pesos.

CENÁRIO DE DECISÃO	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4	Cenário 5	Cenário 6	Cenário 7	Cenário 8	Cenário 9	Cenário 10	Cenário 11
Cenário 1	0.000	0.030	0.000	0.880	0.560	0.880	0.880	0.750	0.940	0.970	0.750
Cenário 2	0.980	0.000	0.000	0.970	0.880	0.970	0.880	0.970	0.970	0.970	0.970
Cenário 3	1.010	1.010	0.000	1.010	1.010	1.010	1.010	1.010	1.000	1.000	1.000
Cenário 4	0.130	0.040	0.000	0.000	0.040	0.480	0.040	0.430	0.250	0.530	0.340
Cenário 5	0.450	0.130	0.000	0.970	0.000	1.010	0.670	0.720	0.620	0.750	0.880
Cenário 6	0.130	0.040	0.000	0.380	0.000	0.000	0.000	0.430	0.150	0.430	0.370
Cenário 7	0.130	0.040	0.000	0.970	0.280	1.010	0.000	0.620	0.400	0.750	0.660
Cenário 8	0.260	0.040	0.000	0.550	0.290	0.580	0.290	0.000	0.380	0.320	0.350
Cenário 9	0.070	0.040	0.010	0.760	0.390	0.860	0.610	0.630	0.000	0.720	0.530
Cenário 10	0.040	0.040	0.010	0.260	0.260	0.580	0.260	0.690	0.150	0.000	0.340
Cenário 11	0.040	0.040	0.010	0.510	0.070	0.640	0.290	0.630	0.470	0.660	0.000

Fonte: o autor.

Tabela 49. Matriz W^- . ELECTRE II. Cenário média dos pesos.

CENÁRIO DE DECISÃO	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4	Cenário 5	Cenário 6	Cenário 7	Cenário 8	Cenário 9	Cenário 10	Cenário 11
Cenário 1	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.220
Cenário 2	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.090	0.000	0.000	0.000	0.000
Cenário 3	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Cenário 4	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.150	0.000	0.030	0.000	0.220	0.160
Cenário 5	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.060	0.000	0.000	0.000	0.060
Cenário 6	0.000	0.000	0.000	0.150	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Cenário 7	0.000	0.090	0.000	0.000	0.060	0.000	0.000	0.100	0.000	0.000	0.060
Cenário 8	0.000	0.000	0.000	0.030	0.000	0.000	0.100	0.000	0.000	0.000	0.030
Cenário 9	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.140	0.010
Cenário 10	0.000	0.000	0.000	0.220	0.000	0.000	0.000	0.000	0.140	0.000	0.010
Cenário 11	0.220	0.000	0.000	0.160	0.060	0.000	0.060	0.030	0.010	0.010	0.000

Fonte: o autor.

Tabela 50. Matriz de concordância. ELECTRE II. Cenário média dos pesos.

CENÁRIO DE DECISÃO	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4	Cenário 5	Cenário 6	Cenário 7	Cenário 8	Cenário 9	Cenário 10	Cenário 11
Cenário 1	0.000	0.970	1.000	0.129	0.446	0.129	0.129	0.257	0.069	0.040	0.257
Cenário 2	0.030	0.000	1.000	0.040	0.129	0.040	0.129	0.040	0.040	0.040	0.040
Cenário 3	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.010	0.010	0.010
Cenário 4	0.871	0.960	1.000	0.000	0.960	0.525	0.960	0.574	0.752	0.475	0.663
Cenário 5	0.554	0.871	1.000	0.040	0.000	0.000	0.337	0.287	0.386	0.257	0.129
Cenário 6	0.871	0.960	1.000	0.624	1.000	0.000	1.000	0.574	0.851	0.574	0.634
Cenário 7	0.871	0.960	1.000	0.040	0.723	0.000	0.000	0.386	0.604	0.257	0.347
Cenário 8	0.743	0.960	1.000	0.455	0.713	0.426	0.713	0.000	0.624	0.683	0.653
Cenário 9	0.931	0.960	0.990	0.248	0.614	0.149	0.396	0.376	0.000	0.287	0.475
Cenário 10	0.960	0.960	0.990	0.743	0.743	0.426	0.743	0.317	0.851	0.000	0.663
Cenário 11	0.960	0.960	0.990	0.495	0.931	0.366	0.713	0.376	0.535	0.347	0.000

Fonte: o autor.

Tabela 51. Matriz de concordância em que $W^+ > W^-$. ELECTRE II. Cenário média dos pesos.

CENÁRIO DE DECISÃO	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4	Cenário 5	Cenário 6	Cenário 7	Cenário 8	Cenário 9	Cenário 10	Cenário 11
Cenário 1	0.000	0.970	1.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Cenário 2	0.000	0.000	1.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Cenário 3	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Cenário 4	0.871	0.960	1.000	0.000	0.960	0.000	0.960	0.574	0.752	0.000	0.663
Cenário 5	0.554	0.871	1.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Cenário 6	0.871	0.960	1.000	0.624	1.000	0.000	1.000	0.574	0.851	0.574	0.634
Cenário 7	0.871	0.960	1.000	0.000	0.723	0.000	0.000	0.000	0.604	0.000	0.000
Cenário 8	0.743	0.960	1.000	0.000	0.713	0.000	0.713	0.000	0.624	0.683	0.653
Cenário 9	0.931	0.960	0.990	0.000	0.614	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Cenário 10	0.960	0.960	0.990	0.743	0.743	0.000	0.743	0.000	0.851	0.000	0.663
Cenário 11	0.960	0.960	0.990	0.000	0.931	0.000	0.713	0.000	0.535	0.000	0.000

Fonte: o autor.

Tabela 52. Matriz de discordância. ELECTRE II. Cenário média dos pesos.

CENÁRIO DE DECISÃO	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4	Cenário 5	Cenário 6	Cenário 7	Cenário 8	Cenário 9	Cenário 10	Cenário 11
Cenário 1	0.000	0.086	0.000	1.167	0.778	1.139	0.833	1.000	0.966	0.886	0.861
Cenário 2	0.704	0.000	0.000	1.389	1.000	1.361	1.056	1.194	1.000	1.088	1.083
Cenário 3	1.257	1.343	0.000	1.528	1.139	1.556	1.296	1.441	1.481	1.481	1.407
Cenário 4	0.829	0.914	0.000	0.000	0.125	0.686	0.657	0.667	0.600	0.467	0.500
Cenário 5	0.800	0.886	0.000	0.400	0.000	0.657	0.629	1.067	1.000	0.867	0.900
Cenário 6	0.219	0.229	0.000	0.034	0.000	0.000	0.000	0.600	0.533	0.400	0.433
Cenário 7	0.433	0.257	0.000	0.333	0.057	0.306	0.000	0.900	0.833	0.700	0.733
Cenário 8	0.969	0.914	0.000	0.333	0.375	0.750	0.719	0.000	0.207	0.286	0.143
Cenário 9	1.156	1.086	0.063	1.067	0.833	1.100	0.933	0.733	0.000	0.500	0.800
Cenário 10	1.156	1.086	0.063	0.833	0.600	0.938	0.906	0.500	0.276	0.000	0.567
Cenário 11	1.156	1.000	0.063	0.438	0.563	0.938	0.906	0.310	0.517	0.241	0.000

Fonte: o autor.

Conjunto *Kernel* da estrutura de preferência forte – Cenário média dos pesos:

(1,2); (1,3); (2,3); (4,3); (4,5); (5,3); (6,1); (6,2); (6,3); (6,5); (6,7); (7,3); (8,3); (9,3); (10,3); (11,3);

Tabela 53. Matriz das relações hierárquicas fortes. ELECTRE II. Cenário média dos pesos.

CENÁRIO DE DECISÃO	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4	Cenário 5	Cenário 6	Cenário 7	Cenário 8	Cenário 9	Cenário 10	Cenário 11
Cenário 1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Cenário 2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Cenário 3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cenário 4	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
Cenário 5	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Cenário 6	1	1	1	0	1	0	1	0	0	0	0
Cenário 7	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Cenário 8	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Cenário 9	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Cenário 10	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Cenário 11	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0

Fonte: o autor.

Conjunto *Kernel* da estrutura de preferência fraca – Cenário média dos pesos:

(1,2); (1,3); (2,3); (4,3); (4,5); (5,3); (6,1); (6,2); (6,3); (6,4); (6,5); (6,7); (6,11); (7,1); (7,2); (7,3); (7,5); (8,3); (8,5); (8,9); (8,10); (8,11); (9,3); (10,3); (10,9); (11,3);

Tabela 54. Matriz das relações hierárquicas fracas. ELECTRE II. Cenário média dos pesos.

CENÁRIO DE DECISÃO	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4	Cenário 5	Cenário 6	Cenário 7	Cenário 8	Cenário 9	Cenário 10	Cenário 11
Cenário 1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Cenário 2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Cenário 3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cenário 4	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
Cenário 5	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Cenário 6	1	1	1	1	1	0	1	0	0	0	1
Cenário 7	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0
Cenário 8	0	0	1	0	1	0	0	0	1	1	1
Cenário 9	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Cenário 10	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0
Cenário 11	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0

Fonte: o autor.

Primeira hierarquização – Cenário média dos pesos – caminho direto (V):

T = 0

G: 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11
D: 4 6 8 9 10 11
A: 6 8

T = 1

G: 1 2 3 4 5 7 9 10 11
D: 1 4 7 9 10 11
A: 4 7 10 11

T = 2

G: 1 2 3 5 9
D: 1 5 9
A: 1 5 9

T = 3

G: 2 3
D: 2
A: 2

T = 4

G: 3
D: 3
A: 3

Segunda hierarquização – Cenário média dos pesos – caminho inverso (VV):

T = 0

G: 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11
D: 3
A: 3

T = 1

G:	1	2	4	5	6	7	8	9	10	11
D:	2	5	7	8	9	10	11			
A:	2	5	9	11						

T = 2

G:	1	4	6	7	8	10
D:	1	4	7	8	10	
A:	1	4	10			

T = 3

G:	6	7	8
D:	7	8	
A:	7	8	

T = 4

G:	6
D:	6
A:	6

Tabela 55. Hierarquização das alternativas. ELECTRE II. Cenário média dos pesos.

CENÁRIO DE DECISÃO	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
V	3	4	5	2	3	1	2	1	3	2	2
VV	3	4	5	3	4	1	2	2	4	3	4
V _{médio}	3.00	4.00	5.00	2.50	3.50	1.00	2.00	1.50	3.50	2.50	3.00

Fonte: o autor.

Tabela 56. Matriz W^+ . ELECTRE II. Cenário moda dos pesos.

CENÁRIO DE DECISÃO	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4	Cenário 5	Cenário 6	Cenário 7	Cenário 8	Cenário 9	Cenário 10	Cenário 11
Cenário 1	0.000	1.002	1.032	0.130	0.472	0.130	0.130	0.282	0.070	0.040	0.040
Cenário 2	0.030	0.000	1.032	0.040	0.130	0.040	0.040	0.040	0.040	0.040	0.040
Cenário 3	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.010	0.010	0.010
Cenário 4	0.902	0.992	1.032	0.000	0.992	0.380	0.992	0.572	0.782	0.260	0.532
Cenário 5	0.560	0.902	1.032	0.040	0.000	0.000	0.280	0.312	0.390	0.260	0.070
Cenário 6	0.902	0.992	1.032	0.502	1.032	0.000	1.032	0.602	0.882	0.602	0.662
Cenário 7	0.902	0.902	1.032	0.040	0.692	0.000	0.000	0.312	0.632	0.260	0.312
Cenário 8	0.750	0.992	1.032	0.430	0.720	0.430	0.620	0.000	0.630	0.690	0.630
Cenário 9	0.962	0.992	1.022	0.250	0.642	0.150	0.400	0.402	0.000	0.150	0.492
Cenário 10	0.992	0.992	1.022	0.530	0.772	0.430	0.772	0.342	0.742	0.000	0.682
Cenário 11	0.750	0.992	1.022	0.340	0.902	0.370	0.660	0.372	0.530	0.340	0.000

Fonte: o autor.

Tabela 57. Matriz W^+ . ELECTRE II. Cenário moda dos pesos.

CENÁRIO DE DECISÃO	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4	Cenário 5	Cenário 6	Cenário 7	Cenário 8	Cenário 9	Cenário 10	Cenário 11
Cenário 1	0.000	0.030	0.000	0.902	0.560	0.902	0.902	0.750	0.962	0.992	0.750
Cenário 2	1.002	0.000	0.000	0.992	0.902	0.992	0.902	0.992	0.992	0.992	0.992
Cenário 3	1.032	1.032	0.000	1.032	1.032	1.032	1.032	1.032	1.022	1.022	1.022
Cenário 4	0.130	0.040	0.000	0.000	0.040	0.502	0.040	0.430	0.250	0.530	0.340
Cenário 5	0.472	0.130	0.000	0.992	0.000	1.032	0.692	0.720	0.642	0.772	0.902
Cenário 6	0.130	0.040	0.000	0.380	0.000	0.000	0.000	0.430	0.150	0.430	0.370
Cenário 7	0.130	0.040	0.000	0.992	0.280	1.032	0.000	0.620	0.400	0.772	0.660
Cenário 8	0.282	0.040	0.000	0.572	0.312	0.602	0.312	0.000	0.402	0.342	0.372
Cenário 9	0.070	0.040	0.010	0.782	0.390	0.882	0.632	0.630	0.000	0.742	0.530
Cenário 10	0.040	0.040	0.010	0.260	0.260	0.602	0.260	0.690	0.150	0.000	0.340
Cenário 11	0.040	0.040	0.010	0.532	0.070	0.662	0.312	0.630	0.492	0.682	0.000

Fonte: o autor.

Tabela 58. Matriz W^- . ELECTRE II. Cenário moda dos pesos.

CENÁRIO DE DECISÃO	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4	Cenário 5	Cenário 6	Cenário 7	Cenário 8	Cenário 9	Cenário 10	Cenário 11
Cenário 1	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.242
Cenário 2	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.090	0.000	0.000	0.000	0.000
Cenário 3	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Cenário 4	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.150	0.000	0.030	0.000	0.242	0.160
Cenário 5	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.060	0.000	0.000	0.000	0.060
Cenário 6	0.000	0.000	0.000	0.150	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Cenário 7	0.000	0.090	0.000	0.000	0.060	0.000	0.000	0.100	0.000	0.000	0.060
Cenário 8	0.000	0.000	0.000	0.030	0.000	0.000	0.100	0.000	0.000	0.000	0.030
Cenário 9	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.140	0.010
Cenário 10	0.000	0.000	0.000	0.242	0.000	0.000	0.000	0.000	0.140	0.000	0.010
Cenário 11	0.242	0.000	0.000	0.160	0.060	0.000	0.060	0.030	0.010	0.010	0.000

Fonte: o autor.

Tabela 59. Matriz de concordância. ELECTRE II. Cenário moda dos pesos.

CENÁRIO DE DECISÃO	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4	Cenário 5	Cenário 6	Cenário 7	Cenário 8	Cenário 9	Cenário 10	Cenário 11
Cenário 1	0.000	0.971	1.000	0.126	0.457	0.126	0.126	0.273	0.068	0.039	0.273
Cenário 2	0.029	0.000	1.000	0.039	0.126	0.039	0.126	0.039	0.039	0.039	0.039
Cenário 3	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.010	0.010	0.010
Cenário 4	0.874	0.961	1.000	0.000	0.961	0.514	0.961	0.583	0.758	0.486	0.671
Cenário 5	0.543	0.874	1.000	0.039	0.000	0.000	0.329	0.302	0.378	0.252	0.126
Cenário 6	0.874	0.961	1.000	0.632	1.000	0.000	1.000	0.583	0.855	0.583	0.641
Cenário 7	0.874	0.961	1.000	0.039	0.729	0.000	0.000	0.399	0.612	0.252	0.360
Cenário 8	0.727	0.961	1.000	0.446	0.698	0.417	0.698	0.000	0.610	0.669	0.640
Cenário 9	0.932	0.961	0.990	0.242	0.622	0.145	0.388	0.390	0.000	0.281	0.486
Cenário 10	0.961	0.961	0.990	0.748	0.748	0.417	0.748	0.331	0.855	0.000	0.671
Cenário 11	0.961	0.961	0.990	0.484	0.932	0.359	0.698	0.390	0.523	0.339	0.000

Fonte: o autor.

Tabela 60. Matriz de concordância em que $W^+ > W^-$. ELECTRE II. Cenário moda dos pesos.

CENÁRIO DE DECISÃO	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4	Cenário 5	Cenário 6	Cenário 7	Cenário 8	Cenário 9	Cenário 10	Cenário 11
Cenário 1	0.000	0.971	1.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Cenário 2	0.000	0.000	1.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Cenário 3	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Cenário 4	0.874	0.961	1.000	0.000	0.961	0.000	0.961	0.583	0.758	0.000	0.671
Cenário 5	0.543	0.874	1.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Cenário 6	0.874	0.961	1.000	0.632	1.000	0.000	1.000	0.583	0.855	0.583	0.641
Cenário 7	0.874	0.961	1.000	0.000	0.729	0.000	0.000	0.000	0.612	0.000	0.000
Cenário 8	0.727	0.961	1.000	0.000	0.698	0.000	0.698	0.000	0.610	0.669	0.640
Cenário 9	0.932	0.961	0.990	0.000	0.622	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Cenário 10	0.961	0.961	0.990	0.748	0.748	0.000	0.748	0.000	0.855	0.000	0.671
Cenário 11	0.961	0.961	0.990	0.000	0.932	0.000	0.698	0.000	0.523	0.000	0.000

Fonte: o autor.

Tabela 61. Matriz de discordância. ELECTRE II. Cenário moda dos pesos.

CENÁRIO DE DECISÃO	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4	Cenário 5	Cenário 6	Cenário 7	Cenário 8	Cenário 9	Cenário 10	Cenário 11
Cenário 1	0,000	0,086	0,000	1,167	0,778	1,139	0,833	1,000	0,966	0,886	0,861
Cenário 2	0,704	0,000	0,000	1,389	1,000	1,361	1,056	1,194	1,000	1,088	1,083
Cenário 3	1,257	1,343	0,000	1,528	1,139	1,556	1,296	1,441	1,481	1,481	1,407
Cenário 4	0,829	0,914	0,000	0,000	0,125	0,686	0,657	0,667	0,600	0,467	0,500
Cenário 5	0,800	0,886	0,000	0,400	0,000	0,657	0,629	1,067	1,000	0,867	0,900
Cenário 6	0,219	0,229	0,000	0,034	0,000	0,000	0,000	0,600	0,533	0,400	0,433
Cenário 7	0,433	0,257	0,000	0,333	0,057	0,306	0,000	0,900	0,833	0,700	0,733
Cenário 8	0,969	0,914	0,000	0,333	0,375	0,750	0,719	0,000	0,207	0,286	0,143
Cenário 9	1,156	1,086	0,063	1,067	0,833	1,100	0,933	0,733	0,000	0,500	0,800
Cenário 10	1,156	1,086	0,063	0,833	0,600	0,938	0,906	0,500	0,276	0,000	0,567
Cenário 11	1,156	1,000	0,063	0,438	0,563	0,938	0,906	0,310	0,517	0,241	0,000

Fonte: o autor.

Conjunto *Kernel* da estrutura de preferência forte – Cenário moda dos pesos:

(1,2); (1,3); (2,3); (4,3); (4,5); (5,3); (6,1); (6,2); (6,3); (6,5);
 (6,7); (7,3); (8,3); (9,3); (10,3); (11,3);

Tabela 62. Matriz das relações hierárquicas fortes. ELECTRE II. Cenário moda dos pesos.

CENÁRIO DE DECISÃO	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4	Cenário 5	Cenário 6	Cenário 7	Cenário 8	Cenário 9	Cenário 10	Cenário 11
Cenário 1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Cenário 2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Cenário 3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cenário 4	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
Cenário 5	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Cenário 6	1	1	1	0	1	0	1	0	0	0	0
Cenário 7	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Cenário 8	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Cenário 9	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Cenário 10	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Cenário 11	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0

Fonte: o autor.

Conjunto *Kernel* da estrutura de preferência fraca – Cenário moda dos pesos:

(1,2); (1,3); (2,3); (4,3); (4,5); (5,3); (6,1); (6,2); (6,3); (6,4);
 (6,5); (6,7); (6,11); (7,1); (7,2); (7,3); (7,5); (8,3); (8,5); (8,9);
 (8,10); (8,11); (9,3); (10,3); (10,9); (11,3);

Tabela 63. Matriz das relações hierárquicas fortes. ELECTRE II. Cenário moda dos pesos.

CENÁRIO DE DECISÃO	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4	Cenário 5	Cenário 6	Cenário 7	Cenário 8	Cenário 9	Cenário 10	Cenário 11
Cenário 1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Cenário 2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Cenário 3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cenário 4	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
Cenário 5	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Cenário 6	1	1	1	1	1	0	1	0	0	0	1
Cenário 7	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0
Cenário 8	0	0	1	0	1	0	0	0	1	1	1
Cenário 9	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Cenário 10	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0
Cenário 11	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0

Fonte: o autor.

Primeira hierarquização – Cenário moda dos pesos – caminho direto (V):

T = 0

G: 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11
 D: 4 6 8 9 10 11
 A: 6 8

T = 1

G:	1	2	3	4	5	7	9	10	11
D:	1	4	7	9	10	11			
A:	4	7	10	11					

T = 2

G:	1	2	3	5	9
D:	1	5	9		
A:	1	5	9		

T = 3

G:	2	3
D:	2	
A:	2	

T = 4

G:	3
D:	3
A:	3

Segunda hierarquização – Cenário moda dos pesos – caminho inverso (VV):

T = 0

G:	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
D:	3										
A:	3										

T = 1

G:	1	2	4	5	6	7	8	9	10	11
D:	2	5	7	8	9	10	11			
A:	2	5	9	11						

T = 2

G:	1	4	6	7	8	10
D:	1	4	7	8	10	
A:	1	4	10			

T = 3

G:	6	7	8
D:	7	8	
A:	7	8	

T = 4

G:	6
D:	6
A:	6

Tabela 64. Hierarquização das alternativas. ELECTRE II. Cenário da moda dos pesos.

CENÁRIO DE DECISÃO	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
V	3	4	5	2	3	1	2	1	3	2	2
VV	3	4	5	3	4	1	2	2	4	3	4
V_{médio}	3.00	4.00	5.00	2.50	3.50	1.00	2.00	1.50	3.50	2.50	3.00

Fonte: o autor.

Tabela 65. Matriz W^+ . ELECTRE II. Cenário dos pesos iguais.

CENÁRIO DE DECISÃO	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4	Cenário 5	Cenário 6	Cenário 7	Cenário 8	Cenário 9	Cenário 10	Cenário 11
Cenário 1	0.000	0.958	0.988	0.130	0.428	0.130	0.130	0.238	0.070	0.040	0.040
Cenário 2	0.030	0.000	0.988	0.040	0.130	0.040	0.040	0.040	0.040	0.040	0.040
Cenário 3	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.010	0.010	0.010
Cenário 4	0.858	0.948	0.988	0.000	0.948	0.380	0.948	0.528	0.738	0.260	0.488
Cenário 5	0.560	0.858	0.988	0.040	0.000	0.000	0.280	0.268	0.390	0.260	0.070
Cenário 6	0.858	0.948	0.988	0.458	0.988	0.000	0.988	0.558	0.838	0.558	0.618
Cenário 7	0.858	0.858	0.988	0.040	0.648	0.000	0.000	0.268	0.588	0.260	0.268
Cenário 8	0.750	0.948	0.988	0.430	0.720	0.430	0.620	0.000	0.630	0.690	0.630
Cenário 9	0.918	0.948	0.978	0.250	0.598	0.150	0.400	0.358	0.000	0.150	0.448
Cenário 10	0.948	0.948	0.978	0.530	0.728	0.430	0.728	0.298	0.698	0.000	0.638
Cenário 11	0.750	0.948	0.978	0.340	0.858	0.370	0.660	0.328	0.530	0.340	0.000

Fonte: o autor.

Tabela 66. Matriz W^- . ELECTRE II. Cenário dos pesos iguais.

CENÁRIO DE DECISÃO	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4	Cenário 5	Cenário 6	Cenário 7	Cenário 8	Cenário 9	Cenário 10	Cenário 11
Cenário 1	0.000	0.030	0.000	0.858	0.560	0.858	0.858	0.750	0.918	0.948	0.750
Cenário 2	0.958	0.000	0.000	0.948	0.858	0.948	0.858	0.948	0.948	0.948	0.948
Cenário 3	0.988	0.988	0.000	0.988	0.988	0.988	0.988	0.988	0.978	0.978	0.978
Cenário 4	0.130	0.040	0.000	0.000	0.040	0.458	0.040	0.430	0.250	0.530	0.340
Cenário 5	0.428	0.130	0.000	0.948	0.000	0.988	0.648	0.720	0.598	0.728	0.858
Cenário 6	0.130	0.040	0.000	0.380	0.000	0.000	0.000	0.430	0.150	0.430	0.370
Cenário 7	0.130	0.040	0.000	0.948	0.280	0.988	0.000	0.620	0.400	0.728	0.660
Cenário 8	0.238	0.040	0.000	0.528	0.268	0.558	0.268	0.000	0.358	0.298	0.328
Cenário 9	0.070	0.040	0.010	0.738	0.390	0.838	0.588	0.630	0.000	0.698	0.530
Cenário 10	0.040	0.040	0.010	0.260	0.260	0.558	0.260	0.690	0.150	0.000	0.340
Cenário 11	0.040	0.040	0.010	0.488	0.070	0.618	0.268	0.630	0.448	0.638	0.000

Fonte: o autor.

Tabela 67. Matriz W^- . ELECTRE II. Cenário dos pesos iguais.

CENÁRIO DE DECISÃO	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4	Cenário 5	Cenário 6	Cenário 7	Cenário 8	Cenário 9	Cenário 10	Cenário 11
Cenário 1	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.198
Cenário 2	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.090	0.000	0.000	0.000	0.000
Cenário 3	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Cenário 4	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.150	0.000	0.030	0.000	0.198	0.160
Cenário 5	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.060	0.000	0.000	0.000	0.060
Cenário 6	0.000	0.000	0.000	0.150	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Cenário 7	0.000	0.090	0.000	0.000	0.060	0.000	0.000	0.100	0.000	0.000	0.060
Cenário 8	0.000	0.000	0.000	0.030	0.000	0.000	0.100	0.000	0.000	0.000	0.030
Cenário 9	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.140	0.010
Cenário 10	0.000	0.000	0.000	0.198	0.000	0.000	0.000	0.000	0.140	0.000	0.010
Cenário 11	0.198	0.000	0.000	0.160	0.060	0.000	0.060	0.030	0.010	0.010	0.000

Fonte: o autor.

Tabela 68. Matriz de concordância. ELECTRE II. Cenário dos pesos iguais.

CENÁRIO DE DECISÃO	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4	Cenário 5	Cenário 6	Cenário 7	Cenário 8	Cenário 9	Cenário 10	Cenário 11
Cenário 1	0.000	0.970	1.000	0.132	0.433	0.132	0.132	0.241	0.071	0.040	0.241
Cenário 2	0.030	0.000	1.000	0.040	0.132	0.040	0.132	0.040	0.040	0.040	0.040
Cenário 3	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.010	0.010	0.010
Cenário 4	0.868	0.960	1.000	0.000	0.960	0.536	0.960	0.565	0.747	0.464	0.656
Cenário 5	0.567	0.868	1.000	0.040	0.000	0.000	0.344	0.271	0.395	0.263	0.132
Cenário 6	0.868	0.960	1.000	0.615	1.000	0.000	1.000	0.565	0.848	0.565	0.626
Cenário 7	0.868	0.960	1.000	0.040	0.717	0.000	0.000	0.372	0.595	0.263	0.332
Cenário 8	0.759	0.960	1.000	0.466	0.729	0.435	0.729	0.000	0.638	0.698	0.668
Cenário 9	0.929	0.960	0.990	0.253	0.605	0.152	0.405	0.362	0.000	0.294	0.464
Cenário 10	0.960	0.960	0.990	0.737	0.737	0.435	0.737	0.302	0.848	0.000	0.656
Cenário 11	0.960	0.960	0.990	0.506	0.929	0.374	0.729	0.362	0.547	0.354	0.000

Fonte: o autor.

Tabela 69. Matriz de concordância em que $W^+ > W^-$. ELECTRE II. Cenário dos pesos iguais.

CENÁRIO DE DECISÃO	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4	Cenário 5	Cenário 6	Cenário 7	Cenário 8	Cenário 9	Cenário 10	Cenário 11
Cenário 1	0.000	0.970	1.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Cenário 2	0.000	0.000	1.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Cenário 3	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Cenário 4	0.868	0.960	1.000	0.000	0.960	0.000	0.960	0.565	0.747	0.000	0.656
Cenário 5	0.567	0.868	1.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Cenário 6	0.868	0.960	1.000	0.615	1.000	0.000	1.000	0.565	0.848	0.565	0.626
Cenário 7	0.868	0.960	1.000	0.000	0.717	0.000	0.000	0.000	0.595	0.000	0.000
Cenário 8	0.759	0.960	1.000	0.000	0.729	0.000	0.729	0.000	0.638	0.698	0.668
Cenário 9	0.929	0.960	0.990	0.000	0.605	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Cenário 10	0.960	0.960	0.990	0.737	0.737	0.000	0.737	0.000	0.848	0.000	0.656
Cenário 11	0.960	0.960	0.990	0.000	0.929	0.000	0.729	0.000	0.547	0.000	0.000

Fonte: o autor.

Tabela 70. Matriz de discordância. ELECTRE II. Cenário dos pesos iguais.

CENÁRIO DE DECISÃO	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4	Cenário 5	Cenário 6	Cenário 7	Cenário 8	Cenário 9	Cenário 10	Cenário 11
Cenário 1	0.000	0.086	0.000	1.167	0.778	1.139	0.833	1.000	0.966	0.886	0.861
Cenário 2	0.704	0.000	0.000	1.389	1.000	1.361	1.056	1.194	1.000	1.088	1.083
Cenário 3	1.257	1.343	0.000	1.528	1.139	1.556	1.296	1.441	1.481	1.481	1.407
Cenário 4	0.829	0.914	0.000	0.000	0.125	0.686	0.657	0.667	0.600	0.467	0.500
Cenário 5	0.800	0.886	0.000	0.400	0.000	0.657	0.629	1.067	1.000	0.867	0.900
Cenário 6	0.219	0.229	0.000	0.034	0.000	0.000	0.000	0.600	0.533	0.400	0.433
Cenário 7	0.433	0.257	0.000	0.333	0.057	0.306	0.000	0.900	0.833	0.700	0.733
Cenário 8	0.969	0.914	0.000	0.333	0.375	0.750	0.719	0.000	0.207	0.286	0.143
Cenário 9	1.156	1.086	0.063	1.067	0.833	1.100	0.933	0.733	0.000	0.500	0.800
Cenário 10	1.156	1.086	0.063	0.833	0.600	0.938	0.906	0.500	0.276	0.000	0.567
Cenário 11	1.156	1.000	0.063	0.438	0.563	0.938	0.906	0.310	0.517	0.241	0.000

Fonte: o autor.

Conjunto *Kernel* da estrutura de preferência forte – Cenário dos pesos iguais:

(1,2); (1,3); (2,3); (4,3); (4,5); (5,3); (6,1); (6,2); (6,3); (6,5);
 (6,7); (7,3); (8,3); (9,3); (10,3); (11,3);

Tabela 71. Matriz das relações hierárquicas fortes. ELECTRE II. Cenário dos pesos iguais.

CENÁRIO DE DECISÃO	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4	Cenário 5	Cenário 6	Cenário 7	Cenário 8	Cenário 9	Cenário 10	Cenário 11
Cenário 1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Cenário 2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Cenário 3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cenário 4	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
Cenário 5	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Cenário 6	1	1	1	0	1	0	1	0	0	0	0
Cenário 7	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Cenário 8	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Cenário 9	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Cenário 10	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Cenário 11	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0

Fonte: o autor.

Conjunto *Kernel* da estrutura de preferência fraca – Cenário dos pesos iguais:

(1,2); (1,3); (2,3); (4,3); (4,5); (5,3); (6,1); (6,2); (6,3); (6,4);
 (6,5); (6,7); (6,11); (7,1); (7,2); (7,3); (7,5); (8,3); (8,5); (8,9);
 (8,10); (8,11); (9,3); (10,3); (10,9); (11,3);

Tabela 72. Matriz das relações hierárquicas fracas. ELECTRE II. Cenário dos pesos iguais.

CENÁRIO DE DECISÃO	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4	Cenário 5	Cenário 6	Cenário 7	Cenário 8	Cenário 9	Cenário 10	Cenário 11
Cenário 1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Cenário 2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Cenário 3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cenário 4	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
Cenário 5	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Cenário 6	1	1	1	1	1	0	1	0	0	0	1
Cenário 7	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0
Cenário 8	0	0	1	0	1	0	0	0	1	1	1
Cenário 9	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Cenário 10	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0
Cenário 11	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0

Fonte: o autor.

Primeira hierarquização – Cenário dos pesos iguais – caminho direto (V):

T = 0

G: 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11
D: 4 6 8 9 10 11
A: 6 8

T = 1

G: 1 2 3 4 5 7 9 10 11
D: 1 4 7 9 10 11
A: 4 7 10 11

T = 2

G: 1 2 3 5 9
D: 1 5 9
A: 1 5 9

T = 3

G: 2 3
D: 2
A: 2

T = 4

G: 3
D: 3
A: 3

Segunda hierarquização – Cenários dos pesos iguais – caminho inverso (VV):

T = 0

G: 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11
D: 3
A: 3

T = 1

G:	1	2	4	5	6	7	8	9	10	11
D:	2	5	7	8	9	10	11			
A:	2	5	9	11						

T = 2

G:	1	4	6	7	8	10
D:	1	4	7	8	10	
A:	1	4	10			

T = 3

G:	6	7	8
D:	7	8	
A:	7	8	

T = 4

G:	6
D:	6
A:	6

Tabela 73. Hierarquização das alternativas. ELECTRE II. Cenário dos pesos iguais.

CENÁRIO DE DECISÃO	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
V	3	4	5	2	3	1	2	1	3	2	2
VV	3	4	5	3	4	1	2	2	4	3	4
V _{médio}	3.00	4.00	5.00	2.50	3.50	1.00	2.00	1.50	3.50	2.50	3.00

Fonte: o autor.

Os resultados da aplicação do método ELECTRE II também não apresentaram variação entre os cenários de pesos, nos quais prevaleceu, como o mais bem avaliado, o cenário de decisão 6 e, entre as piores avaliações, os cenários de decisão 2 e 3.

As Tabelas 75, 76 e 77 trazem a consolidação dos resultados para cada um dos cenários de pesos para os 4 métodos multicritérios utilizados na pesquisa. Independentemente do método empregado ou do cenário de pesos, o cenário de decisão nº 6 obteve melhor desempenho, assim como os piores desempenhos ficaram para os cenários que previram a incineração no sistema de gerenciamento de RSU.

Também, apesar da grande homogeneidade apresentada pelos resultados dos métodos CGT, CP e PROMETHEE II, o método ELECTRE II apresentou a ordenação de cenários divergente dos demais. É importante frisar que os cenários de decisão 4 (*status quo*) e 8 foram bem avaliados, ocupando a segunda e terceira posições nos métodos CGT, CP e PROMETHEE II

em praticamente todos os cenários de pesos (com pequena variação no cenário moda dos pesos).

Tabela 74. Consolidação dos resultados dos cenários de pesos para o método ELECTRE II.

CENÁRIO DE DECISÃO	CENÁRIO DE PESOS		
	I	II	III
CENÁRIO 6 <i>Reciclagem + Digestão anaeróbia (comerc. de composto e aprov. de biogás)</i>	1º	1º	1º
CENÁRIO 8 <i>Reciclagem + Compostagem residencial</i>	2º	2º	2º
CENÁRIO 7 <i>Reciclagem + Digestão anaeróbia (disposição do lodo e aprov. de biogás)</i>	3º	3º	3º
CENÁRIO 4 <i>Reciclagem + Compostagem (comercialização de composto)</i>	4º	4º	4º
CENÁRIO 10 <i>Redução da geração per capita de resíduos (incentivo ao consumo consciente)</i>			
CENÁRIO 1 <i>Aterro sanitário com aproveitamento energético de biogás.</i>	5º	5º	5º
CENÁRIO 11 <i>Redução da geração per capita de resíduos (incentivo à reutilização)</i>			
CENÁRIO 5 <i>Reciclagem + Compostagem (sem recuperação do composto)</i>	6º	6º	6º
CENÁRIO 9 <i>Redução da geração per capita de resíduos (cobrança de taxas progressivas)</i>			
CENÁRIO 2 <i>Incineração com recuperação energética</i>	7º	7º	7º
CENÁRIO 3 <i>Incineração sem recuperação energética</i>	8º	8º	8º

Fonte: o autor.

O cenário que previu a recuperação energética a partir da produção de biogás em aterro sanitário também teve baixa preferência, sendo preferido em todos os cenários de pesos nos métodos CGT, CP e PROMETHEE II apenas aos que previram a instalação de incineradores.

Tabela 75. Consolidação dos resultados do MCDA-FEC para o cenário de média dos pesos.

ORDEM DE PREFERÊNCIA	MÉTODO MULTICRITÉRIO			
	CGT	CP	PROMETHEE II	ELECTRE II
1º	Cenário 06	Cenário 06	Cenário 06	Cenário 6
2º	Cenário 08	Cenário 08	Cenário 04	Cenário 8
3º	Cenário 04	Cenário 04	Cenário 10	Cenário 7
4º	Cenário 11	Cenário 11	Cenário 08	Cenário 4 – 10
5º	Cenário 10	Cenário 10	Cenário 11	Cenário 1 – 11
6º	Cenário 07	Cenário 07	Cenário 09	Cenário 5 – 9
7º	Cenário 09	Cenário 09	Cenário 07	Cenário 2
8º	Cenário 05	Cenário 05	Cenário 05	Cenário 3
9º	Cenário 01	Cenário 01	Cenário 01	
10º	Cenário 02	Cenário 02	Cenário 02	
11º	Cenário 03	Cenário 03	Cenário 03	

Fonte: o autor.

Tabela 76. Consolidação dos resultados do MCDA-FEC para o cenário da moda dos pesos.

ORDEM DE PREFERÊNCIA	MÉTODO MULTICRITÉRIO			
	CGT	CP	PROMETHEE II	ELECTRE II
1º	06	06	06	6
2º	04	04	04	8
3º	08	08	10	7
4º	11	11	08	4 – 10
5º	10	10	11	1 – 11
6º	07	07	09	5 – 9
7º	09	09	07	2
8º	05	05	05	3
9º	01	01	01	
10º	02	02	02	
11º	03	03	03	

Fonte: o autor.

Tabela 77. Consolidação dos resultados do MCDA-FEC para o cenário dos pesos iguais.

ORDEM DE PREFERÊNCIA	MÉTODO MULTICRITÉRIO			
	CGT	CP	PROMETHEE II	ELECTRE II
1º	06	06	06	6
2º	08	08	04	8
3º	04	04	10	7
4º	11	11	08	4 – 10
5º	10	10	11	1 – 11
6º	07	07	09	5 – 9
7º	09	09	07	2
8º	05	05	05	3
9º	01	01	01	
10º	02	02	02	
11º	03	03	03	

Fonte: o autor.

Os cenários voltados à redução da geração de resíduos a partir da sensibilização do consumidor para o consumo consciente ou do incentivo à reutilização (cenários 10 e 11), figuram entre as melhores opções, permanecendo na quarta ou quinta posição da maioria dos resultados. É importante notar que ambos os cenários podem ser combinados com estratégias de recuperação material e energética, pois não há conflito entre esses.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A MMAD apresentou-se como uma excelente ferramenta para avaliação de cenários em gerenciamento de RSU. Suas múltiplas ferramentas e possibilidades de análise das informações tornam a MMDA moldável a qualquer contexto, permitindo superar muitas dificuldades presentes no contexto da decisão.

A etapa de estruturação do problema de decisão gerou uma excelente prospecção de informações. O contato com diferentes atores implicados no gerenciamento de RSU em São Carlos, de diferentes instituições, foi providencial no sentido de munir o modelo multicritério de conceitos importantes para a tomada de decisão. Os mapas cognitivos foram uma excelente ferramenta para estruturação do modelo, proporcionando agilidade na organização das informações e permitindo o gerenciamento de grande quantidade de opiniões/informações com elevada objetividade.

Embora a simulação de um contexto decisório possa distorcer os resultados, uma vez que os decisores não estão concretamente investidos na tomada de decisão, o que reduz a motivação em participar de todo o processo e prejudica a realização de etapas importantes, como a construção do mapa congregado ou a definição dos atributos e das funções de valor, os resultados da pesquisa, em termos de preferência por cenários, foram coerentes com a literatura consultada.

Os resultados gerados pelo programa MCDA-FEC permitiram a observação de diferentes métodos multicritérios, seus procedimentos de cálculo e seus resultados, sendo bastante enriquecedor para a pesquisa.

Quanto aos resultados das preferências pelos cenários de decisão, é possível identificar grande predileção pela reciclagem e pelas estratégias que envolvem a participação social nas ações de gerenciamento, como a redução na fonte através do incentivo ao consumo consciente e à compostagem residencial, as quais vigoram nos cenários mais bem avaliados.

O cenário preferido por unanimidade foi aquele que conjugou uma combinação eficiente entre recuperação material e energética. Considerando a composição gravimétrica dos RS em São Carlos idealmente, este cenário poderia reduzir em cerca de 80% a destinação final de RSU, gerando sub-produtos de significativo valor econômico, como recicláveis e biogás, e exigindo participação ativa da população em termos de separação das frações dos resíduos na fonte. Talvez este seja um dos cenários de maior sinergia em termos de gerenciamento de RSU no contexto brasileiro, pois agrega o tratamento da fração orgânica com recuperação de biogás e a reciclagem, que tem visíveis benefícios socioambientais. Todavia, é um cenário relativamente reformador, pois não implica na redução dos atuais níveis de consumo ou na revisão imediata dos processos de produção, a fim de buscar soluções mais abrangentes para a atual crise ambiental de caráter civilizatório.

Os cenários menos preferidos foram aqueles que consideraram o processo de incineração. Conforme exposto anteriormente, a incineração enfrenta resistência histórica por parte de alguns setores da sociedade, em função da emissão de poluentes no processo e do desperdício de recursos naturais imposto ao processo. Para ser controlada em termos de poluição, a incineração exige a instalação de custosos sistemas para limpeza dos gases, os quais geram efluentes. Embora haja possibilidade de recuperação energética no processo, esta não foi suficiente para concorrer com a produção de biogás. Ainda, é importante frisar que, diferentemente de muitos países que tem na incineração de RSU importante fonte de geração de energia elétrica, caso do Japão, por exemplo, o Brasil tem a maior parte de sua matriz energética constituída de energia hidrelétrica, considerada limpa e de baixo custo.

Em virtude de determinadas limitações surgidas no desenvolvimento desta pesquisa, entende-se que o conjunto de critérios escolhidos para avaliação dos cenários não tenha sido o melhor possível. O lapso existente na definição dos atributos e das funções de valor prejudicou o modelo multicritério, embora não o tenha inutilizado. Dessa forma, uma revisão dos PVF e a correta construção dos critérios podem contribuir sobremaneira com a replicação da

metodologia empregada, melhorando o processo de coleta de dados e a qualidade dos resultados da MMAD, o que, naturalmente, contribui para a tomada de decisão.

Salienta-se que os cenários em gerenciamento de RSU podem ser combinados de muitas maneiras, agregando estratégias de redução na fonte às ações para recuperação material ou energética ou mesmo estipulando metas para cada componente do cenário. A redefinição dos cenários e a incorporação de outras estratégias a estes também tendem a contribuir em estudos futuros, gerando mais possibilidades para as alternativas do contexto decisório.

Por fim, como sugestão para estudos futuros, manifesta-se:

- A) A combinação de ferramentas de avaliação de impacto ambiental e desempenho econômico associadas à MMAD, tornando o contexto decisório mais objetivo;
- B) O estudo da preferência por cenários em gerenciamento de RSU considerando uma abordagem espacial ampliada, que contemple as possibilidades de consórcios intermunicipais;
- C) O detalhamento das estratégias de redução na fonte para uma avaliação multicritérios independente e com maior profundidade; e
- D) O acompanhamento das políticas públicas nas três esferas de poder visando à adequação do gerenciamento de RSU nos municípios às diretrizes da PNRS.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E SERVIÇOS ESPECIAIS. Caderno Especial: Panorama Mundial dos Resíduos Sólidos. In: _____. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil – 2007**. São Paulo: ABRELPE, 2007. Caderno especial, p. 129 – 145. Disponível em <<http://www.abrelpe.org.br>>. Acesso em 12 jan. 2010.

_____. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil – 2009**. São Paulo: ABRELPE, 2010. 210p. Disponível em <<http://www.abrelpe.org.br>>. Acesso em 12 jan. 2010.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10004**: Resíduos Sólidos: Classificação. Rio de Janeiro, 2004, 71p.

_____. **NBR 8419**: Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos. Rio de Janeiro, 1992. 7p.

BARREIRA, L. P.; PHILIPPI JUNIOR, A.; RODRIGUES, M. S. Usinas de compostagem do estado de São Paulo: Qualidade dos compostos e processos de produção. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.11, n. 4, p. 385 – 393, 2006.

BIDONE, R. F. A.; POVINELLI, J. **Conceitos Básicos de Resíduos Sólidos**. São Carlos: Projeto REENGE, 1999.

BOSI, A. P. A organização capitalista do trabalho “informal”: O caso dos catadores de recicláveis. **Revista Brasileira de Ciências Sociais**, v. 23, n. 67, p. 101 – 116, 2008.

BRANS, J-P.; MARESCHAL, B. Promethee Methods. In: FIGUEIRA, J.; GRECO, S.; EHRGOTT, M. (edit.). **Multiple Criteria Decision analysis: State of the Art Surveys**. Boston: Springer Science + Business Media Inc, 2005. Chapter 5, p. 163 – 195.

BRASIL. **Constituição (1988)**. Constituição da República Federativa do Brasil. Disponível em <<http://www4.planalto.gov.br/legislacao>>. Acesso em 12 jan. 2010.

_____. **Lei Federal nº 11.107, de 6 de abril de 2005**. Dispõe sobre normas gerais de contratação de consórcios públicos e dá outras providências. Disponível em: <<http://www4.planalto.gov.br/legislacao>>. Acesso em 18 out. 2010.

_____. (Ministério da Agricultura, Abastecimento e Pecuária). **Instrução Normativa nº 27, de 5 de junho de 2006**. Disponível em <<http://www.agricultura.gov.br/legislacao/consultas-publicas>>. Acesso em 18 nov. 2010.

_____. **Lei Federal nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007**. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nºs 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.666, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei nº 6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências. Disponível em: <<http://www4.planalto.gov.br/legislacao>>. Acesso em 18 out. 2010.

_____. (Ministério da Agricultura, Abastecimento e Pecuária). **Instrução Normativa nº 25, de 23 de julho de 2009**. Aprova as Normas sobre as especificações e as garantias, as tolerâncias, o registro, a embalagem e a rotulagem dos fertilizantes orgânicos simples, mistos, compostos, organominerais e biofertilizantes destinados à agricultura. Disponível em <<http://extranet.agricultura.gov.br/sislegisconsulta>>. Acesso em 18 nov. 2010.

_____. **Lei Federal nº 12.305, de 2 de agosto de 2010**. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Disponível em: <<http://www4.planalto.gov.br/legislacao>>. Acesso em: 10 ago. 2010.

BRUNNER, C. R. Waste-to-Energy Combustion. In: **TCHOBANOGLOUS, G; KREITH, F. Handbook of Solid Waste Management**. 2nd. ed. New York: McGraw-Hill, 2002. Chapter 13 (part 13A), p. 13.1 – 13.84.

BUTCHER, J. (Coord.). **Vínculos de Negócios Sustentáveis em Resíduos Sólidos**. 2007. 30p. Disponível em <http://www.ethos.org.br/_Uniethos/documents/VincSust_res_sold_A4.pdf>. Acesso em 12 fev. 2011.

CALIFORNIA ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Current Anaerobic Digestion Technologies Used for Treatment of Municipal Organic Solid Waste**. Sacramento: CalRecycle Publication, 2008. Disponível em <<http://www.calrecycle.ca.gov>>. Acesso em 14 fev. 2011.

CARLEIAL, L. M. F.; CRUZ, B. O. (coord.). **Pesquisa sobre Pagamento por Serviços Ambientais Urbanos para Gestão de Resíduos Sólidos** (Relatório de Pesquisa). Brasília: Instituto de Pesquisas Econômicas Aplicadas, 2010. Disponível em <http://agencia.ipea.gov.br/images/stories/PDFs/100514_relatsau.pdf>. Acesso em 24 abr. 2011.

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

CHUNG, S. S.; POON, C. S. Evaluating waste management alternatives by the multiple criteria approach. **Resources Conservation and Recycling**, Amsterdam, v. 17, n. 3, p. 189-210, 1996.

COLSON, G. et al. A multiple criteria analysis for household solid waste management in the urban community of Dakar. **Waste Management**, v. 27, n. 11, p. 1690 – 1705, 2007.

COMISSÃO EUROPEIA. **Exemplos de compostagem e de recolhas selectivas bem sucedidas**. Luxemburgo: Serviço de Publicações Oficiais das Comunidades Europeias, 2000. Disponível em <http://ec.europa.eu/environment/waste/publications/pdf/compost_pt.pdf>. Acesso em 10 mar. 2011.

COMPROMISSO EMPRESARIAL PARA RECICLAGEM. **Pesquisa Ciclosoft 2010**. São Paulo: 2010. Disponível em <http://www.cempre.org.br/ciclosoft_2010.php>. Acesso em 22 mar. 2011

_____. **Fichas Técnicas – Composto Urbano**. São Paulo: 2011a. Disponível em <http://www.cempre.org.br/ft_composto.php>. Acesso em 22 mar. 2011.

_____. **Preço do Material Reciclável**. São Paulo, 2011b. Disponível em <http://www.cempre.org.br/servicos_mercado.php>. Acesso em 22 mar. 2011.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Inventário estadual de resíduos sólidos domiciliares 2009**. São Paulo: CETESB, 2010. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br>>. Acesso em 15 set. 2010.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. Resolução nº 275, de 25 de abril de 2001. Disponível em <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res01/res27501.html>>. Acesso em 18 out. 2010.

CONSONI, A. J. et al. Disposição Final do Lixo. In: VILHENA, A. (Coord.). **Lixo Municipal: Manual de Gerenciamento Integrado**. 3. ed. São Paulo: CEMPRE, 2010. Capítulo 5, p. 241 – 282.

CONSONI, A. J.; PERES, C. S.; CASTRA, A. P. Origem e Composição do Lixo. In: VILHENA, A. (Coord.). **Lixo Municipal: Manual de Gerenciamento Integrado**. 3. ed. São Paulo: CEMPRE, 2010. Capítulo 2, p. 29 – 42.

CONTRERAS, F. et al. Application of analytical hierarchy process to analyze stakeholders preferences for municipal solid waste management plans, Boston, USA. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 22, n. 7, p. 979 – 991, 2008.

CORNELL WASTE MANAGEMENT INSTITUTE. **Home composting**. 2005. Disponível em <<http://cwmi.css.cornell.edu/compostbrochure.pdf>>. Acesso em 4 abr. 2011.

DEPARTAMENTO DE APOIO À ECONOMIA SOLIDÁRIA (PREFEITURA MUNICIPAL DE SÃO CARLOS). **Balanço da Coleta (2011a)**. [mensagem pessoal] Mensagem recebida por lgdaloia@yahooo.com.br em 06 abr. 2011.

_____. **Economia Solidária e Gestão de Resíduos Sólidos: A experiência do Município de São Carlos (2011b)**. [mensagem pessoal] Mensagem recebida por lgdaloia@yahooo.com.br em 06 abr. 2011.

DI PIETRO, M. S. Z. **Direito Administrativo**. 19^a ed. São Paulo: Atlas, 2006.

EL-FADEL, M. et al. Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content. **Waste Management**, v. 22, n. 3, p. 269 – 282, 2002.

EL-HANANDEH, A.; EL-ZEIN, A. Life-cycle assessment of municipal solid waste management alternatives with consideration of uncertainty: SIWMS development and application. **Waste Management**, v. 30, n. 5, p. 902 – 911, 2010.

ENSSLIN, L.; MONTIBELLER, G.; NORONHA, S. M. **Apoio à decisão**. Florianópolis: Insular, 2001. 296p.

EUROSTAT. **Statistics Explained: Waste Statistics**. Disponível em <http://epp.eurostat.ec.europa.eu/statistics_explained/index.php/Waste_statistics>. Acesso em 17 mar. 2011.

EUROPEAN ENVIRONMENTAL AGENCY. **The European Environment State and Outlook 2010: Material Resources and Waste**. Copenhagen, 2010. Disponível em <<http://www.eea.europa.eu/soer>>. Acesso em 14 jan. 2011.

EUROPEAN UNION. **Being wise with waste: the EU's approach to waste management**. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2010. Disponível em <<http://ec.europa.eu/environment/waste/pdf/WASTE%20BROCHURE.pdf>>. Acesso em 10 mar. 2011.

FERREIRA, J. A. Resíduos Sólidos: Perspectivas Atuais. In: SISINNO, C. L. S; OLIVEIRA, R. M. **Resíduos sólidos, ambiente e saúde: uma visão multidisciplinar**. Rio de Janeiro: FIOCRUZ, 2000. Capítulo 1, p. 19 – 40.

FELIPETTO, A. V. M. **Conceito, planejamento e oportunidades**. Rio de Janeiro: IBAM, 2007.

FRÉSCA, F. R. C. **Estudo da geração de resíduos sólidos domiciliares no município de São Carlos, SP, a partir da caracterização física**. 2007. 133p. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007.

FUNDAÇÃO PARA INCREMENTO DA PESQUISA E DO APERFEIÇOAMENTO INDUSTRIAL. **Aterro sanitário para disposição final de resíduos sólidos domiciliares do município de São Carlos/SP**. Relatório de Avaliação de Impacto Ambiental do aterro sanitário do município de São Carlos/SP. São Carlos, 2009. Disponível em <<http://www.saocarlos.sp.gov.br/index.php/meio-ambiente/155943-estudo-de-impacto-ambiental-relatorio-de-impacto-ambiental-do-novo-aterro-sanitario.html>>. Acesso em 25 abr. 2011.

FURLAN, W. **Modelo de decisão para escolha de tecnologia para o tratamento de resíduos sólidos no âmbito de um município**. 2007. 240p. Tese (Doutorado em Administração). Faculdade de Economia, Administração e Contabilidade, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007.

GOMES, L. P. **Estudo da Caracterização Física e da Biodegradabilidade dos Resíduos Sólidos Urbanos em Aterro Sanitário**. 1989. Dissertação (Mestrado em Ciências). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.

GOMES, L. P. et al. Processo e Monitoramento da Digestão Anaeróbia de Resíduos Sólidos Urbanos. In: CASTILHOS JÚNIOR, A. B. (coord.). **Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários**. Rio de Janeiro: ABES, 2006. Capítulo 3, p. 65 – 108.

GOMES, L. F. A. M.; GOMES, C. F. S.; ALMEIDA, A. T. **Tomada de decisão gerencial: enfoque multicritério**. 3 ed. São Paulo: Atlas, 2009.

GRIMBERG, E.; BLAUTH, P. **Coleta seletiva: reciclando materiais, reciclando valores**. São Paulo: Instituto Pólis, 1998. 104p.

HENRIQUES, R. M. **Aproveitamento energético dos resíduos sólidos urbanos: Uma abordagem tecnológica**. 2004. 189p. Dissertação (Mestrado em Planejamento Energético). Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-graduação e Pesquisa de Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2004.

HOKKANEN, J.; SALMINEN, P. Choosing a solid waste management system using multicriteria decision analysis. **European Journal of Operational Research**, v. 98, n. 1, p. 19 – 36, 1997.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico**. Rio de Janeiro: IBGE, 2002.

INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA. **Pesquisa sobre pagamento por serviços ambientais urbanos para gestão de resíduos sólidos**: relatório de pesquisa. Brasília: IPEA, 2010. Disponível em: <<http://www.mds.gov.br>>. Acesso em 14 out. 2010.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGES. **2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**. Volume 5 – Wastes. Hayama: Institute for Global Environmental Strategies, 2006. Disponível em <<http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol5.html>>. Acesso em 23 mar. 2011.

JARDIM, N. S. et al. O Gerenciamento Integrado de Lixo Municipal. In: VILHENA, A. (Coord.). **Lixo Municipal: Manual de Gerenciamento Integrado**. 3. ed. São Paulo: CEMPRE, 2010. Capítulo 1, p. 1 – 26.

KARAGIANNIDIS, A; MOUSSIOPOULOS, N. Application of Electre III for the Integrated Management of Municipal Solid Wastes in the Greater Athens Area. **European Journal of Operations Research**, v. 97, n. 3, pp. 439 – 449, 1997

KIEHL, E. J. **Manual de compostagem: maturação e qualidade do composto**. Piracicaba: E. J. Kiehl, 1998. 171p.

LAYRARGUES, P. P. O Cinismo da Reciclagem: O significado ideológico da reciclagem da lata de alumínio e suas implicações para a educação ambiental. In: LOUREIRO, C. F. B; LAYRARGUES, P. P.; CASTRO, R. S. C. (orgs.). **Educação Ambiental: repensando o espaço da cidadania**. 3 ed. São Paulo: Cortez, 2005. p. 179 – 219.

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

LEITE, V. D. et al. Bioestabilização de Resíduos Sólidos Orgânicos. In: CASSINI, S. T. (co-ord.). **Digestão de Resíduos Sólidos Orgânicos e Aproveitamento do Biogás**. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003. Capítulo 4, p. 95 – 119.

LEVERENZ, H. Source reduction: quantity and toxicity. In: TCHOBANOGLOUS, G; KREITH, F. **Handbook of Solid Waste Management**. 2nd. ed. New York: McGraw-Hill, 2002. Chapter 6 (part 6A), p. 6.1 – 6.26.

LIAMSANGUAN, C.; GHEEWALA, S.H. LCA: A decision support tool for environmental assessment of MSW management systems. **Journal of Environmental Management**, London, v. 38, n. 1, p. 132 – 138, 2007.

LIMA, J. D. **Gestão de resíduos sólidos urbanos no Brasil**. João Pessoa: ABES - Seção Paraíba, [2001?]. 267p.

MARLER, R. T.; ARORA, J. S. Survey of multi-objective optimization methods for engineering. **Structural and Multidisciplinary Optimization**, v. 26, n. 6, p. 369 – 395, 2004.

MANCINI, P. J. P. **Uma avaliação do sistema de coleta informal de resíduos sólidos recicláveis no município de São Carlos, SP**. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1999.

MASSUKADO, L. M. **Desenvolvimento do processo de compostagem em unidade descentralizada e proposta de software livre para o gerenciamento municipal dos resíduos sólidos domiciliares**. Tese (Doutorado). 2008. 182p. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2008.

MENEZES, R. A. A, GERLACH, J. L.; MENEZES, M. A. Estágio Atual da Incineração no Brasil. In: VII Seminário Nacional de Resíduos Sólidos e Limpeza, 2000, Curitiba/PR. **Anais...**Curitiba: ABLP, 2000.

MONTEIRO, J. H. P. et al. **Manual de Gerenciamento Integrado de resíduos sólidos**. Rio de Janeiro: IBAM, 2001. 200p.

MOVIMENTO NACIONAL DOS CATADORES DE MATERIAIS RECICLÁVEIS. **Tecnologia para reforçar a organização**. São Paulo, 2009. Disponível em <http://www.mncr.org.br/box_2/noticias-regionais/tecnologia-para-reforcar-a-organizacao/?searchterm=800%20mil%20catadores>. Acesso em 12 abr. 2010.

NAUMOFF, A. F.; PERES, C. S. Reciclagem da Matéria Orgânica (Compostagem). In: VILHENA, A. (Coord.). **Lixo Municipal: Manual de Gerenciamento Integrado**. 3. ed. São Paulo: CEMPRE, 2010. Capítulo 4 (parte 2), p. 87 – 118.

O'LEARY, P. R.; TCHOBANOGLOUS, G. Landfilling. In: TCHOBANOGLOUS, G; KREITH, F. **Handbook of Solid Waste Management**. 2nd. ed. New York: McGraw-Hill, 2002. Chapter 14, p. 14.1 – 14.93.

OLIVEIRA, A. S.; RIBEIRO, L. S. Ciclo do MDL e implicações no aproveitamento energético do biogás a partir dos depósitos de resíduos sólidos. In: FERRER, J. T. V. (org.). **Biogás: projetos e pesquisas no Brasil**. São Paulo: SMA, 2006. Capítulo 3, p. 89 – 105.

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

PARLAMENTO EUROPEU E CONSELHO DA UNIÃO EUROPÉIA. **Directiva 2008/98/CE, de 19 de Novembro de 2008, relativa aos resíduos e que revoga certas directivas**. Disponível em <<http://eur-lex.europa.eu>>. Acesso em 11 out. 2010.

PESSIN, N. et al. Métodos de Transformação e Aproveitamento da Fração Orgânica: Minimização da Quantidade de Resíduos Dispostos em Aterro. In: CASTILHOS JÚNIOR, A.B. (coord.). **Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários**. Rio de Janeiro: ABES, 2006. Capítulo 2, p. 17 – 64.

PINTO, A. G. Reciclagem de Plástico. In: Vilhena, A. (Coord.). **Lixo Municipal: Manual de Gerenciamento Integrado**. 3. ed. São Paulo: CEMPRE, 2010. Capítulo 4 (parte 4), p. 135 – 148.

PRADO FILHO, J. F.; SOBREIRA, F. G. Desempenho operacional e ambiental de unidades de reciclagem e disposição final de resíduos sólidos domésticos financiadas pelo ICMS Ecológico de Minas Gerais. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. Rio de Janeiro, v. 12, n. 1, p. 52 – 61, 2007.

PREFEITURA MUNICIPAL DE SÃO PAULO. **Caracterização gravimétrica e físico-química dos resíduos sólidos domiciliares do município de São Paulo – 2003: relatório técnico**. São Paulo: LIMPURB, [2004?]. 133p. Disponível em <<http://www.prefeitura.sp.gov.br>>. Acesso em 16 out. 2010.

SÃO CARLOS (Município). **Informações gerais sobre o municípios de São Carlos (2010a)**. Disponível em <<http://www.saocarlos.sp.gov.br/index.php/cidade.html>>. Acesso em 18 ago. 2010.

_____. **Organograma da Prefeitura Municipal de São Carlos (2010b)**. Disponível em <<http://www.saocarlos.sp.gov.br/index.php/prefeitura.html>>. Acesso em 18 ago. 2010.

_____. **Parceria pretende ampliar a compostagem de lixo orgânico (2010c)**. Disponível em <<http://www.saocarlos.sp.gov.br/index.php/noticias/2010/158667-parceria-ambiental.html>>. Acesso em 18 mar. 2011.

_____. **Contrato nº 46/10 (2010d)**. Contrato que entre si celebram o município de São Carlos – Prefeitura Municipal de São Carlos e Coopervida – Cooperativa dos Coletores de Materiais Recicláveis de São Carlos. [mensagem pessoal] Mensagem recebida por lgdaloia@yahoo.com.br em 6 abr. 2011.

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

REIS, M. F. P. **Avaliação do Processo de Compostagem de Resíduos Sólidos Urbanos**. Tese (Doutorado em Engenharia). 2005. 239p. Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2005.

SAATY, T. L. **Método de Análise Hierárquica**. Tradução e revisão técnica de Wainer da Silveira e Silva. São Paulo: McGraw-Hill, Makron, 1991.

SECRETARIA DO ESTADO DO MEIO AMBIENTE (São Paulo). **Projeto Estratégico Lixo Mínimo**. Disponível em <<http://homologa.ambiente.sp.gov.br/lixominimo/default.asp>>. Acesso em 24 mai. 2010.

SECRETARIA MUNICIPAL DE SERVIÇOS PÚBLICOS (Prefeitura Municipal de São Carlos). Dados da disposição de resíduos sólidos urbanos em São Carlos/SP [mensagem pessoal]. Mensagem recebida por lgdaloia@yahoo.com.br em 6 abr. 2011.

SISINNO, C. L. S. Resíduos Sólidos e Saúde Pública. In: SISINNO, C. L. S; OLIVEIRA, R. M. **Resíduos sólidos, ambiente e saúde: uma visão multidisciplinar**. Rio de Janeiro: FIOCRUZ, 2000. Capítulo 2, p. 41 – 58.

SOCIEDADE BRASILEIRA DE PESQUISA OPERACIONAL. Consulta a *home-page*. Disponível em <<http://www.sobrapo.org.br>>. Acesso em 10 mar. 2011.

SPINACÉ, M. A. S.; DE PAOLI, M. A. A tecnologia da reciclagem de polímeros. **Química Nova**, v. 28, n. 1, p. 65 – 72, 2005.

SU, J-P. et al. Applying multi-criteria decision-making to improve the waste reduction policy in Taiwan. **Waste Management and Research**, v. 28, n. 1, p. 20 – 28, 2010.

TCHOBANOGLIOUS, G.; KREITH, F.; WILLIAMS, M. E. Introduction. In: TCHOBANOGLIOUS, G; KREITH, F. **Handbook of Solid Waste Management**. 2nd. ed. New York: McGraw-Hill, 2002. Chapter 1, p. 1.1 – 1.27.

TRÉMIER, A. et al. Home and community composting for on-site treatment of urban organic waste: perspective for Europe and Canada. **Waste Management and Research**, v. 28, n. 11, p. 1039 – 1053, 2010.

UNITED KINGDOM. **Multi-criteria analysis: a manual**. London: Communities and Local Government Publications, 2009. Disponível em <<http://www.communities.gov.uk/corporate>>. Acesso em 21 jun. 2010.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Municipal Solid Waste in the United States: 2009 Facts and Figures**. Disponível em <<http://www.epa.gov>>. Acesso em 17 mar. 2011.

_____. **The Solid Waste Dilemma: An Agenda for Action**. 1989. Disponível em <<http://www.nepis.epa.gov>>. Acesso em 17 mar. 2011.

_____. **Turning a liability into a asset: A Landfill Gas-to-Energy Project Development Handbook**. Washington: EPA, 1996.

USHIMA, A. H.; SANTOS, M. M. Tratamento Térmico. In: VILHENA, A. (Coord.). **Lixo Municipal: Manual de Gerenciamento Integrado**. 3. ed. São Paulo: CEMPRE, 2010. Capítulo 4 (parte 9), p. 193 – 223.

VAN ELK, A. G. H. P. **Mecanismo de Desenvolvimento Limpo aplicado a Resíduos Sólidos: Redução de emissões na disposição final**. Rio de Janeiro: IBAM, 2007.

VILHENA, A.; D'ALMEIDA, M. L. O. Segregação de Materiais. In: VILHENA, A. (Coord.). **Lixo Municipal: Manual de Gerenciamento Integrado**. 3. ed. São Paulo: CEMPRE, 2010. Capítulo 4 (parte 1), p. 75 – 86.

WILLIAMS, P. T. **Waste treatment and disposal**. 2nd ed. Chichester: John Wiley & Sons Ltd, 2005. 380p.

WRIGHT, J. T. C.; GIOVINAZZO, R. A. Delphi, uma ferramenta de apoio ao planejamento prospectivo. **Caderno de Pesquisas em Administração**, São Paulo, c. 1, n. 12, 2000.

YOUNG, C. Y.; NI, S. P.; FAN, K. S. Working towards a zero waste environment in Taiwan. **Waste Management and Research**, v. 28, nº 3, p. 236 – 244, March 2010.

ZANTA, V. M. et al. Resíduos Sólidos, Saúde e Meio Ambiente: Impactos Associados aos Lixiviados de Aterro Sanitário. In: CASTILHOS JÚNIOR, A. B. (coord.). **Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários**. Rio de Janeiro: ABES, 2006. Capítulo 1, p. 01-16.

ZANTA, V. M.; FERREIRA, C. F. A. Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos Urbanos. In: CASTILHOS JÚNIOR, A. B. (coord.). **Resíduos Sólidos Urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte**. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003. Capítulo 1, p. 01-18.

ZERBINI, F. M. Modernidade e crise socioambiental. In: CINQUETI, H.C.S; LOGAREZZI, A. (orgs.). **Consumo e Resíduo: Fundamentos para o trabalho educativo**. São Carlos: EdUFSCar, 2006. p. 43-58.

ZUFFO, A. C. **Seleção e aplicação de métodos multicriteriais ao planejamento ambiental de recursos hídricos.** 1998. Tese (Doutorado em Ciências). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 1998.

ZUFFO, A. C. Incorporação de Matemática Fuzzy em Métodos Multicriteriais para Descrever Critérios Subjetivos em Planejamento de Recursos Hídricos: Fuzzy - CP e Fuzzy – CGT. **Rev. Bras. Rec. Hídricos.** No prelo 2011.

APÊNDICE I

Material utilizado para coleta de dados:

Cartas Convite I e II

CARTA CONVITE I

Prezado(a) Sr/Sra.

Em razão de vossa importância na tomada de decisão sobre procedimentos de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos (RSU) no município de São Carlos, gostaria de convidá-lo(a) para participar da construção de um **mapa cognitivo orientado ao planejamento de ações em gerenciamento de RSU**. Esta atividade é parte de uma pesquisa de mestrado da Escola de Engenharia de São Carlos (USP), na qual se busca, pela aplicação de metodologia multicritério de apoio à decisão, identificar as principais estratégias e ações necessárias para a consecução da **hierarquia de gerenciamento de resíduos no contexto do município**. A hierarquia foi estabelecida pela Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei Federal nº 12305, de 02 de agosto de 2010), sendo definida como:

Artigo 9º. Na gestão e gerenciamento de resíduos sólidos, deve ser observada a seguinte ordem de prioridade: não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento dos resíduos sólidos e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos.

§ 1º Poderão ser utilizadas tecnologias visando à recuperação energética dos resíduos sólidos urbanos, desde que tenha sido comprovada sua viabilidade técnica e ambiental e com a implantação de programa de monitoramento de emissão de gases tóxicos aprovado pelo órgão ambiental.

§ 2º A Política Nacional de Resíduos Sólidos e as Políticas de Resíduos Sólidos dos Estados, do Distrito Federal e dos Municípios serão compatíveis com o disposto no caput e no § 1º deste artigo e com as demais diretrizes estabelecidas nesta Lei.

A construção do mapa cognitivo é uma atividade semelhante a uma entrevista, envolvendo um decisor (entrevistado) e um facilitador (entrevistador). Durante a atividade, o decisor é estimulado a declarar, por meio de perguntas condutoras, a estrutura cognitiva pela qual relaciona elementos implicados no problema pré-definido. O resultado desta atividade é uma teia de conceitos inter-relacionados e orientados à resolução do problema.

O tempo estimado para construção e verificação do mapa causal é de 1h30.

Desde já agradeço.

Luís Gustavo Pila D'Aloia.

São Carlos, 29 de outubro de 2010.

CARTA CONVITE II

Prezado(a) Sr/Sra.

Em função da vossa reconhecida experiência em gestão e gerenciamento de resíduos sólidos, faço-lhe um convite para participação da etapa de consulta a especialistas, referente à pesquisa de mestrado intitulada *Metodologia Multicritério de Apoio à Decisão aplicada à gestão de resíduos sólidos urbanos*.

O objetivo desta pesquisa é avaliar, segundo múltiplos critérios, a preferência por diferentes cenários em gestão e gerenciamento de resíduos sólidos urbanos* (RSU). Para tanto, realizou-se um levantamento para identificar os critérios pertinentes à gestão e ao gerenciamento de RSU e, posteriormente, estabeleceu-se um objetivo para cada critério com base na hierarquia dos resíduos. Os cenários foram definidos com base nos limites de atuação do poder público municipal para atender às diretrizes da hierarquia dos resíduos no que compete aos RSU.

A hierarquia dos resíduos foi estabelecida pela Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei Federal nº 12305, de 02 de agosto de 2010) e está assim definida:

Artigo 9º. Na gestão e gerenciamento de resíduos sólidos, deve ser observada a seguinte ordem de prioridade: não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento dos resíduos sólidos e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos.

§ 1º Poderão ser utilizadas tecnologias visando à recuperação energética dos resíduos sólidos urbanos, desde que tenha sido comprovada sua viabilidade técnica e ambiental e com a implantação de programa de monitoramento de emissão de gases tóxicos aprovado pelo órgão ambiental.

§ 2º A Política Nacional de Resíduos Sólidos e as Políticas de Resíduos Sólidos dos Estados, do Distrito Federal e dos Municípios serão compatíveis com o disposto no caput e no § 1º deste artigo e com as demais diretrizes estabelecidas nesta Lei.

Portanto, caso tenha interesse em contribuir com esta pesquisa, solicito vossa disposição em julgar, de acordo com as escalas pré-definidas, a **importância dos critérios** para a gestão e o gerenciamento de RSU, bem como a **influência dos cenários nos objetivos definidos para cada critério** segundo as diretrizes da hierarquia dos resíduos.

Em anexo encontra-se o arquivo do MS Excel necessário para realização dos julgamentos. Neste constam duas planilhas (CRITÉRIOS e CENÁRIOS), onde estão todas as instruções para realização dos julgamentos.

O tempo estimado para preenchimento das tabelas é de 30 minutos.

Desde já agradeço.

Luís Gustavo Pila D'Aloia (mestrando).

São Carlos, 02 de fevereiro de 2011.

* Resíduos sólidos urbanos são aqueles originários de atividades domésticas em residências urbanas (domiciliares); de varrição, limpeza de logradouros e vias públicas (de limpeza urbana); e de estabelecimentos comerciais e prestadores de serviços conforme Lei Federal nº 12305, de 02 de agosto de 2010.

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA HIDRÁULICA E
SANEAMENTO

COLETA DE DADOS - PESOS DOS CRITÉRIOS

Escola de Engenharia de São Carlos - USP

PPG-SHS - Pesquisa de Mestrado

Mestrando: Luís Gustavo Pila D'Aloia - Orientador: Prof. Associado Valdir Schalch

PROPOSTA PARA O JULGAMENTO DOS CRITÉRIOS

A partir da escala fornecida no Quadro 1, julgue a RELEVÂNCIA DOS CRITÉRIOS relacionados no Quadro 2 para definição de estratégias em gerenciamento de RSU pelo Poder Público Municipal.

A coluna a ser preenchida está destacada e configurada para evitar erros de digitação. Ao clicar sobre cada célula destacada, um quadro com uma instrução aparecerá. Posicione o mesmo na planilha conforme achar conveniente (clique sobre o quadro e arraste). Caso algum valor seja fornecido fora do intervalo permitido, uma mensagem de erro aparecerá e o julgamento deverá ser revisto.

Os valores podem ser repetidos no julgamento, ou seja, é possível julgar dois ou mais critérios com a mesma relevância.

Quadro 1

RELEVÂNCIA do critério no gerenciamento de RSU	Valor
Extrema	10
Elevada	8
Média	6
Baixa	4
Muito baixa	2
Critério irrelevante	0
Valores intermediários (9, 7, 5, 3, 1) podem ser utilizados entre os estratos	

Quadro 2

Nº	CRITÉRIO	DESCRIÇÃO	VALOR
1	Recuperação material	Desenvolvimento do potencial de recuperação material dos RSU	
2	Recuperação energética	Desenvolvimento do potencial de recuperação energética a partir de RSU (calor ou combustíveis)	
3	Impacto ambiental	Recursos materiais e energéticos empregados, emissões aéreas, resíduos sólidos e líquidos gerados, geração de ruídos, perda de áreas, entre outros impactos oriundos do gerenciamento de RSU	
4	Custos	Recursos públicos empregados nas ações de gestão e gerenciamento de RSU	
5	Trabalho, emprego e renda	Postos de trabalho direta ou indiretamente relacionados às ações do Poder Público Municipal no gerenciamento de RSU	
6	Créditos de Carbono	Comercialização de emissões de gases de efeito estufa evitadas a partir das prerrogativas do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo	
7	Saúde Pública	Garantia de segurança para a municipalidade e para os agente diretamente envolvidos no manejo de RSU	
8	Participação social	Potencial de contribuição do indivíduo, enquanto cidadão e gerador de resíduos, no gerenciamento de RSU	
9	Consciência ambiental	Percepção dos aspectos ambientais decorrentes da geração de RSU	
10	Poder de polícia do município	Restrição das liberdades individuais em benefício da coletividade

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA HIDRÁULICA E
SANEAMENTO

PROPOSTA PARA O JULGAMENTO DOS CENÁRIOS

A partir da escala fornecida no Quadro 4, julgue a INFLUÊNCIA DE CADA CENÁRIO RELACIONADO NO QUADRO 5 SOBRE OS OBJETIVOS DEFINIDOS.

Neste ciclo são fornecidos os objetivos de cada critério para consecução da hierarquia dos resíduos (Quadro 3). Ao clicar sobre cada célula destacada em azul, um quadro com uma instrução aparecerá. Posicione o mesmo na planilha conforme achar conveniente (clique sobre o aviso e arraste).

A tabela a ser preenchida está configurada para evitar erros de digitação. Caso algum valor seja fornecido fora do intervalo permitido, uma mensagem de erro aparecerá e o julgamento deverá ser revisto.

Quadro 3

Nº	CRITÉRIO	OBJETIVO
1	Recuperação material	Aumentar a recuperação material
2	Recuperação energética	Aumentar a recuperação energética
3	Impacto ambiental	Reduzir o impacto ambiental de instalações e processos
4	Custos	Minimizar custos de gestão e gerenciamento
5	Trabalho, emprego e renda	Gerar trabalho, emprego e renda
6	Créditos de Carbono	Gerar Créditos de Carbono
7	Saúde Pública	Melhorar as condições de saúde pública
8	Participação social	Aumentar a participação da sociedade na gestão e gerenciamento de resíduos
9	Consciência ambiental	Elevar a consciência ambiental da população
10	Poder de polícia do município	Limitar os direitos individuais em benefício do interesse público

Quadro 4

Escala de INFLUÊNCIA dos cenários sobre os objetivos de cada critério	VALOR
O cenário é BASTANTE FAVORÁVEL ao objetivo	2
O cenário é FAVORÁVEL ao objetivo	1
O cenário NÃO INFLUENCIA o objetivo	0
O cenário é DESFAVORÁVEL ao objetivo	-1
O cenário é BASTANTE DESFAVORÁVEL ao objetivo	-2

1934 | 2009
USP 75 ANOS

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA HIDRÁULICA E
SANEAMENTO

Quadro 5

		OBJETIVOS									
		Recuperação material	Recuperação energética	Impacto ambiental	Custos	Trabalho, emprego e renda	Créditos de Carbono	Saúde Pública	Participação social	Consciência ambiental	Poder de polícia do município
Nº	CENÁRIOS										
1	Aterro sanitário com aproveitamento energético de biogás										
2	Incineração com recuperação energética										
3	Incineração sem recuperação energética										
4	Reciclagem* + Compostagem aeróbia** (comercialização de composto)										
5	Reciclagem* + Compostagem aeróbia** (envio do composto para aterro sanitário)										
6	Reciclagem* + Compostagem anaeróbia** (comercialização de composto e aproveitamento energético do biogás)										
7	Reciclagem* + Compostagem anaeróbia** (envio de composto para aterro sanitário e aproveitamento de biogás)										
8	Reciclagem* + Compostagem residencial										
9	Redução da geração per capita de resíduos pela cobrança de taxas progressivas sobre a geração										
10	Redução da geração per capita de resíduos através do estímulo ao consumo consciente										
11	Redução da geração per capita de resíduos através do estímulo à reutilização (artesanato, confecção de artefatos diversos, feiras de troca e restrição ao emprego de embalagens descartáveis no comércio)										

* A responsabilidade do poder público municipal contempla a separação dos recicláveis (coleta seletiva ou central de triagem) e o encaminhamento para reciclagem, a qual é realizada por empresas privadas. O poder público municipal não é responsável pelo reciclado. Os processos necessários para separação, coleta e encaminhamento dos recicláveis podem ser terceirizados ou mantidos pela administração pública municipal.

** Responsabilidade integral do poder público municipal (separação da fração orgânica, processos, composto e/ou biogás). Os processos podem ser terceirizados ou mantidos pela administração pública municipal.

APÊNDICE II

Mapas cognitivos

Mapas agregados

Mapas agregados simplificados