



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

Mariana Hammerschmitt Ecco

**AVALIAÇÃO DE ROTAS TECNOLÓGICAS PARA A VALORIZAÇÃO DE
RESÍDUOS ORGÂNICOS NO BRASIL COM BASE EM
ANÁLISE MULTICRITÉRIO**

Florianópolis
2023

Mariana Hammerschmitt Ecco

**AVALIAÇÃO DE ROTAS TECNOLÓGICAS PARA A VALORIZAÇÃO DE
RESÍDUOS ORGÂNICOS NO BRASIL COM BASE EM
ANÁLISE MULTICRITÉRIO**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Armando Borges de Castilhos Junior, Dr.

Coorientador: Marcelo Seleme Matias, Dr.

Florianópolis

2023

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Ecco, Mariana Hammerschmitt

Avaliação de rotas tecnológicas para a valorização de resíduos orgânicos no Brasil com base em análise multicritério / Mariana Hammerschmitt Ecco ; orientador, Armando Borges de Castilhos Junior, coorientador, Marcelo Seleme Matias, 2023.

177 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Florianópolis, 2023.

Inclui referências.

1. Engenharia Ambiental. 2. Análise multicritério. 3. Resíduos orgânicos. 4. Compostagem. 5. Digestão anaeróbia. I. Castilhos Junior, Armando Borges de. II. Matias, Marcelo Seleme. III. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. IV. Título.

Mariana Hammerschmitt Ecco

**AVALIAÇÃO DE ROTAS TECNOLÓGICAS PARA A VALORIZAÇÃO DE
RESÍDUOS ORGÂNICOS NO BRASIL COM BASE EM
ANÁLISE MULTICRITÉRIO**

O presente trabalho em nível de Mestrado foi avaliado e aprovado, em 26 de abril de 2023,
pela banca examinadora composta pelos seguintes membros:

Prof. Cátia Regina Silva de Carvalho Pinto, Dra.
Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC

Prof. Lineker Max Goulart Coelho, Dr.
Technical University of Denmark - DTU

Certificamos que esta é a versão original e final do trabalho de conclusão que foi julgado
adequado para obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.



Coordenação do Programa de Pós-Graduação



Prof. Armando Borges de Castilhos Junior, Dr.
Orientador

Florianópolis, 2023.

Dedico este trabalho aos meus amados pais, Jói e Célia.

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao meu orientador, professor Armando, e ao meu coorientador, Marcelo, pelos ensinamentos e confiança no meu trabalho.

Aos meus pais, meu porto seguro, pelo amor incondicional e por me encorajarem a ir atrás dos meus sonhos.

Ao meu companheiro, Leonardo, aquele que me faz acreditar que é possível. Obrigada pela compreensão e incentivo nos momentos difíceis.

Aos meus irmãos, Marina e Marcelo, por serem tão parceiros em todos os momentos. Não consigo imaginar uma vida sem vocês.

À minha amiga e cunhada Jéssica, a quem admiro muito, pelas palavras sempre carinhosas e motivadoras.

A todos os meus familiares e amigos, que me apoiaram e estiveram sempre presentes, mesmo distantes.

A todos os especialistas que aceitaram contribuir para essa pesquisa, respondendo ao questionário.

À Engenheira Karina, que sempre me recebeu de portas abertas para ensinamentos e conversas descontraídas sobre os resíduos orgânicos.

À Universidade Federal de Santa Catarina, pela oportunidade!

RESUMO

Ao selecionar rotas tecnológicas para valorização de resíduos orgânicos, a melhor estratégia será o resultado da combinação de diferentes fatores ambientais, econômicos, sociais e técnicos, confrontados com os interesses das partes envolvidas e com o contexto legal do país. Devido à complexidade de diferentes critérios, alternativas e interesses, uma metodologia de tomada de decisão multicritério (MTDM) é recomendada para auxiliar o processo decisório. Esta pesquisa apresenta a avaliação, através do método multicritério AHP, de cinco rotas tecnológicas de valorização de resíduos orgânicos sugeridas para a realidade brasileira. A priorização das rotas é obtida a partir do desempenho em relação a um conjunto de 21 indicadores e da ponderação realizada por um grupo de 9 especialistas. A dimensão social foi determinante para a priorização das alternativas, obtendo o maior peso relativo dentre os critérios, seguida do critério ambiental. Descarte de rejeitos, custos de operação, benefícios à população de baixa renda e segurança foram os indicadores mais importantes na opinião dos especialistas. A partir da agregação das prioridades e indicadores, a tecnologia de compostagem intensiva e o tratamento mecânico-biológico resultaram como alternativas preferível e menos preferível, respectivamente, para aplicação no Brasil, sem considerar a etapa de coleta e transporte. As alternativas de compostagem prevaleceram quando foi atribuído maior peso ao critério econômico, enquanto que a digestão anaeróbia se destacou quando o critério ambiental foi considerado mais importante. O resultado final de priorização das alternativas foi pouco sensível a pequenas variações nos pesos dos critérios e indicadores.

Palavras-chave: Análise multicritério, resíduos orgânicos, tomada de decisão, compostagem, digestão anaeróbia, economia circular

ABSTRACT

When selecting technological routes for the recovery of organic waste, the best strategy will be the result of a combination of different environmental, economic, social and technical factors, confronted with the interests of stakeholders and with the legal context of the country. Due to the complexity of different criteria, alternatives, and interests, a multi-criteria decision analysis (MCDA) is recommended to assist the decision-making process. This research presents the evaluation, through the AHP multicriteria method, of five technological suggested for the Brazilian reality for recovery of organic waste. The routes prioritization is obtained from their performance against a set of 21 indicators and the weighting performed by a group of 9 experts. The social dimension was decisive for prioritizing the alternatives, obtaining the highest relative weight among the criteria, followed by the environmental criterion. Waste disposal, operational expenditure, benefits for the low-income population and safety were the most important indicators in the experts' opinion. From the aggregation of the priorities and indicators, the aerated composting system and the mechanical-biological treatment resulted as preferable and less preferable alternatives, respectively, for application in Brazil, without considering the collection and transport stage. Composting alternatives prevailed when greater weight was attributed to the economic criterion, while anaerobic digestion stood out when the environmental criterion was considered more important. The final result of prioritization showed low sensitivity to small variations in the weights of the criteria and indicators.

Keywords: Multi-criteria analysis, organic waste, decision making, composting, anaerobic digestion, circular economy

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Cinco pilares para a promoção da valorização de RSO.....	26
Figura 2 - Métodos de tratamento de RSU por região continental	33
Figura 3 - Características básicas dos diferentes processos de digestão anaeróbia	41
Figura 4 - Fluxos de processos e principais subprodutos de uma usina TMB.....	42
Figura 5 - Estimativa da composição gravimétrica dos RSU coletados no Brasil.....	49
Figura 6 - Resultados alcançados (até 2021) e metas de desvio de RSO da disposição final.....	51
Figura 7 - Estrutura hierárquica geral do método AHP.....	59
Figura 8 - Etapas da aplicação do método AHP.....	59
Figura 9 - Fluxograma metodológico da pesquisa.....	69
Figura 10 - Combinações de palavras chaves utilizadas na pesquisa por artigos científicos	71
Figura 11 - Fluxograma metodológico da Etapa 2 (aplicação do método AHP).....	74
Figura 12 - Rota tecnológica da Alternativa 1: Compostagem extensiva (leiras estáticas com aeração passiva).....	84
Figura 13 - Rota tecnológica da Alternativa 2: Compostagem intensiva (leiras envelopadas com aeração ativa).....	86
Figura 14 - Rota Tecnológica da Alternativa 3: Digestão anaeróbia (digestão anaeróbia termofílica contínua via seca de estágio único).....	88
Figura 15 - Rota tecnológica da Alternativa 4: Digestão anaeróbia seguida de compostagem intensiva.....	90
Figura 16 - Rota tecnológica da Alternativa 5: Tratamento Mecânico-Biológico	92
Figura 17 - Correlação entre o número de artigos científicos MTDM/RSO identificados na revisão de literatura, o ano de publicação e a etapa de gerenciamento de RSO	93
Figura 18 - Proporção de artigos científicos MTDM/RSO publicados em cada continente.....	94
Figura 19 - Teia de comparações das alternativas e indicadores	102
Figura 20 - Fatores de emissão de GEE	104
Figura 21 - Ponderação final dos critérios e indicadores.....	129
Figura 22 - Resultado da comparação das alternativas pelo método AHP	132

Figura 23 - Desempenho das alternativas nos critérios ambiental, econômico, social e técnico.....	134
Figura 24 - Priorização das alternativas com base no resultado de pesos relativos dos nove questionários	136
Figura 25 - Priorização das alternativas com base na média aritmética e pesos igualitários	137
Figura 26 - Distribuição das priorizações considerando as 11 combinações de peso	138
Figura 27 - Variação das pontuações dos critérios para cada alternativa considerando as 11 combinações de peso	139
Figura 28 - Pontuação mínima, máxima e resultado final de cada alternativa	139

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Classificação dos RSO de acordo com a fonte de geração	23
Quadro 2 - Parâmetros operacionais do processo de compostagem.....	35
Quadro 3 - Classificação das estratégias de compostagem	36
Quadro 4 - Parâmetros operacionais do processo de digestão anaeróbia.....	38
Quadro 5 - Linha do tempo de marcos regulatórios no Brasil	52
Quadro 6 - Estratégias para o Brasil no âmbito federal.....	55
Quadro 7 - Estratégias para o Brasil no âmbito estadual	55
Quadro 8 - Estratégias para o Brasil no âmbito municipal	55
Quadro 9 - Escala numérica para julgamentos comparativos pelo método AHP	61
Quadro 10 - Matriz de avaliação a ser preenchida	75
Quadro 11 - Alternativas de tratamento de RSO definidas para o estudo.....	82
Quadro 12 - Panorama de MTDM aplicado às diferentes etapas do gerenciamento de RSO	94
Quadro 13 - Relação de artigos científicos selecionados para a revisão bibliográfica de indicadores	95
Quadro 14 - Indicadores ambientais (revisão da literatura).....	97
Quadro 15 - Indicadores econômicos (revisão da literatura).....	98
Quadro 16 - Indicadores sociais (revisão da literatura)	98
Quadro 17 - Indicadores técnico-operacionais (revisão da literatura)	99
Quadro 18 - Indicadores político-administrativos (revisão da literatura).....	99
Quadro 19 - Indicadores selecionados para o estudo	101
Quadro 20 - Siglas dos critérios e indicadores	124

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Metas de desvio de RSO da disposição final, em relação à massa total de RSU, estabelecidas pelo PLANARES	50
Tabela 2 - Esqueleto da Matriz de Avaliação	60
Tabela 3 - Esqueleto da Matriz de Comparações Paritárias	62
Tabela 4 - Esqueleto da Matriz de Comparações Paritárias normalizada	62
Tabela 5 - Índice aleatório (RI)	64
Tabela 6 - Estrutura da matriz de avaliação utilizada por Iacovidou e Voulvoulis (2018).....	65
Tabela 7 - Caracterização das alternativas: indicadores ambientais.....	103
Tabela 8 - Caracterização das alternativas: indicadores econômicos.....	109
Tabela 9 - Caracterização das alternativas: indicadores sociais	112
Tabela 10 - Caracterização das alternativas: indicadores técnicos.....	117
Tabela 11 - Matriz de avaliação	122
Tabela 12 - Matriz de avaliação normalizada	123
Tabela 13 - Matriz de comparações paritárias dos critérios (Questionário 01).....	125
Tabela 14 - Matriz de comparações paritárias dos indicadores ambientais (Questionário 01).....	126
Tabela 15 - Matriz de comparações paritárias dos indicadores econômicos (Questionário 01).....	126
Tabela 16 - Matriz de comparações paritárias dos indicadores sociais (Questionário 01).....	127
Tabela 17 - Matriz de comparações paritárias dos indicadores técnicos (Questionário 01).....	127
Tabela 18 - Resultado dos cálculos de pesos relativos.....	128
Tabela 19 - Cálculo o índice de consistência (matriz de comparações paritárias de critérios do questionário 01)	129
Tabela 20 - Matriz de julgamentos	130
Tabela 21 - Matriz de classificação das alternativas	131
Tabela 22 - Variações de pesos utilizadas na análise de sensibilidade	135

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ACV	Análise de Ciclo de Vida
AHP	<i>Analytic Hierarchy Process</i>
ANA	Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico
CAPEX	<i>Capital Expenditure</i> (Custos de investimento)
CDR	Combustíveis Derivados de Resíduos
CE	Compostagem extensiva
CI	Compostagem intensiva
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
COPRAS	<i>Complex Proportional Assesment</i>
CRITIC	<i>Criteria Interaction Through Inter-criteria</i>
DA	Digestão anaeróbia
EEA	<i>European Environment Agency</i> (Agência Ambiental Europeia)
ELECTRE	<i>Élimination Et Choix Traduisant la Réalité</i>
FAPESC	Fundação de Amparo à Pesquisa e Inovação do Estado de Santa Catarina)
GEE	Gases de Efeito Estufa
IPCC	Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas
IPEA	Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada
LARESO	Laboratório de Pesquisas em Resíduos Sólidos
MAPA	Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento
MAUT	<i>Multi-Attribute Utility Theory</i>
MCDA	<i>Multi-Criteria Decision Making</i> (Análise de Decisão Multicritério)
MME	Ministério de Minas e Energia
MTDM	Método de Tomada de Decisão Multicritério
MULTIMOORA	<i>Multi-objective Optimization based on Ratio Analysis with the full multiplicative form</i>
ONU	Organização das Nações Unidas
OPEX	<i>Operational Expenditure</i> (Custos de operação)
PLANARES	Plano Nacional de Resíduos Sólidos
PLANSAB	Plano Nacional de Saneamento Básico
PNSB	Política Nacional de Saneamento Básico

PROMETHEE	<i>Preference Ranking Organization Method for Enrichment Evaluation</i>
RDO	Resíduos Domiciliares
RPU	Resíduos de Limpeza Urbana
RSO	Resíduos Sólidos Orgânicos
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
SMA	Secretaria de Meio Ambiente, Infraestrutura e Logística (São Paulo)
SMART	<i>Simple Multi-Attribute Rating Technique</i>
SNIS	Sistema Nacional de Saneamento
ST	Sólidos Totais
UN	<i>United Nations</i> (Organização das Nações Unidas)
SWARA	<i>Step-Wise Weight Assessment Ratio Analysis</i>
TMB	Tratamento Mecânico-Biológico
TOPSIS	<i>Technique for Order Preference by Similarity to Ideal Solution</i>
VIKOR	<i>Vise Kriterijumska Optimizacija Kompromisno Resenje</i>

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	18
1.1	OBJETIVOS.....	20
1.1.1	Objetivo Geral	20
1.1.2	Objetivos Específicos	20
2	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	21
2.1	RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS ORGÂNICOS (RSO).....	21
2.1.1	Definição e composição dos RSO	22
2.1.2	Gestão sustentável de RSO	24
2.1.3	Rotas tecnológicas para valorização de RSO	30
2.1.4	Tendências globais no gerenciamento de RSO	44
2.2	GESTÃO E GERENCIAMENTO DE RSO NO BRASIL.....	49
2.2.1	Estimativas de composição, geração e tratamento	49
2.2.2	Marcos regulatórios	52
2.2.3	Desafios no gerenciamento de RSO no Brasil	54
2.3	FERRAMENTAS DE SUPORTE À DECISÃO.....	56
2.3.1	Método AHP	58
2.3.2	Indicadores	64
2.3.3	Partes interessadas	66
3	METODOLOGIA	68
3.1	ETAPA 1: PESQUISA E DEFINIÇÃO DE DADOS.....	69
3.2	ETAPA 2: APLICAÇÃO DO MÉTODO AHP.....	73
4	RESULTADOS E DISCUSSÕES	79
4.1	SELEÇÃO DAS ALTERNATIVAS.....	79
4.2	DELIMITAÇÃO DAS ROTAS TECNOLÓGICAS.....	83
4.2.1	Compostagem extensiva (A1)	83
4.2.2	Compostagem intensiva (A2)	85
4.2.3	Digestão anaeróbia (A3)	86
4.2.4	Digestão anaeróbia + compostagem intensiva (A4)	88
4.2.5	Tratamento Mecânico-Biológico (A5)	90
4.3	DEFINIÇÃO DOS INDICADORES.....	93
4.4	ATRIBUIÇÃO DE VALOR AOS INDICADORES.....	103

4.4.1	Indicadores ambientais	103
4.4.2	Indicadores econômicos	109
4.4.3	Indicadores sociais	112
4.4.4	Indicadores técnicos	117
4.5	APLICAÇÃO DO MÉTODO AHP	122
4.5.1	Matriz de avaliação	122
4.5.2	Matriz de julgamentos	124
4.5.3	Classificação das alternativas	131
4.5.4	Análise de sensibilidade	134
5	CONCLUSÕES.....	141
6	RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS.....	142
	REFERÊNCIAS	143
	APÊNDICE A – QUESTIONÁRIO	158
	APÊNDICE B – QUESTIONÁRIO RESPONDIDO 01	160
	APÊNDICE C – PESOS RELATIVOS E ÍNDICE DE CONSISTÊNCIA (Q 01).....	161
	APÊNDICE D - QUESTIONÁRIO RESPONDIDO 02	162
	APÊNDICE E – PESOS RELATIVOS E ÍNDICE DE CONSISTÊNCIA (Q 02).....	163
	APÊNDICE F– QUESTIONÁRIO RESPONDIDO 03.....	164
	APÊNDICE G – PESOS RELATIVOS E ÍNDICE DE CONSISTÊNCIA (Q 03).....	165
	APÊNDICE H – QUESTIONÁRIO RESPONDIDO 04	166
	APÊNDICE I – PESOS RELATIVOS E ÍNDICE DE CONSISTÊNCIA (Q 04)	167
	APÊNDICE J – QUESTIONÁRIO RESPONDIDO 05.....	168
	APÊNDICE K – PESOS RELATIVOS E ÍNDICE DE CONSISTÊNCIA (Q 05).....	169
	APÊNDICE L – QUESTIONÁRIO RESPONDIDO 06.....	170
	APÊNDICE M – PESOS RELATIVOS E ÍNDICE DE CONSISTÊNCIA (Q 06).....	171
	APÊNDICE N – QUESTIONÁRIO RESPONDIDO 07	172
	APÊNDICE O – PESOS RELATIVOS E ÍNDICE DE CONSISTÊNCIA (Q 07).....	173

APÊNDICE P – QUESTIONÁRIO RESPONDIDO 08.....	174
APÊNDICE Q – PESOS RELATIVOS E ÍNDICE DE CONSISTÊNCIA (Q 08).....	175
APÊNDICE R – QUESTIONÁRIO RESPONDIDO 09	176
APÊNDICE S – PESOS RELATIVOS E ÍNDICE DE CONSISTÊNCIA (Q 09).....	177

1 INTRODUÇÃO

Resíduos sólidos orgânicos correspondem à maior fração dos resíduos sólidos urbanos gerados mundialmente, podendo chegar a mais da metade dos resíduos gerados em países em desenvolvimento (KAZA *et al.*, 2018; RICCI-JÜRGENSEN, GILBERT, RAMOLA, 2020). Constituem-se, basicamente, em resíduos de alimentos e resíduos de jardins e áreas verdes (UN, 2017).

Apesar de existir um grande potencial de recuperação dos resíduos orgânicos por meio de diferentes opções tecnológicas, aterros e lixões são o meio de disposição mais comum em toda a América Latina (UN, 2017). Na União Europeia, por outro lado, já não é mais permitido dispor em aterros sanitários resíduos sólidos orgânicos sem que haja, no mínimo, um tratamento prévio para estabilização e redução do volume (PARLAMENTO EUROPEU, 2018a; PARLAMENTO EUROPEU, 2018b).

A disposição de resíduos orgânicos em aterros sanitários implica em muitas externalidades negativas, seja pelo espaço que ocupam nos aterros, pelo potencial desperdiçado de suas propriedades ou pelas emissões de poluentes que agravam as mudanças climáticas (UN, 2017). Em contrapartida, resíduos orgânicos podem ser tratados para recuperar recursos valiosos como energia e nutrientes, apresentando assim oportunidades econômicas, reduzindo os efeitos ambientais negativos (MPANANG'OMBE *et al.*, 2018) e promovendo sustentabilidade através de uma economia circular (SAN MARTIN *et al.*, 2017).

Estimativas apontam que em 2021 foram coletadas 65,23 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos no Brasil (BRASIL, 2022c), sendo que aproximadamente 30 milhões de toneladas correspondem à fração orgânica. Deste montante, apenas 400 mil toneladas foram recuperadas (BRASIL, 2022c). Isto representa uma taxa de desvio em relação à massa total de apenas 0,61%. Para atingir as metas do Plano Nacional de Resíduos Sólidos (PLANARES), que prevê o desvio de RSO da disposição final de 2,7% até 2024 e 13,5% até 2040, esforços deverão ser depreendidos em diferentes frentes de ações.

De acordo com o Relatório Técnico da Organização das Nações Unidas que trata dos desafios e oportunidades no gerenciamento de resíduos sólidos orgânicos em países em desenvolvimento, cinco pilares são responsáveis por garantir o sucesso de uma gestão de RSO: segregação na fonte pelos geradores,

comunicação e participação social, financiamento, governança e seleção adequada da tecnologia de tratamento (UN, 2017).

A seleção de rotas tecnológicas compatíveis com a realidade de cada local apresenta um papel essencial para o sucesso e continuidade da operação das unidades. A melhor estratégia será o resultado da combinação de diferentes fatores ambientais, econômicos, sociais e técnicos, confrontados com os interesses das partes envolvidas e com o contexto legal do país. Devido à complexidade de diferentes critérios, alternativas e interesses, uma metodologia de tomada de decisão multicritério (MTDM) é recomendada para auxiliar o processo decisório.

Masebinu *et al.* (2016) esclarecem que existe uma interação complexa entre vários elementos para a escolha da tecnologia, complicando assim o processo de decisão. Diante disso, é preciso que políticas públicas sejam norteadas por ferramentas de suporte à decisão, que processem as diferentes dimensões do problema e os interesses conflitantes de *stakeholders*.

A metodologia de Análise de Decisão Multicritério tem a vantagem de permitir analisar sistemas e propor a solução mais adequada combinando qualquer critério quantitativo ou qualitativo, inclusive social (BABALOLA, 2015). Para Angelo *et al.* (2017), os métodos multicritério são muito eficazes no gerenciamento de resíduos sólidos, pois a consideração explícita de critérios conflitantes é crucial nessa área.

A abordagem multicritério vem sendo aplicada em estudos cujo objetivo é priorizar alternativas em casos concretos ou desenvolver um modelo que incorpore todas as perspectivas de um gerenciamento sustentável dos resíduos sólidos urbanos. No entanto, poucos estudos se concentram na fração orgânica dos RSU (DELGADO *et al.*, 2020). A autora nota ainda que a principal limitação dos estudos é que eles são focados em casos específicos, cujos métodos não são traduzíveis para outros contextos.

Diante do exposto, considerando a escassez de estudos neste sentido para o Brasil, o objetivo desta pesquisa é apresentar uma avaliação comparativa de rotas tecnológicas compatíveis com a realidade brasileira, com base em critérios ambientais, econômicos, sociais e técnicos, a fim de contribuir para o processo de tomada de decisão em direção ao gerenciamento sustentável dos resíduos.

Para processar a análise, optou-se pelo método AHP (*Analytic Hierarchy Process*), sendo este o método mais largamente utilizado para avaliar sistemas de

gerenciamento de resíduos sólidos (COELHO; LANGE; COELHO, 2017). Dentre as vantagens e razões pelas quais o método AHP foi escolhido, pode-se citar: permite incorporar parâmetros qualitativos e quantitativos (MORRISSEY E BROWNE (2004); permite fracionar o problema em conjuntos de decisões menores, uma de cada vez (SAN MARTÍN *et al.*, 2015); é confiável, flexível e de fácil compreensão (ABU *et al.*, 2021).

O presente trabalho foi realizado junto ao Laboratório de Pesquisas em Resíduos Sólidos (LARESO) da Universidade Federal de Santa Catarina, onde diferentes pesquisas sobre resíduos orgânicos já foram desenvolvidas.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 **Objetivo Geral**

Avaliar comparativamente tecnologias para valorização de resíduos sólidos orgânicos no Brasil com base em indicadores ambientais, econômicos, sociais e técnicos.

1.1.2 **Objetivos Específicos**

1. Selecionar e caracterizar rotas tecnológicas adequadas para a valorização de resíduos sólidos orgânicos no Brasil.
2. Identificar e definir um conjunto representativo de indicadores ambientais, econômicos, sociais e técnicos para comparação das tecnologias.
3. Classificar as tecnologias através do método AHP.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS ORGÂNICOS (RSO)

São considerados Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) os resíduos domiciliares (RDO), originários de atividades domésticas em residências urbanas, e os resíduos de limpeza urbana (RPU), originários da varrição, limpeza de logradouros e vias públicas e outros serviços de limpeza urbana, assim definidos na legislação brasileira (BRASIL, 2010).

A Política Nacional de Saneamento Básico (BRASIL, 2007) define a limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos como um serviço essencial de saneamento básico, constituído pelas atividades e pela disponibilização e manutenção de infraestruturas e instalações operacionais de coleta, varrição manual e mecanizada, asseio e conservação urbana, transporte, transbordo, tratamento e destinação final ambientalmente adequada dos resíduos sólidos domiciliares e dos resíduos de limpeza urbana. Cabe ao titular do serviço público de limpeza urbana e de manejo de resíduos sólidos (municípios e Distrito Federal) organizar e prestar direta ou indiretamente esses serviços.

Toda a rede de fabricantes, importadores, distribuidores, comerciantes, consumidores e titulares dos serviços públicos de limpeza urbana e de manejo dos resíduos sólidos têm atribuições individualizadas e encadeadas para minimizar o volume de resíduos sólidos e rejeitos gerados, bem como para reduzir os impactos causados à saúde humana e à qualidade ambiental decorrentes do ciclo de vida dos produtos (BRASIL, 2010). Segundo o Banco Mundial, a futura demanda global de recursos só pode ser atendida com taxas de reciclagem acima de 90% (FRICKE *et al.*, 2015).

Estima-se a geração de 81,8 milhões de toneladas de RSU em 2022 no Brasil, sendo 93% destes coletados (ABRELPE, 2022). Aproximadamente 39% do montante coletado ainda apresenta disposição inadequada em lixões e aterros controlados, enquanto que a maior parte é encaminhada a aterros sanitários (ABRELPE, 2022).

O gerenciamento desses resíduos, através das etapas de coleta, transporte, transbordo, tratamento e disposição final, é um desafio para as autoridades municipais em países em desenvolvimento, principalmente devido à crescente

geração de resíduos, à carga imposta ao orçamento municipal em função dos altos custos associados, a falta de compreensão dos diferentes fatores que afetam os diferentes estágios do gerenciamento de resíduos e conexões necessárias para o completo funcionamento do sistema de manejo (GUERRERO; MAAS; HOGLAND, 2013).

As forças motoras na gestão de resíduos também representam questões ambientais a serem resolvidas, como a proteção do clima e o acúmulo de resíduos nos oceanos. O último, também descrito como “*Marine Litter*”, ainda não pode ser estimado em relação às suas dimensões. Quanto aos gases de efeito estufa (GEE), estima-se que nos países em desenvolvimento e emergentes, cerca de 8% a 10% do total de emissões do país sejam oriundas de processos relacionados com a gestão de resíduos, principalmente pela liberação do gás metano a partir de resíduos sólidos urbanos dispostos sem tratamento (contendo altos teores de compostos orgânicos degradáveis) (FRICKE *et al.*, 2015). Mesmo em aterros sanitários de melhor padrão, com impermeabilização da superfície e sistemas de captação do biogás, ao máximo 50% dos gases gerados podem ser captados, aproveitados e/ou eliminados de forma correta (FRICKE *et al.*, 2015).

A Organização das Nações Unidas (ONU) e a Agência Europeia do Ambiente (EEA) concordam que, para alcançar uma gestão integrada e sustentável dos RSU, deve-se separar o resíduo em no mínimo três frações: recicláveis secos, recicláveis orgânicos e rejeitos (UN, 2017; EEA, 2020). No Brasil, o Decreto Federal nº 10.936 de 12 de janeiro de 2022 reconheceu a importância e a necessidade da segregação na fonte em três frações (BRASIL, 2022a).

2.1.1 Definição e composição dos RSO

Resíduos sólidos orgânicos (RSO) correspondem à maior fração na composição dos resíduos sólidos urbanos (RSU) gerados mundialmente, podendo chegar a mais da metade dos resíduos gerados em países em desenvolvimento (KAZA *et al.*, 2018; RICCI-JÜRGENSEN, GILBERT, RAMOLA, 2020). Constituem-se, basicamente, em resíduos de alimentos (provenientes de residências, restaurantes, hotéis, mercados ou feiras de rua) e resíduos de jardins e áreas verdes (ENVIRONMENT CANADA, 2013).

De acordo com Relatório Técnico da ONU (UN, 2017), tais resíduos podem ser divididos em três grandes categorias, de acordo com a fonte de geração, como mostrado no Quadro 1:

Quadro 1 - Classificação dos RSO de acordo com a fonte de geração

Resíduos de alimentos	Combinação de alimentos cozidos e crus, provenientes da preparação e consumo em residências e estabelecimentos comerciais. São altamente putrescíveis e possuem alto teor de umidade, o que exige a adoção de ferramentas, sistemas e frequências de coleta específicos para garantir que o sistema de coleta seletiva seja limpo, prático e fácil de usar.
Resíduos de jardins e áreas verdes	Combinação de resíduos provenientes de jardins domésticos e áreas públicas como parques e playgrounds. Não requer esquemas de coleta intensivos, pois não possui mau cheiro e não atrai vetores. No entanto, a variabilidade na geração tem implicações para os esquemas de coleta e sistemas de tratamento.
Resíduos de mercados e feiras de rua	Combinação de diferentes tipos de vegetais crus e recipientes de madeira. Semelhantes aos resíduos de alimentos, mas em menor quantidade e crus, o que os torna menos putrescíveis, úmidos e com menos problemas de mau cheiro.

Fonte: adaptado de UN (2017)

Em uma pesquisa realizada em 2017 com 32 membros da União Europeia (EEA, 2020), os resíduos sólidos orgânicos municipais foram categorizados em três frações: resíduos de alimentos (gerados tanto em residências e restaurantes quanto em mercados e feiras), resíduos de jardim (gerados em áreas públicas e particulares) e outros (resíduos de alimentos e de jardim misturados). A referida pesquisa trouxe resultados importantes sobre a composição dos RSO gerados na Europa: os resíduos de alimentos representaram 60% do total de RSO, enquanto que 35% e 5% corresponderam a resíduos de jardim e outros, respectivamente (EEA, 2020).

Os resíduos de alimentos podem ser divididos em evitáveis ou comestíveis (ex. alimento comprado mas não consumido, sobras de alimentos) e não-evitáveis ou não comestíveis (ex. casca de banana e ossos) (SHAW; SMITH; WILLIAMS, 2018). Na Europa, estima-se que 32% do total de resíduos de alimentos gerados sejam ainda comestíveis (EEA, 2020).

Quanto à produção mundial, estima-se que em 2016 foram gerados 5,53 milhões de toneladas por dia de RSU e, destes, algo em torno de 44 a 46% (em massa) corresponde à fração orgânica, ou seja, é a maior fração dentre os RSU

(KAZA *et al.*, 2018; RICCI-JÜRGENSEN; GILBERT; RAMOLA, 2020). Essa proporção apresenta variabilidade geográfica, sendo que países desenvolvidos tem a tendência de apresentar menores frações orgânicas. Valores como 40,0% a 59,72% foram encontrados no México (DE MEDINA-SALAS *et al.*, 2019), e 34% em média nos países da União Europeia (EEA, 2020). A média brasileira de massa de recicláveis orgânicos presentes no total coletado de RSU é de aproximadamente 45,3% (BRASIL, 2022b).

Considerando os dados apresentados, é notável que os resíduos orgânicos podem desempenhar um papel importante na transição para uma economia circular, tanto na prevenção da sua geração quanto no aproveitamento do seu potencial como fonte de recursos secundários valiosos (EEA, 2020). Subprodutos como condicionadores de solo, fertilizantes orgânicos e biogás podem ser obtidos a partir dos processos de transformação de tais resíduos.

2.1.2 **Gestão sustentável de RSO**

A prevenção e redução ao desperdício devem ser sempre as primeiras opções na hierarquia de gestão dos resíduos, seguidas pelo reaproveitamento, reciclagem, tratamento energético e destinação final ambientalmente adequada (PARLAMENTO EUROPEU, 2008).

A Lei Federal brasileira nº 12.305/2010 segue a mesma ordem de prioridade estabelecida pela União Europeia: não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento dos resíduos sólidos e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos (BRASIL, 2010), o que significa que a valorização de RSO a partir de reciclagem tem preferência sobre o tratamento energético e a disposição final (RODRIGUES *et al.*, 2020).

Dentre os deveres atribuídos na PNRS ao titular do serviço público de limpeza urbana e de manejo de resíduos sólidos (municípios e Distrito Federal) está o de implantar sistema de compostagem para resíduos sólidos orgânicos e articular com os agentes econômicos e sociais formas de utilização do composto produzido (BRASIL, 2010).

A Política Nacional de Resíduos Sólidos também estabelece que a disposição final ambientalmente adequada, em aterros sanitários, deve se restringir a rejeitos, isto é, resíduos sólidos que, depois de esgotadas todas as possibilidades

de tratamento e recuperação por processos tecnológicos disponíveis e economicamente viáveis, não apresentem outra possibilidade que não a disposição final ambientalmente adequada (BRASIL, 2010).

Apesar de existir um grande potencial de recuperação de RSO por meio de diferentes opções tecnológicas, na América Latina essa fração de RSU é geralmente disposta em aterros e lixões (UN, 2017).

A disposição de resíduos sólidos orgânicos em aterros sanitários implica em muitas externalidades negativas, seja pelo espaço que ocupam nos aterros, pelo potencial desperdiçado de suas propriedades ou pelas emissões de poluentes que agravam as mudanças climáticas (UN, 2017). Estima-se que 70% da massa dos RSO corresponde à água, o que significa que contribuem para a grande maioria da produção de lixiviado em aterros sanitários (FAPESC, 2017). Ainda, por serem compostos orgânicos degradáveis, contribuem para a grande maioria das emissões de gases de efeito estufa provenientes do setor de gerenciamento de resíduos sólidos (FRICKE *et al.*, 2015). No Canadá, o desvio de uma tonelada de resíduos de alimentos através de compostagem ou digestão anaeróbia reduz as emissões de GEE em uma tonelada de CO₂ equivalente se comparado ao envio para o aterro sanitário (ENVIRONMENT CANADA, 2013).

A implementação da valorização dos resíduos orgânicos depende de uma política de estado comprometida com a causa. Ao observar a evolução da gestão de resíduos em outros países, percebe-se que as políticas públicas são cruciais para a promoção e implementação de uma gestão sustentável de resíduos, a exemplo da Lei das Energias Renováveis na Alemanha, que foi categórica para o desenvolvimento fulminante da tecnologia da biodigestão (FRICKE *et al.*, 2015).

Resíduos orgânicos podem ser tratados para recuperar recursos valiosos como energia e nutrientes, apresentando assim oportunidades econômicas, reduzindo os efeitos ambientais negativos (MPANANG'OMBE *et al.*, 2018) e promovendo sustentabilidade através de uma economia circular (SAN MARTIN *et al.*, 2017).

De acordo com o Plano Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2022b):

“(...) ganham cada vez mais atenção ações relacionadas à economia circular, que representa a ruptura do modelo econômico linear, baseado na dinâmica extrair, transformar e descartar, para um modelo onde se prioriza a redução, a reutilização e a reintrodução dos materiais ao longo da cadeia

produtiva de forma eficiente, reduzindo a pressão sobre os recursos naturais, as emissões de GEE, o desperdício, a geração de rejeitos e a poluição”.

De acordo com o Relatório Técnico da ONU (UN, 2017), que trata dos principais desafios do gerenciamento de RSO na América Latina, 5 pilares são responsáveis por garantir o sucesso de uma gestão de RSO, conforme apresentado na Figura 1 e detalhado abaixo: segregação na fonte pelos geradores, comunicação e participação social, financiamento, governança e seleção adequada da tecnologia de reciclagem.

Figura 1 - Cinco pilares para a promoção da valorização de RSO



Fonte: adaptado de UN (2017)

- **Segregação na fonte**

A segregação na fonte é uma ação inicial que garante subprodutos (como condicionadores do solo e fertilizantes) de boa qualidade, mantendo os níveis de impureza baixos (EEA, 2020), e aumentando o seu valor de mercado.

O Relatório da Agência Europeia do Ambiente esclarece que implementar um sistema de coleta seletiva de resíduos orgânicos é um processo de longo prazo e de alta complexidade, pois necessita de uma estrutura política abrangente e coordenada, que incorpore os resíduos orgânicos em estratégias mais amplas de resíduos sólidos e economia circular (EEA, 2020).

De acordo com a ONU (UN, 2017), esta é uma decisão complexa e demorada, mas a implementação de uma coleta seletiva de resíduos orgânicos segregados na fonte pode seguir etapas graduais, iniciando-se pela coleta de

resíduos de jardim e áreas verdes (menos putrescíveis), resíduos de mercados, feiras de rua e instituições públicas (gerados de forma concentrada), e aos poucos incluir a coleta domiciliar, através de projetos pilotos. Na medida que o sistema evolui, as frotas de veículos coletores são modernizadas e diversificadas e soluções sob medida são adotadas para a segregação na fonte. Um programa piloto é uma boa maneira de testar e promover uma nova iniciativa, como a coleta de orgânicos porta a porta (FCM, 2009).

Os municípios não podem atingir metas de desvio de RSU de mais de 50% de forma realista sem instituir algum tipo de programa de coleta residencial de orgânicos (FCM, 2009).

- **Comunicação e participação social**

Cada ator da sociedade desempenha um papel diferente na gestão integrada dos resíduos sólidos urbanos, e quando o foco é colocado na fração orgânica, há mudanças na rotina e a necessidade de quebra de paradigmas (UN, 2017).

Os motivos associados à baixa participação da população em coleta seletiva de orgânicos mais comumente relatados em estudos são a falta de informação, a deficiência de infraestrutura, o desinteresse pelas questões ambientais, a falta de espaço no domicílio, a falta de tempo para separar, a pressão social, e características socioeconômicas (BERNAD-BELTRÁN; SIMÓ; BOVEA, 2014). Apesar de todos os benefícios ambientais associados, Bernad-Beltrán, Simó e Bovea (2014) relatam que o usuário pode se deparar com alguns incômodos, incluindo odores relacionados ao armazenamento de resíduos biológicos no domicílio, necessidade de uso de uma lixeira adicional com sacos biodegradáveis, limpeza dos recipientes, espaço ocupado, dentre outros.

A educação ambiental representa uma importante aliada na gestão adequada e sustentável dos resíduos sólidos, utilizada como meio de mudança nas atitudes em relação ao correto descarte dos resíduos e à valorização do meio ambiente. PENELUC; SILVA, 2008). Segundo os autores, a sensibilização das fontes geradoras deve tratar a mudança de atitudes de forma qualitativa e continuada, mediante um processo educacional crítico, conscientizador e contextualizado. Nota-se, portanto, que a informação é uma poderosa aliada quanto

à motivação dos geradores em participar de programas de coleta seletiva, e deve ser tratada como uma política permanente e em constante adaptação.

Paschoalin Filho *et al.* (2021) destacam a necessidade de estabelecer melhores espaços de discussão entre a população, as cooperativas e o município para projetar conjuntamente um sistema de coleta seletiva com uma abordagem mais participativa.

- **Financiamento**

Nos países em desenvolvimento, os serviços de gestão de resíduos podem representar 20 a 50% do orçamento recorrente de um município, sendo 80 a 90% desse valor gasto apenas na coleta de resíduos (UN, 2017). Assim sendo, para iniciar um sistema integrado de RSU com coleta e tratamento da fração orgânica, o município deve levar em conta a necessidade de obter recursos financeiros para sustentá-lo. Segundo Relatório da ONU, recursos orçamentários não são suficientes e há a necessidade de obter recursos adicionais por meio de taxas de resíduos e renda advinda da venda de composto e biogás (UN, 2017).

Para a Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE), os recursos para investimento na construção das infraestruturas necessárias (CAPEX) podem advir de diversas fontes (fundos, financiamentos, doações etc.), enquanto que os recursos para custeio (OPEX), por sua natureza e demanda contínua, precisam decorrer de contribuições dos usuários, por meio de instrumentos de pagamento pela utilização (ou disponibilidade) dos serviços, tal qual já ocorre com todos os demais serviços públicos colocados à disposição da sociedade (ABRELPE, 2022).

Realizar a cobrança pelos serviços públicos de manejo de resíduos sólidos urbanos é uma pauta que vem sendo muito discutida no Brasil, onde cerca de 4 mil municípios ainda não realizam a cobrança pelo serviço de manejo de RSU (ANA, 2021a). Além disso, outros municípios já cobram pelo serviço, mas de forma insuficiente para manter a prestação adequadamente, pois não há equilíbrio econômico-financeiro entre os valores arrecadados e o custo dos serviços (ANA, 2021a).

Neste sentido, a Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) aprovou recentemente a Norma de referência nº 1/ANA/2021, que dispõe sobre a

sustentabilidade econômico-financeira e métodos de cobrança em sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos (ANA, 2021).

É importante frisar que, enquanto tais sistemas de cobrança não estiverem estruturados e em funcionamento, boa parte das soluções não terá viabilidade para sair do papel (ABRELPE, 2022).

- **Governança**

Todos os pilares descritos acima devem estar alicerçados em bases sólidas de governança e alinhados às políticas e marcos regulatórios em todos os níveis, de modo a apoiar a gestão integrada dos RSU (UN, 2017). Nesse contexto, os governos federal, estaduais e municipais devem desempenhar papéis importantes e coordenados. De acordo com a ONU, os governos federais têm o papel de instituir políticas que estabeleçam as diretrizes, conceitos, ferramentas, metas e incentivos financeiros e fiscais para um sistema de gestão adequada dos RSU, enquanto os municípios, além de desenvolver políticas e programas locais, devem instrumentalizar os objetivos com base na sua realidade (UN, 2017).

Por ser multissetorial, o setor de resíduos e suas políticas precisam também estar atrelados às políticas de segurança alimentar, saúde pública, mudanças climáticas, agricultura familiar, educação, inclusão social, segurança hídrica e energética e proteção ambiental em geral (UN, 2017).

- **Seleção adequada da tecnologia de reciclagem**

Uma das decisões mais importantes no planejamento de um programa de recuperação de orgânicos é a escolha da tecnologia de processamento que atenderá com sucesso às necessidades da comunidade (ENVIRONMENT CANADA, 2013).

A aquisição de um bom conhecimento do fluxo de resíduos orgânicos da comunidade, incluindo composição, quantidades e fontes, é um primeiro passo essencial no processo de planejamento (ENVIRONMENT CANADA, 2013). Algumas tecnologias são mais adequadas que outras, dependendo da composição e da quantidade de matéria orgânica a ser tratada (ENVIRONMENT CANADA, 2013). Para a Agência Ambiental Europeia (EEA, 2020), a definição da melhor técnica de tratamento depende, além da composição do resíduo orgânico, das propriedades do

sistema de coleta. Em países em desenvolvimento, soma-se a isso o custo do tratamento (DE MEDINA-SALAS *et al.*, 2019).

Destaca-se, porém, que o sucesso na implementação de projetos em qualquer país depende de um planejamento estratégico e integrado, em que os vários critérios técnicos, geográficos, sociais, econômicos e ambientais, que se inter-relacionam, sejam quantificados, pesados e analisados de forma conjunta (SAN MARTIN, D. *et al.*, 2017).

2.1.3 Rotas tecnológicas para valorização de RSO

O conjunto de processos, tecnologias e fluxos dos resíduos desde a sua geração até a sua disposição final é denominado de rota tecnológica (MERSONI; REICHERT, 2017; REICHERT, 2021). De uma forma geral, o modelo de separação dos resíduos na fonte, a coleta e transporte, a reciclagem, o tratamento e o destino final dos subprodutos compõem uma rota tecnológica.

À primeira vista, a coleta e o processamento da fração orgânica implicam em custos adicionais ao sistema de gerenciamento de RSU, estes associados a custos de implantação e operação da nova unidade de processamento, instituição de novos programas de coleta, comunicações para promover a participação social, administração de programas de gestão para apoiar a estratégia de reciclagem de orgânicos e atividades de pesquisa e educação para desenvolver mercados e aceitação social (ENVIRONMENT CANADA, 2013).

No entanto, os programas de valorização de resíduos orgânicos geralmente fornecem benefícios líquidos quando um procedimento de análise e tomada de decisão é usado para medir os custos, levando em consideração os benefícios sociais e ambientais. Dentre tais benefícios, pode-se citar: prolongamento da vida útil do aterro sanitário; redução nas emissões de GEE e poluentes atmosféricos (se comparado à rota de disposição final em aterro); geração de empregos diretos e indiretos; economia de energia e custos com a substituição de fertilizantes químicos; receitas potenciais da comercialização do composto; receitas potenciais de energia produzida a partir de digestão anaeróbia; substituição de combustíveis fósseis e custo inferior para o tratamento de chorume (ENVIRONMENT CANADA, 2013).

A seguir é apresentada uma breve descrição sobre os modelos de coleta, transporte, reciclagem e destinação final de resíduos sólidos orgânicos.

2.1.3.1 *Coleta e transporte*

O sistema de coleta de RSU pode ser classificado de acordo com a separação dos resíduos na fonte em duas modalidades (BRASIL, 2021b):

- Coleta diferenciada (seletiva): ocorre mediante a segregação prévia dos resíduos recicláveis pelos geradores. A coleta pode ser porta a porta, ponto a ponto, pontos de entrega voluntária ou outros.
- Coleta indiferenciada (convencional): estabelecida, a princípio, para a coleta de rejeitos. No entanto, quando não há coleta seletiva instituída no município, os resíduos sólidos urbanos são coletados de forma misturada nessa modalidade.

Nos municípios brasileiros, o sistema de coleta seletiva deverá contemplar, no mínimo, os resíduos recicláveis secos e progressivamente os resíduos recicláveis orgânicos, conforme Decreto nº 10.936/2022, recentemente publicado (BRASIL, 2022a). Segundo o mesmo Decreto, é de responsabilidade do gerador acondicionar de forma adequada e diferenciada os resíduos sólidos, quando houver sistema de coleta seletiva estabelecido pela municipalidade.

A coleta seletiva de resíduos sólidos orgânicos pode ser operacionalizada de diferentes formas: através de depósitos centrais, coleta ponto a ponto (ou pontos de entrega voluntária) e coleta porta a porta (ENVIRONMENT CANADA, 2013).

Os depósitos centrais são mais indicados para a coleta de resíduos verdes, já que o armazenamento costuma ser em pilhas ou containers ao ar livre. Pontos de entrega voluntária precisam ter sua localização bem planejada, já que o potencial de odor e alterações no tráfego podem gerar insatisfação dos moradores (ENVIRONMENT CANADA, 2013). A coleta porta a porta, em razão da maior conveniência para o usuário, é o método que proporciona a maior taxa de desvio da disposição final, podendo variar de 50% a 75%. Porém, este é também o método que apresenta os maiores custos e complexidade operacional. Custos com a coleta porta a porta variam a depender da frequência de coleta, número de usuários e distância em relação às unidades de processamento (ENVIRONMENT CANADA, 2013).

No município de Florianópolis, dois modelos de coleta seletiva de RSO vem sendo implementados: coleta ponto a ponto (com a utilização de bombonas) e coleta

porta a porta (com a utilização de contentores) (CARDOSO, 2022). O veículo utilizado para ambas as coletas é diferenciado: para a coleta de bombonas é utilizado um modelo mais simples, com o carregamento das bombonas feito de forma manual. Já na coleta porta a porta, são utilizados veículos mais modernos e específicos para a coleta de RSO, com elevação mecânica dos contentores. Veículos com dois compartimentos também tem sido utilizados em diferentes países para otimização das coletas (GKOULIAS; PALANTZAS; NALMPANTIS, 2020).

A coleta porta a porta realizada no município de Florianópolis tem sido operada inicialmente em condomínios multifamiliares e comércios, principalmente os relacionados a serviços de alimentação. Nestes empreendimentos, a geração de RSO é maior e justifica a utilização de contentores/bombonas para armazená-los. Na coleta porta a porta de residências unifamiliares, há a opção dos resíduos serem armazenados pelo usuário em sacolas compostáveis ou recipientes menores, sendo assim dispostos para a coleta manual, a exemplo de municípios no Canadá (ENVIRONMENT CANADA, 2013). Desafios quanto à frequência de coleta, principalmente pela questão climática, precisarão, no entanto, ser superados.

O método de coleta adotado pode influenciar o projeto da instalação de processamento (em particular, a área de recebimento) e a escolha dos métodos de pré-processamento (ENVIRONMENT CANADA, 2013).

2.1.3.2 *Reciclagem e destinação final*

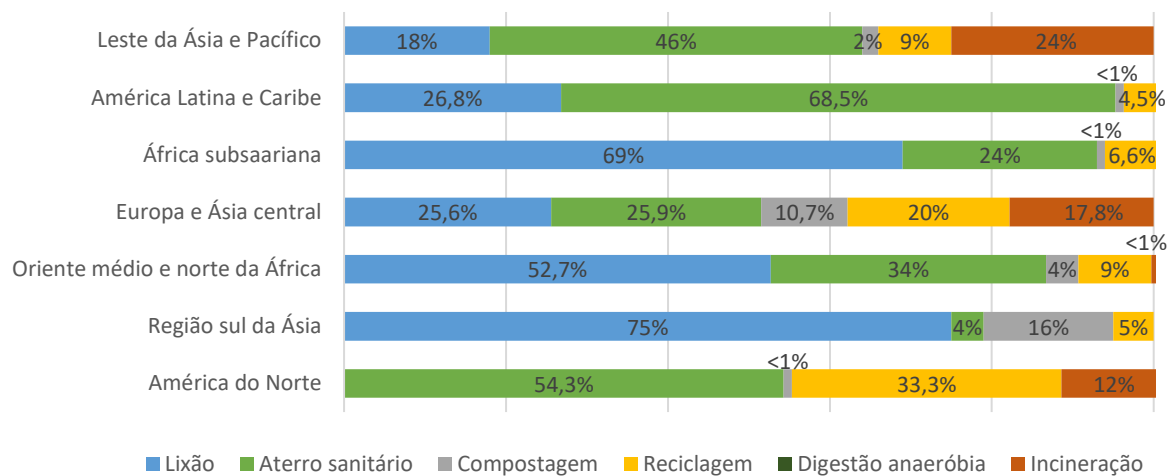
Compostagem e digestão anaeróbia são os tratamentos mais utilizados mundialmente para a valorização de resíduos orgânicos, principalmente quando os resíduos são coletados de forma diferenciada (REICHERT, 2021). Ambos são processos de tratamento biológicos, que promovem a reciclagem do resíduo através da biodegradação, transformando-o em um produto, material ou substância reutilizável. Enquanto a compostagem ocorre na presença de oxigênio, a digestão anaeróbia ocorre na ausência de oxigênio, liberando biogás, que é fonte de energia renovável (EEA, 2020).

Mesmo em países desenvolvidos, a compostagem prevalece sobre a digestão anaeróbia (RICCI-JÜRGENSEN; GILBERT; RAMOLA, 2020). A Agência Ambiental Europeia concorda que a valorização de RSO coletados separadamente é

dominada pela compostagem, mas entende que a digestão anaeróbia, com produção de biogás, está se expandindo (EEA, 2020).

Um panorama dos principais métodos de tratamento de RSU por região continental é apresentado na Figura 2, em que se verifica a presença de sistemas de compostagem em todas as regiões. A digestão anaeróbia, no entanto, apresenta índices baixíssimos, não sendo contabilizada nas estimativas de Kaza *et al.* (2018).

Figura 2 - Métodos de tratamento de RSU por região continental



Fonte: adaptado de Kaza *et al.* (2018)

Quando a coleta é realizada de forma indiferenciada, é possível separar a fração orgânica dos RSU por meio de Tratamento Mecânico-Biológico (TMB). Nesta configuração, os resíduos mistos advindos da coleta indiferenciada são separados por processos mecânicos, sendo a parcela fina orgânica encaminhada para sistemas biológicos de tratamento, como a compostagem e a digestão anaeróbia, gerando composto, porém, de qualidade inferior. Resíduos provenientes da coleta indiferenciada também podem ser aproveitados como Combustíveis Derivados de Resíduos (CDR), desde que passem primeiramente por uma etapa de biossecagem. A rota energética, no entanto, deve ser utilizada subsequentemente à valorização, conforme prevê a PNRS (BRASIL, 2010).

Os resíduos de jardim e áreas verdes podem ser processados tanto de forma conjunta com os resíduos de alimentos, como de forma separada. No entanto, é pouco recomendado que eles sejam processados em digestores anaeróbios

(ENVIRONMENT CANADA, 2013). Estes resíduos têm menor propensão a atrair vetores de doenças ou causar problemas ambientais, sendo assim, podem ser processados de forma mais simples (geralmente é realizada a trituração) e destinados como insumo para a formação do composto, substrato orgânico, material de cobertura para canteiros agrícolas ou paisagísticos ou fonte de energia (RODRIGUES *et al.*, 2020).

Há também uma tendência no tratamento de resíduos sólidos orgânicos que combina os processos de digestão anaeróbia e compostagem, denominado de tratamento em cascata, ou escalonamento de tecnologias (FRICKE, 2021a). A digestão anaeróbia seguida de compostagem é uma prática comum e uma tecnologia eficiente na Alemanha (MAYER *et al.*, 2020).

A pesquisa e a inovação exploram cada vez mais as oportunidades de uso de resíduos orgânicos, principalmente do processamento de alimentos, como uma nova fonte de produtos de maior valor, como ácidos graxos voláteis e biocombustíveis, mas muitos desafios ainda permanecem (EEA, 2020).

Nos próximos itens é apresentada uma descrição das principais tecnologias consolidadas de valorização de resíduos sólidos urbanos orgânicos: compostagem, digestão anaeróbia e TMB.

2.1.3.2.1 Compostagem

A compostagem é um processo de decomposição biológica controlada dos resíduos orgânicos, efetuada por uma população diversificada de organismos, em condições aeróbias e termofílicas, resultando em material estabilizado, com propriedades e características completamente diferentes daqueles que lhe deram origem (BRASIL, 2017c).

O processo pode ser dividido em duas etapas principais: compostagem ativa (condições termofílicas) e maturação (condições mesofílicas). Os tipos predominantes de microorganismos presentes durante o processo de compostagem são bactérias, fungos e actinomicetos (ENVIRONMENT CANADA, 2013).

A maioria das bactérias patogênicas, vírus e parasitas são inativados quando expostos a temperaturas acima de 55°C por 3 ou mais dias consecutivos. As altas temperaturas da fase de compostagem ativa também tornam as ervas daninhas e sementes de plantas inativas (ENVIRONMENT CANADA, 2013).

Os principais parâmetros comumente usados para monitorar e controlar o progresso da compostagem são: concentração de oxigênio, tamanho e estrutura das partículas, relação entre carbono e nitrogênio (C:N), teor de umidade, temperatura e nível de pH (ENVIRONMENT CANADA, 2013), cujos valores recomendados são apresentados no Quadro 2.

Quadro 2 - Parâmetros operacionais do processo de compostagem

Parâmetro	Fase ativa	Maturação	Armazenamento
Concentração de oxigênio	13 a 18%		
Espaços vazios	40 a 60%		
Tamanho das partículas	Mistura entre 3 e 50mm		
Razão C:N	25:1 a 30:1	18:1 a 23:1	15:1 a 20:1
Umidade	55 a 65%	45 a 55%	40 a 45%
Temperatura	55 a 60°C	Menos de 50 °C	Ambiente
pH	6,5 a 8		

Fonte: adaptado de Environment Canada (2013)

O produto final é estável, livre de patógenos, rico em substâncias húmicas e nutrientes minerais (SILVA *et al.*, 2017), e possui valor econômico. O composto gerado pode ser utilizado na agricultura, horticultura, paisagismo, recuperação de terras e controle de erosão (ENVIRONMENT CANADA, 2013).

O composto também pode ser refinado para produzir produtos de valor agregado, por exemplo, pode ser misturado com solo superficial, areia ou gesso para produzir meios de cultura personalizados, ou também pode ser seco e reformulado em um produto peletizado ou granulado, com alto poder calorífico (ENVIRONMENT CANADA, 2013).

Estima-se que 8% do total de resíduos sólidos urbanos gerados em âmbito mundial é recuperado através de compostagem (UN, 2017).

Diversas são as estratégias e arranjos institucionais utilizados para inserir a compostagem no escopo de gerenciamento dos resíduos, podendo ser implementados métodos descentralizados, como a compostagem doméstica, comunitária e institucional, ou métodos centralizados de entrega voluntária e coleta porta a porta e/ou ponto a ponto.

Os diversos arranjos tecnológicos, que podem variar desde processos mais simples, em áreas abertas com poucos maquinários, até os mais complexos, em

áreas fechadas, extremamente automatizados, permitem que o processo de compostagem seja aplicado em áreas com condições bastante diversificadas independente das condições climáticas ou gravimétricas dos resíduos (FRICKE *et al.*, 2007).

No Quadro 3 é apresentada uma sistemática de classificação das estratégias de compostagem.

Quadro 3 - Classificação das estratégias de compostagem

	Compostagem extensiva	Compostagem intensiva
Grau de automatização	Baixo	Alto
Proteção contra emissões	Sob pátio coberto ou cobertura semipermeável	Completamente ou parcialmente em área fechada
Disponibilidade de área	Alta	Baixa
Controle de emissões	Baixo	Alto
Custos	Investimentos e custos de operação baixos	Investimentos e custos de operação altos
Capacidade de processamento¹	Baixa, até 10.000 t/ano	Alta, acima de 20.000 t/ano

¹ A capacidade de processamento citada é apenas uma referência, visto que toma como base o mercado alemão, o qual tem restrições mais severas em relação a emissões atmosféricas.

Fonte: adaptado de Fricke *et al.* (2007) apud Rodrigues *et al.* (2020)

Os sistemas extensivos (ou descentralizados) possibilitam uma distribuição do tratamento em unidades de compostagem com tecnologias mais simples e de baixo custo, aplicáveis a menores quantidades de resíduos, de modo que esse tratamento possa ser realizado próximo aos núcleos geradores de resíduos (RODRIGUES *et al.*, 2020).

Já nos sistemas intensivos (ou centralizados) a compostagem ocorre em sistemas enclausurados, com troca térmica minimizada com a atmosfera e diferentes métodos de aeração e revolvimento mecânico para controle do processo. Há maior controle do processo, inclusive quanto à emissão de poluentes e odores, e consequente otimização da fase de estabilização biológica, acelerando consideravelmente o tempo da decomposição (RODRIGUES *et al.*, 2020). Por outro lado, são sistemas que requerem altos investimentos e custos de operação.

Exemplos de métodos de compostagem extensiva são a compostagem com revolvimento de leiras e leiras estáticas com aeração passiva (método UFSC), sendo este último o mais recomendado para pátios de pequeno porte em Santa Catarina

pelo Boletim Técnico “Critérios técnicos para elaboração de projeto, operação e monitoramento de pátios de compostagem de pequeno porte” (SILVA *et al.*, 2017).

Já sistemas intensivos podem ser leiras estáticas com aeração forçada, leiras envelopadas, sistemas fechados (reatores), compostagem em túneis, tambor rotativo dentre outras tecnologias que vem sendo desenvolvidas.

Uma terceira opção é a compostagem domiciliar ou doméstica, que, diferentemente das opções descritas acima, não ocupa área para instalação da planta (UN, 2017; BRASIL, 2017a), já que requer apenas caixas de vermicompostagem ou unidades específicas para o processo termofílico, sendo o investimento necessário principalmente para distribuição, comunicação e ações de engajamento. Um aspecto que pode ser considerado crítico é o controle de qualidade do processo realizado em cada domicílio e a estimativa da quantidade efetivamente tratada e desviada dos aterros sanitários, dados importantes para os municípios.

De acordo com a Agência Europeia do Ambiente (EEA, 2020), o formato mais sustentável é a compostagem a nível local (doméstica ou comunitária), quando feita corretamente, visto que isso pode diminuir a necessidade de coleta separada, e, assim, reduzir os custos de transporte e gestão de resíduos e os impactos ambientais associados (VÁZQUEZ; SOTO, 2017).

De acordo com IPEA (2012), é primordial a realização de estudos:

“[...] compreendendo as diferentes formas de compostagem (natural, estático, reatores biológicos), os tipos de arranjos institucionais (centralizado ou descentralizado, consórcio público), os recursos envolvidos (materiais, equipamentos, mão de obra etc.) e a demanda de mercado existente. A partir destas informações poder-se-á traçar metas progressivas mais reais para a compostagem”.

Do contrário, e considerando o histórico de insucessos em experiências anteriores, principalmente em razão da necessidade de mudança de hábitos e costumes da população, IPEA (2012) recomenda que as metas de compostagem sejam estabelecidas, a princípio, focando os resíduos orgânicos produzidos em grandes estabelecimentos (feiras livres, sacolões, supermercados, restaurantes etc.).

2.1.3.2.2 Digestão anaeróbia

A digestão anaeróbia, biodigestão anaeróbia ou metanização é um processo de decomposição biológica na ausência de oxigênio, por meio de um consórcio microbiano e em equipamentos geralmente denominados reatores ou biodigestores (RODRIGUES *et al.*, 2020).

Os quatro estágios da digestão anaeróbia são a hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese. O processo ocorre em estágios distintos pois diferentes grupos de microorganismos convertem os resíduos orgânicos em produtos sucessivos que, por fim, resultam na produção de biogás (ENVIRONMENT CANADA, 2013).

Condições ambientais críticas, como teor de umidade, temperatura e níveis de pH, são medidas e controladas dentro do reator para maximizar a geração de biogás e as taxas de decomposição de resíduos (ENVIRONMENT CANADA, 2013). Os principais parâmetros de controle do processo de digestão anaeróbia são apresentados no Quadro 4.

Quadro 4 - Parâmetros operacionais do processo de digestão anaeróbia

Parâmetro	Concentração de sólidos		
	Extra-seco	Seco	Úmido
Umidade	Menos de 60%	Entre 60 e 80%	Mais de 80%
pH	6,0 a 7,0 ¹		
Alcalinidade	Mais de 100 mg/L		
Ácidos graxos voláteis	Menos de 400 mg/L		
Temperatura	Digestores mesofílicos: 30 a 38°C Digestores termofílicos: 50 a 60°C		
Tempo de retenção	14 a 40 dias ²		
Razão C:N	30:1		
Amônia	200 mg/L		
Sulfeto	Menos de 50 mg/L		

¹ Valores típicos para processos de um estágio. Em digestores de dois estágios, a faixa típica é de 5,0 a 6,0 nos estágios de hidrólise/formação de ácido (primeiro digestor) e de 6,5 a 8,0 no estágio metanogênico (segundo digestor).

² Depende fortemente da tecnologia.

Fonte: adaptado de Environment Canada (2013)

Os produtos que podem ser gerados a partir da digestão anaeróbia são: biogás, fertilizante líquido e digestato (UN, 2017).

O biogás apresenta diversas aplicações e pode ser convertido em energia elétrica, energia térmica, combustível veicular ou gás para uso doméstico ou industrial (UN, 2017). Consiste principalmente de metano (CH₄) e dióxido de carbono (CO₂), mas também pode conter concentrações significativas de sulfeto de hidrogênio (H₂S) e vestígios de siloxanos e compostos orgânicos voláteis (COVs) (EPEM, 2014).

O biogás gerado a partir de RSU normalmente contém 50 a 75% de metano (EPEM, 2014), sendo 60% um valor típico (ENVIRONMENT CANADA, 2013). As taxas de degradação da matéria orgânica podem variar significativamente com a composição do substrato, sendo que os resíduos de alimentos geralmente têm maior produção de biogás do que materiais com alto teor de celulose, como grama, folhas, papel e arbustos. Gorduras, óleos e graxas fornecem os maiores rendimentos de biogás, mas, ao mesmo tempo, devido à sua baixa biodisponibilidade, requerem os maiores tempos de retenção (ENVIRONMENT CANADA, 2013).

O grau de pré-tratamento do biogás dependerá do uso previsto. Na maioria das aplicações de produção de energia (ex. caldeiras ou geradores semelhantes aos usados em aterro sanitário), apenas um pré-tratamento simples é necessário, pois tais sistemas são pouco sensíveis ao sulfeto de hidrogênio e aos níveis de umidade e podem operar com uma pressão baixa de gás. Para aplicações de alta especificação (por exemplo, combustível veicular, substituto do gás natural) ou ao usar equipamentos de geração de eletricidade mais sofisticados (por exemplo, turbinas), o biogás exigirá um pré-tratamento de maior qualidade. Isso inclui a remoção de sulfeto de hidrogênio (um gás corrosivo); remoção de umidade; pressurização para aumentar a pressão do gás; e remoção de dióxido de carbono para aumentar o valor calorífico do biogás (EPEM, 2014).

Aproximadamente 1/3 do biogás gerado é necessário para aquecer o próprio digestor (EUROPEAN COMMISSION, 2006), sendo o excedente comercializado e/ou exportado para a rede local de distribuição de eletricidade (EPEM, 2014).

Estima-se que, se toda a matéria orgânica gerada em 2018 tivesse sido destinada para recuperação de biometano, o potencial do país poderia abastecer 49 milhões de residências (BRASIL, 2022b).

O digestato é um produto ainda não estabilizado e, por isso, uma etapa de descontaminação é recomendada (MAYER *et al.*, 2020). Em algumas jurisdições, o digestato pode ser aplicado diretamente no solo como fertilizante. Na América do

Norte, é mais comum compostar ou secar o digestato previamente ao seu uso como fertilizante (ENVIRONMENT CANADA, 2013). O digestato pode inclusive ser transformado em energia por meio de incineração, pirólise, gaseificação ou carbonização hidrotérmica, e estudos recentes também usaram o digestato na produção de bioetanol ou materiais de construção (LLANO; DOSAL; LINDORFER, 2021).

O efluente líquido contém altas concentrações de nitrogênio, fósforo e potássio e deve ser tratado antes de sua utilização no solo ou seu lançamento no meio ambiente (LLANO; DOSAL; LINDORFER, 2021). Além disso, em muitos sistemas o efluente é recirculado para manter a umidade requerida no processo de digestão anaeróbia (EPEM, 2014).

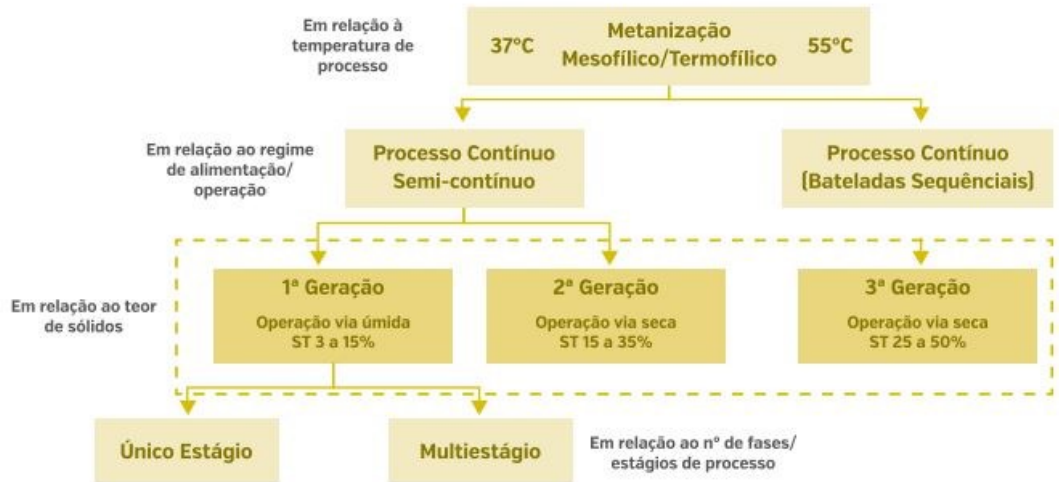
Existem diferentes abordagens tecnológicas para realizar a digestão anaeróbia de resíduos orgânicos, sendo as três seguintes as mais significativas, segundo relatório da ONU (UN, 2017):

- Sistema úmido: requer preparação intensiva dos insumos, que inclui trituração máxima e adição de água (que pode ser reutilizada ou lixiviada como resultado do processo) para obter uma consistência pastosa. De acordo com Rodrigues *et al.* (2020), as tecnologias úmidas são mais utilizadas no setor de tratamento de esgoto e agrossilvopastoril.
- Sistema a seco: não requer adição de água durante o preparo e consiste na movimentação contínua dos resíduos no interior do tanque e na recirculação do chorume;
- Sistema extra-seco: tecnologia mais recente que permite a entrada de resíduos mistos em batelada, sendo acondicionados em módulos horizontais com circulação de lixiviados da própria decomposição.

Na Figura 3 é apresentada uma esquematização com as características básicas das diferentes abordagens de tratamento via digestão anaeróbia. Além da variável concentração de sólidos totais (ST), que caracteriza uma operação via úmida, via seca ou extrasseca, outras variantes do processo são: temperatura, podendo ser mesofílico (37° - 42°C) ou termofílico (50° - 60°C); sistema de operação, podendo ser contínuo, semicontínuo ou descontínuo (bateladas sequenciais); e

divisão das etapas de digestão, em um estágio único ou multiestágio (RODRIGUES *et al.*, 2020).

Figura 3 - Características básicas dos diferentes processos de digestão anaeróbia



Fonte: Probiogás (2017)

Ainda que os benefícios da produção de biogás e geração de energia sejam validados tecnicamente nas pesquisas com aplicação em áreas rurais e urbanas, algumas lacunas precisam ser superadas para impulsionar a digestão anaeróbia no Brasil. Atualmente, o maior entrave é a falta de políticas públicas e regulamentações que subsidiem esses projetos para viabilizá-los economicamente (FREITAS *et al.*, 2019).

2.1.3.2.3 Tratamento mecânico-biológico

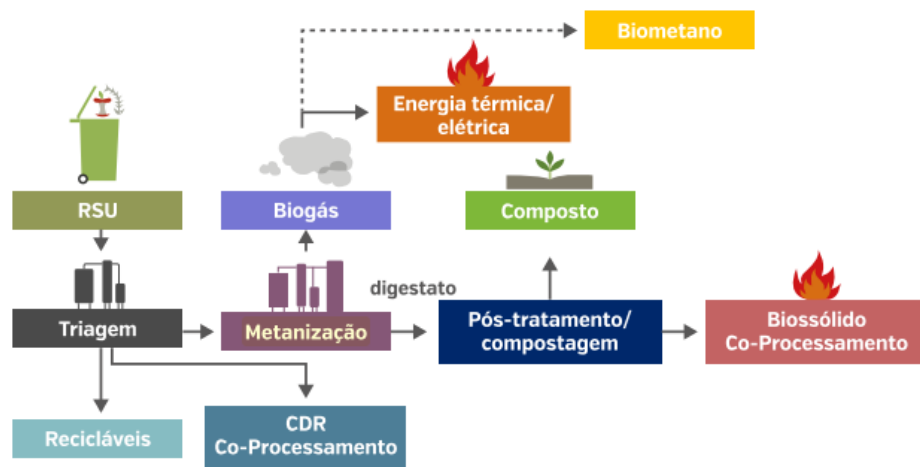
O tratamento mecânico-biológico (TMB) destina-se geralmente a recuperar materiais recicláveis e estabilizar a fração orgânica dos resíduos mistos provenientes de coletas indiferenciadas (UN, 2017). As primeiras plantas de TMB tinham como objetivo reduzir o impacto ambiental da disposição dos resíduos não segregados em aterros sanitários (EPEM, 2014).

De acordo com Probiogás (2017), uma usina TMB não é uma tecnologia em si, mas uma associação de processos manuais, mecânicos e biológicos, com o

objetivo de possibilitar a recuperação dos materiais presentes no RSU, separando aqueles que possuem potencial de aproveitamento daqueles que devem ser destinados à disposição final. Os usos finais potenciais incluem reciclagem de materiais, tratamento biológico, recuperação de energia por meio da produção de CDR e estabilização para disposição em aterros sanitários (EPEM, 2014).

A sequência de processos de uma usina TMB é representada na Figura 4.

Figura 4 - Fluxos de processos e principais subprodutos de uma usina TMB



Fonte: Probiogás (2017)

As tecnologias de segregação de uma usina TMB exploram várias propriedades dos diferentes materiais presentes nos resíduos. Essas propriedades incluem o tamanho e a forma de diferentes objetos, sua densidade, peso, magnetismo e condutividade elétrica (EPEM, 2014). As etapas preliminares de separação são constituídas de processos mais simples para como rasga-sacos, trituradores e peneiras.

A classificação dos materiais pode ser realizada tanto de forma manual, quanto de forma automática, por meio de equipamentos específicos, tais como separadores magnéticos, separadores por correntes de Foucault, separadores balísticos, peneiras rotativas, separadores ópticos, aspiradores de plástico, etc., dependendo da instalação em questão (PROBIOGÁS, 2017).

Instalações de TBM podem ter níveis de complexidade variados, com adoção de processos e tecnologias conforme as características do material de entrada ou em função do resultado esperado para os subprodutos do processo. Na

linha de classificação dos resíduos, ocorre geralmente uma separação do RSU bruto em quatro fluxos principais de materiais, de acordo com PROBIOGÁS (2017):

- Materiais recicláveis, que são classificados em função de sua composição (PET, PEAD, PEBD, plásticos mistos, metais ferrosos e não ferrosos, papel, papelão, etc.) e acondicionados para envio a usinas de reciclagem;
- Materiais com elevado poder calorífico, para escoamento, como CDR, caso a instalação conte com equipamentos específicos para esta finalidade;
- Fração orgânica, com menor concentração de impurezas e inertes, que passa por um processo de uniformização de tamanho para ser direcionada ao reator de metanização;
- Rejeitos da usina, compostos pelos resíduos que não podem ser valorizados ou recuperados e devem ser destinados à disposição final em aterro sanitário.

Os recicláveis derivados dos vários processos TMB são tipicamente de qualidade inferior aos derivados de um sistema de coleta seletiva e, portanto, têm um potencial menor de mercado (EPEM, 2014).

A fase biológica do TMB pode combinar os tratamentos de digestão anaeróbia e compostagem, ou incluir apenas um deles, podendo receber insumos segregados na fonte diretamente como complemento à entrada de resíduos mistos no início do processo (UN, 2017).

O resíduo orgânico estabilizado gerado no TMB não é o mesmo que um composto proveniente de resíduo segregado na fonte, que contém muito menos contaminação e tem uma gama mais ampla de usos finais (EPEM, 2014). No entanto, o composto gerado no TMB é adequado para determinadas aplicações controladas, como restauração ambiental, vedação de aterros e outras finalidades agrônômicas não alimentares (UN, 2017).

É importante salientar que, mesmo considerando que todo o material orgânico pós-tratamento seja destinado ao aterro sanitário (caso não tenha qualidades de composto ou escoamento devido a condições de mercado), as externalidades positivas do TMB serão mantidas, uma vez que a diminuição de densidade do material final é de até 3 vezes em comparação ao RSU coletado, reduzindo, assim, as pressões sobre os aterros sanitários.

De acordo com Fricke, Santen e Wallmann (2005), mesmo quando os potenciais de minimização e coleta seletiva de RSU são totalmente explorados,

ainda há uma fração residual que precisa ser descartada. Os impactos resultantes da disposição em aterro dessa fração podem ser minimizados através de um pré-tratamento dos resíduos através de TMB.

2.1.4 Tendências globais no gerenciamento de RSO

Alguns países vêm se destacando no cenário internacional com uma gestão de resíduos orgânicos atingindo bons resultados de desvio do aterro sanitário e aproveitamento dos recursos.

Na União Europeia, não é permitido dispor em aterros sanitários resíduos sólidos orgânicos provenientes de coleta diferenciada (segregados na fonte) ou provenientes de coleta indiferenciada, sem que haja um tratamento prévio para estabilização e redução do volume (PARLAMENTO EUROPEU, 2018a; PARLAMENTO EUROPEU, 2018b). Na Alemanha, há inclusive limitações quanto ao poder calorífico e potencial de emissão de GEE para que os resíduos possam ser aterrados (FRICKE *et al.*, 2007). As Diretivas do Parlamento Europeu nº 2018/850 (dispõe sobre aterros sanitários) e nº 2018/851 (dispõe sobre economia circular) também estabeleceram uma meta a ser cumprida até 2035 de disposição máxima em aterros sanitários de 10% dos resíduos urbanos gerados no território (PARLAMENTO EUROPEU, 2018a; PARLAMENTO EUROPEU, 2018b).

Na Alemanha, a coleta seletiva de RSO se iniciou na década de 80, sendo instituídos contentores de cores diferentes para o acondicionamento de resíduos orgânicos e rejeitos. A obrigatoriedade de separação dos resíduos na fonte, no entanto, passou a vigorar a partir de 2015 (FRICKE, 2021b). As políticas públicas se intensificaram ainda mais a partir de 2018, quando entraram em vigor as Diretivas do Parlamento Europeu nº 2018/850 e nº 2018/851. Em 2020, o país alcançou um desvio de 64% de RSO da disposição final (EEA, 2020). A valorização dos resíduos orgânicos no país se iniciou com o processo de compostagem, e, alguns anos depois, a digestão anaeróbia foi incluída. Prevaecem, atualmente, as plantas de compostagem. A coleta é realizada, principalmente, no formato porta a porta, com a frequência de uma vez por semana no verão e uma vez a cada duas semanas no inverno (FRICKE, 2021b). A política de resíduos sólidos do Governo Federal Alemão é particularmente marcada pelo entendimento de que os resíduos sólidos se constituem em recursos, e pela orientação das políticas públicas em direção ao

fechamento de ciclos, incorporados pela Lei de Economia Circular, bem como, pelo Programa Nacional de Eficiência de Recursos (FRICKE *et al.*, 2015).

No Canadá, a coleta de resíduos em dois fluxos ou multifluxo é mais comum em municípios menores, sendo o fluxo único (resíduos misturados) uma tendência em municípios maiores (FCM, 2009). É também muito difundida no país a compostagem doméstica (RICCI-JÜRGENSEN; GILBERT; RAMOLA, 2020). Em 2014, foi alcançado um percentual de 46% de desvio de RSO da disposição final, e, em 2016, o país contava com 204 plantas de compostagem e 8 plantas de digestão anaeróbia (RICCI-JÜRGENSEN; GILBERT; RAMOLA, 2020).

No Japão, a obrigatoriedade de reciclagem de RSO para fabricantes, processadores de alimentos e restaurantes já é realidade desde o ano 2000, com a implementação do *Food Recycling Act*, revisado em 2015 (RICCI-JÜRGENSEN; GILBERT; RAMOLA, 2020). Ainda não há no país a obrigatoriedade para municípios separarem os seus resíduos orgânicos. Os percentuais de desvio do aterro sanitário já alcançados foram de 17% em restaurantes, 37% em feiras e mercados e 1,3% em domicílios (RICCI-JÜRGENSEN; GILBERT; RAMOLA, 2020). O país conta com um banco nacional de alimentos, o *Second Harvest Japan*, desde 2002, combatendo o desperdício de alimentos através da redistribuição de alimentos provenientes de doação de fabricantes, comerciantes, agricultores e indivíduos para pessoas em necessidade.

As principais tendências globais quanto ao gerenciamento da fração orgânica de RSU observadas nas publicações recentes são: combate ao desperdício de alimentos, responsabilização aos grandes geradores, instituição de metas progressivas, instituição de incentivos fiscais e estabelecimento de normas regulatórias para processos e produtos. Uma breve discussão sobre cada uma dessas iniciativas é apresentada a seguir.

- **Combate ao desperdício de alimentos**

A prevenção da geração de resíduos é parte integral da transformação em direção a uma economia circular, visto que reduz não só a pressão sobre os recursos naturais, mas também diminui os esforços necessários para a coleta e reciclagem dos resíduos (EEA, 2021). Ações voltadas à redução do desperdício de alimentos, promoção do consumo sustentável e segurança alimentar vem crescendo nos grandes centros urbanos (UN, 2017). No entanto, tais práticas ainda se mostram

incipientes no Brasil, não havendo indicadores que demonstrem o volume de material que deixou de ser descartado ou que foi reduzido (BRASIL, 2022b).

Estima-se que, na Europa, cerca de 32% do total de resíduos de alimentos gerados são ainda comestíveis (EEA, 2020) e, evitar o desperdício, mais do que reduzir a geração de resíduos, também promove a redução da demanda por alimentos, diminuindo os impactos ambientais da produção, processamento e transporte. A meta dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) de reduzir pela metade o desperdício de alimentos até 2030 ajudou a colocar a prevenção do desperdício de alimentos no topo da agenda política na maioria dos países europeus (EEA, 2020).

As ações políticas mais comuns para lidar com o desperdício de alimentos são campanhas de conscientização e informação, seguidas de plataformas de redistribuição de alimentos e promoção de feiras de alimentos de segunda classe. No entanto, medir a eficácia dessas ações ainda é um desafio (EEA, 2020).

- **Responsabilização aos grandes geradores**

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) estabelece que os resíduos de estabelecimentos comerciais e prestação de serviços, quando não equiparados aos resíduos domiciliares em razão de sua natureza, composição ou volume, devem ser gerenciados pelo próprio estabelecimento, que fica responsável por elaborar um Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010).

A classificação dos estabelecimentos comerciais e de prestação de serviços que gerem resíduos não equiparáveis aos domiciliares ficou a cargo do titular dos serviços. Portanto, é de primordial importância que os municípios brasileiros instituíam uma Lei de Grandes Geradores, que os atribua a responsabilidade pela destinação de seus resíduos. A realidade, no entanto, é que poucos municípios brasileiros possuem regulamentação para os grandes geradores, o que contribui para onerar o serviço público municipal de manejo de RSU (BRASIL, 2022b).

Em Brasília, a promulgação da Lei dos Grandes Geradores, Lei Distrital nº 5.610, de 16 de fevereiro de 2016 (DISTRITO FEDERAL, 2016) motivou a implementação de uma gestão descentralizada dos resíduos orgânicos em escala empresarial, tornando-se um claro exemplo de como uma política pública pode induzir positivamente a adequada destinação dos resíduos sólidos nos municípios brasileiros. Um grupo de restaurantes, enquadrados pela Lei como grandes

geradores (geração acima de 120 L/dia de resíduos indiferenciados), se reuniu e criou em 2017 o Instituto Ecozinha Restaurantes Sustentáveis, com o objetivo de destinar a fração orgânica para um pátio de compostagem (método UFSC) e a fração dos recicláveis secos para cooperativas de catadores de materiais recicláveis (RODRIGUES *et al.*, 2020).

- **Instituição de metas progressivas e incentivos fiscais**

A legislação europeia de resíduos vem incentivando há anos a inclusão de sistemas de coleta seletiva para a fração de resíduos orgânicos. A instituição de metas progressivas permitiu com que os países europeus fossem incorporando aos poucos a coleta de orgânicos em seus sistemas de gestão de resíduos sólidos municipais (BERNAD-BELTRÁN; SIMÓ; BOVEA, 2014).

Aliado às metas progressivas, a esfera nacional pode estabelecer a proibição da disposição de RSO em aterros, regular a qualidade e aplicação do composto e instituir subsídios ou incentivos fiscais (UN, 2017), visto que é necessário dar condições para que as metas sejam atingidas.

Incentivos fiscais promovem uma maior adesão da população em programas de coleta seletiva. De acordo com a ONU, descontos podem ser oferecidos nos casos em que houver compostagem em casa ou houver iniciativas comunitárias de reaproveitamento de resíduos orgânicos (UN, 2017). Esquemas de cobrança pelo pagamento conforme o que for coletado também criarão incentivos claros para separar os resíduos orgânicos dos demais resíduos (EEA, 2020). Subsídios para a produção de energia elétrica com biogás de RSU também estimulam investimentos em usinas de digestão anaeróbia e tratamento mecânico-biológico (UN, 2017).

No Brasil, iniciativas legislativas no âmbito municipal estão estabelecendo metas para a reciclagem de resíduos orgânicos no respectivo território. Como exemplo tem-se a Lei nº 10.501/2019 do município de Florianópolis, que estipulou o ano de 2030 para atingir a compostagem de 100% dos resíduos orgânicos gerados por pessoas jurídicas de direito público e privado e condomínios residenciais ou comerciais. Apesar de ser uma meta muito otimista, considerando os resultados obtidos em países desenvolvidos, a Lei impulsiona projetos na área. No mesmo sentido, e considerando os mesmos geradores, a câmara municipal de São José aprovou a Lei nº 6.040/2021, com metas de reciclagem de resíduos orgânicos a serem regulamentadas via Decreto.

- **Normas regulatórias para os processos e produtos**

De acordo com o Relatório da Agência Ambiental Europeia (EEA, 2020), para criar um mercado para o composto e digestato, gerenciar a qualidade do processo e dos produtos finais é muito importante, pois ajuda a construir confiança nos resultados.

Na Colúmbia Britânica, Canadá, em 2002 passou a vigorar o Regulamento de Reciclagem de Matéria Orgânica, que fornece orientação para governos locais e produtores sobre a construção e operação de instalações de compostagem e a produção, distribuição, armazenamento, venda e uso de biossólidos e composto. Em 2016, o regulamento passou por uma alteração com relação às instalações de compostagem de maior porte (acima de 5000 t/ano de composto e que processem resíduos de alimentos e biossólidos), que passaram a depender de licença para operação (BRITISH COLUMBIA, 2016b). O governo afirma que está antecipando uma tendência de aumento na quantidade e porte das unidades de compostagem, em função das metas de desvio de resíduos orgânicos dos aterros. Ainda de acordo com o governo, a adição de um processo de licenciamento para as instalações maiores aumentará a transparência e permitirá aos tomadores de decisão criar condições para monitorar melhor a conformidade (BRITISH COLUMBIA, 2016a).

No Brasil, a Resolução nº 481/2017 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) estabeleceu critérios e procedimentos para garantir o controle e a qualidade ambiental do processo de compostagem de resíduos orgânicos (BRASIL, 2017c). Em sequência, o Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) atualizou e editou normas com relação a especificações e registro de fertilizantes orgânicos e biofertilizantes destinados à agricultura (Instrução Normativa MAPA nº 61/2020) e estabeleceu o novo Regulamento Técnico para Sistemas Orgânicos de Produção (Portaria MAPA nº 52/2021), que incluiu a permissão para utilização de composto proveniente de resíduos orgânicos domésticos em Sistemas Orgânicos de Produção, quando oriundos de coleta seletiva e bioestabilizados.

Em São Paulo, com o objetivo de desburocratizar e incentivar iniciativas de compostagem, está em vigor a Resolução SMA nº 102/2012, que dispensa o licenciamento de instalações de compostagem de pequeno porte, definidas pela produção de composto igual ou inferior a 100 kg/dia (36 t/ano) a partir de resíduos gerados no próprio local, dentre outros requisitos (SÃO PAULO, 2012).

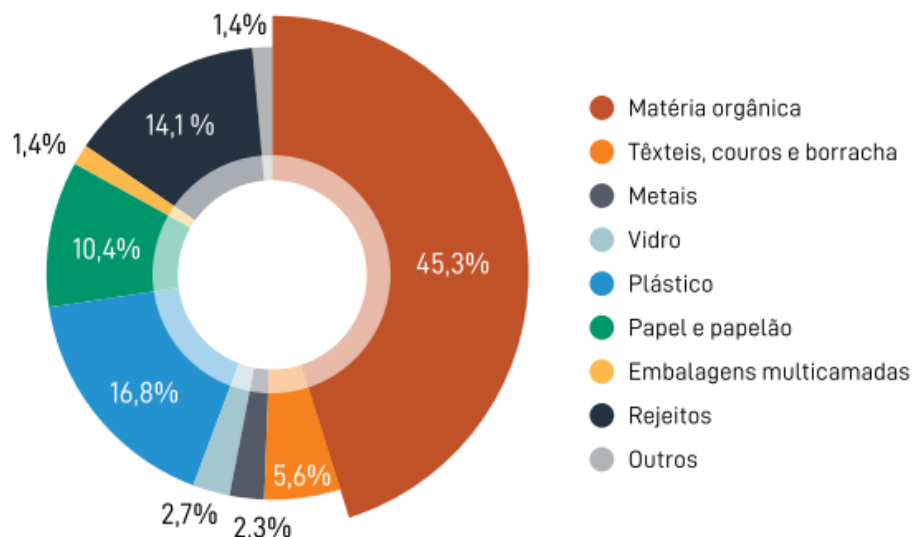
Considerando os exemplos citados acima, percebe-se as disparidades entre as políticas brasileira (onde não há dispensa de licenciamento, ou, a exemplo de SP, em que a dispensa de licença é para unidades que processam até 36 t/ano), com relação à política canadense, que apenas em 2016 instituiu a necessidade de licenciamento para unidades de compostagem com processamento superior a 5000 t/ano de resíduo. Observa-se que, para que haja incentivo às práticas de valorização de RSO, também é necessário que alguns procedimentos sejam simplificados.

2.2 GESTÃO E GERENCIAMENTO DE RSO NO BRASIL

2.2.1 Estimativas de composição, geração e tratamento

No Brasil, o percentual de resíduos sólidos urbanos orgânicos corresponde a cerca da metade do total de RSU coletados, de acordo com o resultado do diagnóstico realizado pela ABRELPE (2020), apresentado na Figura 5.

Figura 5 - Estimativa da composição gravimétrica dos RSU coletados no Brasil



Fonte: ABRELPE (2020)

A matéria orgânica contempla sobras e perdas de alimentos, resíduos verdes e madeiras (ABRELPE, 2020). Não há estimativas da proporção de resíduos de alimentos e resíduos verdes no total de resíduos sólidos orgânicos coletados no

Brasil. A nível municipal, pode-se citar o resultado do estudo gravimétrico realizado no município de Florianópolis em 2014, onde obteve-se a proporção de aproximadamente 68% de resíduos de alimentos e 32% de resíduos verdes no montante total de RSO coletados (FLORIANÓPOLIS, 2016).

A massa coletada de resíduos sólidos urbanos no Brasil em 2021 foi estimada em 65,23 milhões de toneladas, conforme dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (BRASIL, 2022c). Considerando esse montante e a composição gravimétrica de 45,3%, a fração orgânica coletada correspondeu a cerca de 30 milhões de toneladas no ano de 2021. Destes, apenas 400 mil toneladas foram recuperadas, através de 77 unidades de compostagem distribuídas pelo país, conforme resultado do diagnóstico elaborado pelo SNIS (BRASIL, 2022c). Este montante equivale a aproximadamente 1,3% de recuperação em relação à massa orgânica ou 0,61% de recuperação em relação à massa total de RSU.

O município de Florianópolis vem se destacando no país com uma gestão comprometida com a valorização de RSO, em que 9,46% dos RSO foram recuperados em 2021 (em relação à massa orgânica), o que equivale a 3,3% de recuperação em relação à massa total de RSU (CARDOSO, 2022).

O Plano Nacional de Resíduos Sólidos instituiu metas para o desvio dessa fração do aterro sanitário, em relação à massa total de RSU, nas várias regiões do país até 2040, as quais estão apresentadas na Tabela 1. Registra-se que a meta nacional para 2024 é de 2,7%.

Tabela 1 - Metas de desvio de RSO da disposição final, em relação à massa total de RSU, estabelecidas pelo PLANARES

Região/Ano	2020	2024	2028	2032	2036	2040
Norte	-	1,5%	3,0%	4,5%	6,0%	7,5%
Nordeste	-	1,5%	3,0%	4,5%	6,0%	7,5%
Centro-oeste	-	1,9%	3,9%	5,8%	7,7%	9,6%
Sudeste	-	3,6%	7,2%	10,8%	14,4%	18,1%
Sul	-	3,6%	7,2%	10,8%	14,4%	18,1%
Brasil	SI¹	2,7%	5,4%	8,1%	10,8%	13,5%

¹ Sem informação consolidada.

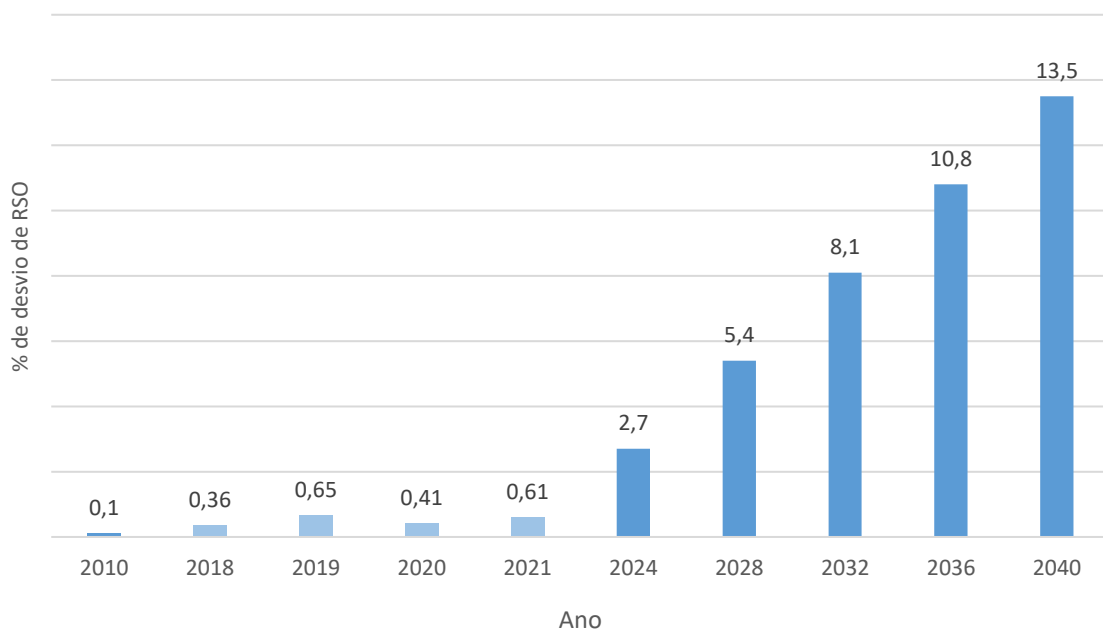
Fonte: adaptado de PLANARES (BRASIL, 2022b)

As metas previstas no PLANARES serão avaliadas com base no indicador estabelecido no SNIS (BRASIL, 2022b):

$$\text{Indicador} = \frac{\text{Massa de resíduos sólidos orgânicos encaminhada para as unidades de compostagem, biodigestão e manejo de podas e galhadas}}{\text{Total da massa de resíduos sólidos coletada}}$$

A Figura 6 apresenta uma linha do tempo com o resultado do indicador até 2021 e as metas estabelecidas pelo PLANARES para os próximos anos. Os valores informados na Figura 6 para os anos de 2010, 2018 e 2019 foram obtidos no Relatório de avaliação anual do PLANSAB 2019 – Nota Técnica (BRASIL, 2021a); os valores informados para os anos 2020 e 2021 foram calculados a partir das estimativas de massa de RSU coletada e da massa desviada de RSO informadas no SNIS-2020 e SNIS-2021 (BRASIL, 2021b, 2022c).

Figura 6 - Resultados alcançados (até 2021) e metas de desvio de RSO da disposição final



Fonte: adaptado de Brasil (2021a, 2021b, 2022b, 2022c)

Observa-se que as metas são desafiadoras e, para que sejam atendidas, se torna indispensável que a valorização de RSO seja promovida como política pública no Brasil.

2.2.2 Marcos regulatórios

No Quadro 5 é apresentada uma linha do tempo com os principais marcos legais que vem contribuindo para a implementação da gestão sustentável dos resíduos sólidos orgânicos no Brasil.

Quadro 5 - Linha do tempo de marcos regulatórios no Brasil

Ano	Legislação	Descrição
2010	Lei Federal nº 12.305	Instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS). Estabeleceu que apenas rejeitos podem ter sua disposição final em aterros sanitários. Estabeleceu que é dever do titular dos serviços públicos de limpeza urbana e de manejo de resíduos sólidos implantar sistema de compostagem para resíduos sólidos orgânicos e articular com os agentes econômicos e sociais formas de utilização do composto produzido.
2016	Resolução ANP nº 21	Dispõe sobre a utilização de combustíveis experimentais (inclusive biometano oriundo de RSU) em todo o território nacional.
2017	Resolução CONAMA nº 481	Estabeleceu critérios e procedimentos para garantir o controle e a qualidade ambiental do processo de compostagem de resíduos orgânicos.
2020	Instrução Normativa MAPA nº 61	Atualizou e editou normas com relação a especificações e registro de fertilizantes orgânicos e biofertilizantes destinados à agricultura. Fertilizantes orgânicos obtidos a partir de resíduos de alimentos segregados na fonte geradora e recolhidos por coleta diferenciada passaram a ser classe A.
2021	Portaria MAPA nº 52	Estabeleceu o novo Regulamento Técnico para Sistemas Orgânicos de Produção, que incluiu a permissão para utilização de composto proveniente de resíduos orgânicos domésticos, quando oriundos de coleta seletiva e bioestabilizados.
2021	Portaria MME nº 480	Enquadrou os empreendimentos de geração de energia a partir de biogás de aterros sanitários, biodigestores de resíduos vegetais ou animais, ou de estações de tratamento de esgoto, como empreendimentos termelétricos a biomassa, possibilitando a concorrência em leilões de energia.
2022	Decreto nº 10.936	Regulamentou a Lei nº 12.305/2010. Estabeleceu a separação dos RSU em três frações: recicláveis secos, recicláveis orgânicos e rejeitos.

Ano	Legislação	Descrição
2022	Decreto nº 11.003	Institui a Estratégia Federal de Incentivo ao Uso Sustentável de Biogás e Biometano.
2022	Decreto nº 11.043	Aprovou o Plano Nacional de Resíduos Sólidos.

Fonte: elaborado pela autora

O Plano Nacional de Resíduos Sólidos, aprovado pelo Decreto nº 11.043 em 13 de abril de 2022, estabeleceu metas específicas à valorização dos resíduos orgânicos (meta 7 e meta 8), conforme descrito abaixo.

META 7: Aumentar a reciclagem da fração orgânica dos RSU.

- **Indicador 7:** Percentual da massa total destinada para tratamento biológico.
Descrição: Recuperar 13,5% da fração orgânica, em relação à massa total de RSU, até 2040.
- **Indicador 7.1:** Percentual dos municípios com iniciativas de valorização de resíduos orgânicos.
Descrição: Todos os municípios do Brasil devem ter alguma iniciativa de valorização de resíduos orgânicos, como coleta seletiva de orgânicos, compostagem e digestão anaeróbia em escala piloto ou comercial, unidades de tratamento mecânico-biológico, dentre outros, até 2040.

META 8: Aumentar a recuperação e aproveitamento energético de biogás de RSU.

- **Indicador 8:** Percentual do biogás gerado pela fração orgânica do RSU aproveitado energeticamente.
Descrição: Até 2040, mais de 60% do biogás gerado em processos de digestão anaeróbia e nos aterros sanitários será aproveitado energeticamente, com potencial para abastecer 9,5 milhões de domicílios com eletricidade.

- **Indicador 8.1:** Potência instalada (em MW) a partir de biogás de aterro sanitário.

Descrição: Todos os aterros sanitários terão eficiência mínima de captação de biogás de 50% para aproveitamento energético, com uma potência instalada de 257 MW até 2040, suficiente para abastecer 7,5 milhões de domicílios com eletricidade até 2040.

- **Indicador 8.2:** Potência instalada (em MW) em unidades de digestão anaeróbia de resíduos orgânicos.

Descrição: Cerca de 4% da massa nacional será digerida anaerobicamente com aproveitamento energético do biogás, tendo potencial de abastecer 2,0 milhões de domicílios com eletricidade até 2040.

2.2.3 Desafios no gerenciamento de RSO no Brasil

Para Rodrigues *et al.* (2020), apesar da relativa simplicidade das tecnologias e dos métodos disponíveis atualmente para valorização dos resíduos orgânicos no Brasil, a implantação de sistemas de compostagem enfrenta inúmeras dificuldades associadas a deficiências na capacidade institucional, técnica e financeira de parcela dos municípios brasileiros para o planejamento, a gestão e a prestação de serviços.

No Brasil, ainda se busca pela universalização de aterros sanitários como meio de eliminar as formas de disposição final inadequada em lixões (RODRIGUES *et al.*, 2020). Contudo, políticas de redução, reciclagem e valorização dos orgânicos precisam ser estimuladas, considerando a grande potencial destes resíduos, que representam cerca de 50% da composição dos resíduos sólidos urbanos.

Visando compreender e propor soluções para os desafios encontrados na gestão de RSO no Brasil, Rodrigues *et al.* (2020), em uma publicação sob coordenação do Ministério das Cidades (Cadernos Temáticos complementares à revisão do Plansab), identificaram estratégias importantes no âmbito federal, estadual e municipal, conforme apresentadas no Quadro 6, Quadro 7 e Quadro 8, respectivamente.

Quadro 6 - Estratégias para o Brasil no âmbito federal

Estratégias no âmbito federal
Apoio a projetos que mostrem a viabilidade da reciclagem dos resíduos orgânicos na escala doméstica, comunitária, institucional e municipal e sua integração com produção de alimentos e jardinagem.
Ações voltadas à conscientização e sensibilização da sociedade para a temática.
Melhoria do arcabouço legal para favorecer a reciclagem dos resíduos orgânicos.
Apoio aos municípios para a promoção de ações de capacitação técnica e conscientização ambiental sobre os potenciais benefícios e a necessidade de valorização dos resíduos orgânicos como parte da gestão integrada de resíduos sólidos urbanos.
Integração das ações de reciclagem de resíduos orgânicos com políticas públicas correlatas, como programas habitacionais (Minha Casa, Minha Vida), segurança alimentar, apoio aos catadores e de mudanças climáticas.
Criação de metas de redução da fração orgânica de resíduos destinadas à disposição final.

Fonte: adaptado de Rodrigues *et al.* (2020)

Quadro 7 - Estratégias para o Brasil no âmbito estadual

Estratégias no âmbito estadual
Atuação no licenciamento ambiental de unidades de valorização de resíduos orgânicos, por meio da compostagem, considerando a Resolução CONAMA nº 481/2017, visando à segurança das unidades, à credibilidade e a ampliação dos sistemas.
Restrição da disposição de resíduos orgânicos em aterros sanitários.
Fortalecimento da capacidade institucional para a gestão dos resíduos sólidos urbanos. Incentivar que a gestão dos resíduos orgânicos seja feito por meio de arranjos consorciados.

Fonte: adaptado de Rodrigues *et al.* (2020)

Quadro 8 - Estratégias para o Brasil no âmbito municipal

Estratégias no âmbito municipal
Incentivo às diversas escalas de compostagem e biodigestão anaeróbia como política pública.
Definir parâmetros para a caracterização dos grandes geradores, por meio de lei específica.
Incentivo à segregação na fonte dos resíduos sólidos urbanos em três frações (orgânicos, recicláveis secos e rejeitos). Implementar a coleta seletiva.
Fortalecimento da capacidade institucional para a gestão dos resíduos sólidos urbanos. Realizar a cobrança pelos serviços públicos de manejo de resíduos sólidos urbanos. Buscar atuação compartilhada, mediante interesse comum, para a valorização dos resíduos orgânicos junto a municípios limítrofes.

Fonte: Adaptado de Rodrigues *et al.* (2020)

Aliado a isso, é fundamental que o Brasil institua uma estrutura política abrangente e coordenada, comprometida com a causa, e que incorpore os resíduos orgânicos em estratégias mais amplas de resíduos sólidos e economia circular, de forma a prevenir sua geração e aproveitar ao máximo o seu potencial como fonte de recursos.

2.3 FERRAMENTAS DE SUPORTE À DECISÃO

Selecionar a tecnologia mais apropriada para o tratamento da fração orgânica dos RSU, dentre tantas opções, é uma tarefa complexa, que requer a identificação de perspectivas relevantes, critérios significativos e um método de avaliação sólido (LOUIS; MAGPILI; PINTO, 2007).

De acordo com Marshall e Farahbakhsh (2013), os métodos de avaliação de sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos podem ser classificados em modelos de avaliação de desempenho, que permitem conhecer e otimizar a performance de sistemas já instalados, e modelos de suporte à decisão, que permitem selecionar alternativas e projetar cenários futuros.

Morrissey e Browne (2004) constataram que os principais modelos de avaliação abordados na literatura para o gerenciamento de resíduos sólidos urbanos são modelos de suporte à decisão, e estes podem ser divididos de acordo com a metodologia utilizada em Análise de Custo-benefício, Análise do Ciclo de Vida (ACV) e Análise de Decisão Multicritério (MTDM). Delgado *et al.* (2020) observaram que a maioria dos estudos realizados sobre diferentes opções para sistemas de gerenciamento de RSU faz uso de técnicas de MTDM e Louis, Magpili e Pinto (2007) consideram que essa técnica pode promover a seleção da tecnologia de valorização de RSO mais apropriada nos países em desenvolvimento.

Enquanto a análise do ciclo de vida se concentra nos aspectos ambientais e a análise custo-benefício em maximizar a eficiência econômica, a análise de decisão multicritério, por outro lado, permite considerar os três pilares da sustentabilidade: critérios econômicos, sociais e ambientais (FERREIRA, 2019).

Ao usar uma abordagem holística para escolher a estratégia, a análise multicritério aumenta as chances de uma implementação bem-sucedida (LOUIS; MAGPILI; PINTO, 2007). Kijak, Moy e Goldston (2002) observaram que uma análise apenas ambiental (através de ACV) é passível de fornecer resultados distorcidos, podendo afetar a viabilidade financeira e a responsabilidade social de qualquer alternativa de gestão de resíduos.

Angelo *et al.* (2017), complementa que a análise MTDM é uma abordagem poderosa de auxílio à decisão, onde indicadores altamente diversificados podem ser analisados em uma mesma estrutura, ajudando a organizar as informações disponíveis e identificar prós e contras no processo de decisão.

Por outro lado, os métodos multicritério em si são subjetivos e fornecem o resultado de acordo com as percepções dos tomadores de decisão (ABU *et al.*, 2021). Para Iacovidou e Voulvoulis (2018), a disponibilidade de dados é um grande desafio associado à robustez da estrutura multicritério. Segundo os autores, a falta e inconsistência nos dados utilizados podem limitar substancialmente o processo de avaliação e criar lacunas na compreensão dos efeitos potenciais da adoção de uma alternativa em detrimento da outra.

Em razão disso, a associação com outros métodos, a exemplo do ACV, fornece parâmetros de entrada para o modelo multicritério, reduzindo as incertezas no processo. Para Abu *et al.* (2021), um sistema híbrido que combinasse análise do ciclo de vida, análise do custo de vida e análise de decisão multicritério, além de atingir os três aspectos mínimos da sustentabilidade, teria a vantagem de aliar objetividade nas análises ambientais e de custos com a perspectiva social das partes envolvidas.

A fim de aprimorar o processo de tomada de decisão quanto à seleção da tecnologia de tratamento, a abordagem multicritério vem sendo aplicada em estudos cujo objetivo é priorizar alternativas em casos concretos ou desenvolver um modelo que incorpore todas as perspectivas de um gerenciamento sustentável dos resíduos sólidos urbanos. Apesar de ser muito utilizada para avaliar alternativas de gerenciamento de RSU, poucos estudos se concentram nas alternativas de valorização da fração orgânica (DELGADO *et al.*, 2020). Os autores notam, ainda, que a principal limitação das pesquisas é que elas são focadas em casos específicos, cujos métodos não são traduzíveis para outros contextos.

De uma maneira geral, os métodos multicritério podem ser classificados naqueles baseados em critério único de síntese (ex. AHP, MAUT), métodos de superação (ex. ELECTRE, PROMETHEE) e abordagens de ponto de referência (ex. TOPSIS, VIKOR) (ANGELO *et al.*, 2017). Também são utilizados métodos elementares, como a soma ponderada (IACOVIDOU; VOULVOULIS, 2018).

A maioria dos métodos permite a entrada de dados qualitativos e quantitativos, e inclui várias etapas (ex. ponderação, normalização, agregação) em que cenários ou estratégias são avaliados com relação a n critérios (SAN MARTIN *et al.*, 2017), resultando em uma priorização ou classificação das alternativas.

Dentre os métodos citados, Coelho, Lange e Coelho (2017) detectaram que o método AHP (*Analytic Hierarchy Process*) foi o mais largamente utilizado para

avaliar sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos, correspondendo a 35% dos estudos em uma amostra de 260 artigos. Ho (2008) acredita que a simplicidade e a flexibilidade do método AHP o tornaram mais universalmente difundido.

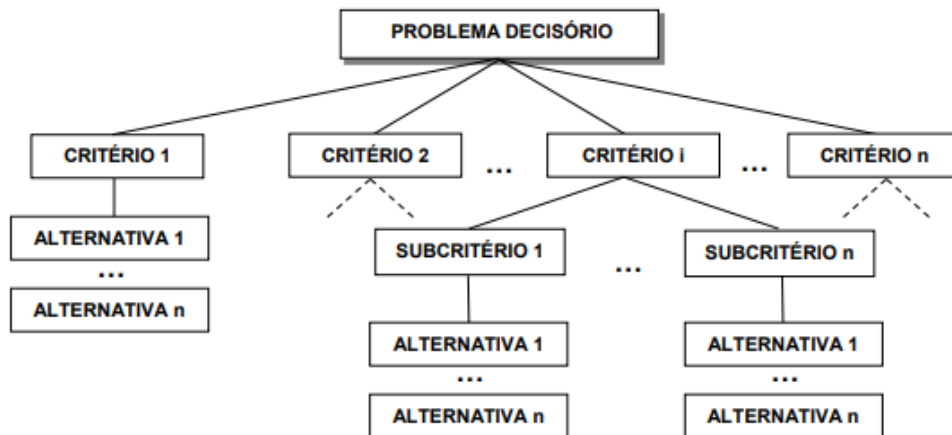
De acordo com Morrissey e Browne (2004), a análise multicritério proporcionada pelo método AHP (*Analytic Hierarchy Process*) permite incorporar parâmetros qualitativos e quantitativos, enriquecendo os modelos de gerenciamento de resíduos sólidos. Para San Martín *et al.* (2015), o método AHP se mostra o mais apropriado pois permite fracionar o problema em conjuntos de decisões menores, uma de cada vez. Abu *et al.* (2021) acrescentam que o método é confiável e de fácil compreensão, sendo os resultados prontamente transmitidos aos tomadores de decisão.

Dentre as desvantagens do método, Ayala e Frank (2013) destacam os seguintes: limite máximo aconselhado de elementos de comparação, já que o número de julgamentos par a par incrementa-se a razão de $(n(n-1)/2)$ e muitas comparações tornam o trabalho difícil e tedioso, perdendo sua confiabilidade; necessidade de ter obrigatoriamente duas alternativas para poder aplicar o método, o que o faz inadequado para avaliar situações onde se precisa saber o comportamento de uma única alternativa; quando uma nova alternativa é introduzida num problema de decisão, o ranking previamente estabelecido pode mudar radicalmente (ranking reversal). Além disso, a metodologia do AHP é compensatória, ou seja, um comportamento deficiente de uma alternativa segundo um critério pode ser compensado por um melhor desempenho em outros.

2.3.1 Método AHP

O método AHP (*Analytic Hierarchy Process*) foi desenvolvido na década de 1970 pelo professor americano Thomas L. Saaty (SAATY, 2008). Neste método, os componentes importantes de um problema são organizados em uma estrutura hierárquica semelhante a uma árvore (Figura 7). O topo da hierarquia representa o nível da meta de decisão, o nível seguinte é o de critérios e de subcritérios (em alguns casos), e o nível mais baixo representa as alternativas (BABALOLA, 2015).

Figura 7 - Estrutura hierárquica geral do método AHP

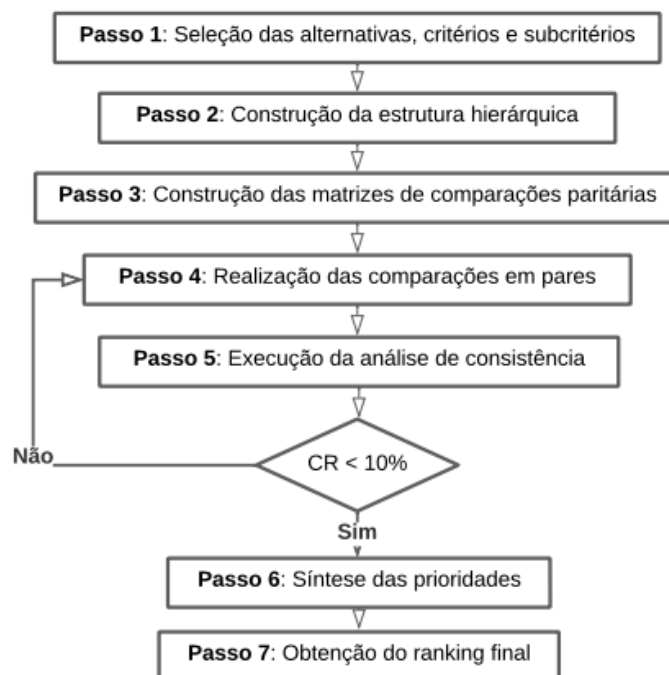


Fonte: Passos (2010)

Uma decisão complexa é reduzida em uma série de comparações simples, chamadas de comparações em pares, entre elementos da hierarquia de decisão. Ao sintetizar os resultados, a melhor decisão é alcançada pelo AHP e uma justificativa clara para a escolha é fornecida (MADADIAN; AMIRI; ABDOLI, 2013).

A aplicação do método AHP consiste em algumas etapas sequenciais, conforme pode ser visualizado na Figura 8.

Figura 8 - Etapas da aplicação do método AHP



Fonte: adaptado de Yadav *et al.* (2022)

A estruturação da hierarquia ou modelagem do problema é parte essencial do método AHP, sendo talvez a mais criativa e importante da tomada de decisão (PASSOS, 2010).

Uma vez definida a hierarquia nos moldes da Figura 7, constrói-se a Matriz de Avaliação, considerando o número n de critérios, m de alternativas e os valores de desempenho quantitativos/qualitativos x de cada alternativa com relação a cada subcritério, conforme mostrado na Tabela 2.

Tabela 2 - Esqueleto da Matriz de Avaliação

	A1	A2		Am
C1	X ₁₁	X ₂₁		X _{m1}
C2	X ₁₂	X ₂₂		X _{m2}
Cn	X _{1n}	X _{2n}		X _{mn}

Fonte: elaborado pela autora

Essa matriz representa o desempenho de cada alternativa com relação a cada critério/subcritério. Observa-se que esta etapa pode ser realizada ao final das comparações paritárias, nos casos em que as alternativas são avaliadas em relação aos critérios pelos julgamentos paritários dos tomadores de decisão (medição relativa).

Na situação exposta, as alternativas são caracterizadas por dados quantitativos/qualitativos disponíveis, independente do julgamento dos tomadores de decisão (medição absoluta). De acordo com Abu *et al.* (2021), isso pode trazer mais objetividade ao processo de decisão.

Diferentes unidades de medida podem ser atribuídas a cada indicador. Os valores obtidos, portanto, devem ser normalizados, de modo que as diferentes unidades de medida não comprometam o resultado final. Existem diferentes métodos de normalização, sendo que os mais utilizados são o simples, linear e vetorial.

O método simples utiliza o valor máximo ou mínimo como referência, sendo calculado pelas equações mostradas abaixo:

$$X_{mn}(N) = \frac{X_{mn}}{X_n^+} \text{ (nos casos em que, quanto maior o valor, melhor)} \quad (1)$$

$$X_{mn}(N) = \frac{X_n^-}{X_{mn}} \text{ (nos casos em que, quanto menor o valor, melhor)} \quad (2)$$

Onde:

$X_{mn}(N)$ = valor normalizado do elemento da coluna m e linha n;

X_{mn} = valor inicial do elemento da coluna m e linha n;

X_n^+ = maior valor da linha n;

X_n^- = menor valor da linha n.

A próxima etapa é a realização do procedimento de ponderação (ou seja, atribuir importância aos critérios/subcritérios). A ponderação proposta pelo método AHP deriva de comparações em pares (ou seja, permitem que o analista se concentre em um elemento de cada vez) através de uma escala numérica/verbal que indica quantas vezes um elemento é mais importante que o outro, considerando o objetivo proposto (SAATY, 2008).

Segundo Saaty, os indivíduos são capazes de dividir qualitativamente as suas respostas a um estímulo em três grandes categorias: alta, média e baixa, refinando novamente essas divisões em alta, média e baixa, gerando nove subdivisões (Escala de razão ou Escala fundamental de Saaty) (PASSOS, 2010).

A escala de nove pontos é apresentada no Quadro 9.

Quadro 9 - Escala numérica para julgamentos comparativos pelo método AHP

Intensidade de importância	Definição
1	Igualmente importantes
3	Moderadamente mais importante
5	Fortemente mais importante
7	Muito fortemente mais importante
9	Extremamente mais importante
2, 4, 6, 8	Importância entre os intervalos
Inversos dos valores anteriores	Se o critério <i>i</i> recebe um determinado valor quando comparado ao critério <i>j</i> , então <i>j</i> tem o valor inverso quando comparado com <i>i</i> .

Fonte: Saaty (2008)

Os julgamentos comparativos podem ser realizados por um único indivíduo ou por um grupo de tomadores de decisão. Os resultados vão sendo inseridos em uma Matriz de Comparações Paritárias, a exemplo da Tabela 3, onde a_{ij} representa a importância (na escala de Saaty) do critério i em relação ao critério j .

Tabela 3 - Esqueleto da Matriz de Comparações Paritárias

	C1	C2		Cj
C1	a_{11}	a_{12}		a_{1j}
C2	a_{21}	a_{22}		a_{2j}
Ci	a_{i1}	a_{i2}		a_{ij}

Fonte: elaborado pela autora

A matriz de comparações paritárias é então normalizada, sendo a normalização obtida pela divisão de cada elemento a_{ij} pela soma dos elementos da coluna em questão, conforme mostrado na Tabela 4.

Tabela 4 - Esqueleto da Matriz de Comparações Paritárias normalizada

	C1	C2		Cn
C1	$\frac{a_{11}}{\sum a_{i1}}$	$\frac{a_{12}}{\sum a_{i2}}$		$\frac{a_{1n}}{\sum a_{in}}$
C2	$\frac{a_{21}}{\sum a_{i1}}$	$\frac{a_{22}}{\sum a_{i2}}$		$\frac{a_{2n}}{\sum a_{in}}$
Cn	$\frac{a_{n1}}{\sum a_{i1}}$	$\frac{a_{n2}}{\sum a_{i2}}$		$\frac{a_{nn}}{\sum a_{in}}$

Fonte: elaborado pela autora

Após o preenchimento da matriz de comparações paritárias normalizada obtém-se o vetor peso (w), o qual indica a importância relativa de cada critério em relação aos demais. As formas de obtenção desse vetor são variadas, e pode-se utilizar o método da média aritmética. Neste caso, os elementos normalizados de

cada linha são somados e divididos pelo número n de critérios. Considerando um critério k qualquer, o vetor peso w_k é dado pela seguinte equação:

$$w_k = \frac{\sum_{j=1}^n \frac{a_{kj}}{\sum_{i=1}^n a_{ij}}}{n} \quad (3)$$

Onde:

w_k = vetor peso do critério k ;

a_{kj} = elemento da linha do critério k e coluna j ;

a_{ij} = elemento da linha i e coluna j ;

n = número de critérios.

O método AHP fornece feedback ao tomador de decisão em relação à consistência dos julgamentos através da relação de consistência (CR):

$$CR = \frac{CI}{RI} \quad (4)$$

$$CI = \frac{\lambda_{m\acute{a}x} - n}{n - 1} \quad (5)$$

Onde:

CI = índice de consistência;

n = dimensão da matriz de comparação;

RI = índice aleatório (Tabela 5);

$\lambda_{m\acute{a}x}$ é dado pela equação:

$$\lambda_{m\acute{a}x} = \text{m\acute{e}dia do vetor } \frac{Aw}{w} \quad (6)$$

Onde:

A = matriz de comparação paritária;

w = vetor peso.

Tabela 5 - Índice aleatório (RI)

n	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
RI	0	0	0,58	0,9	1,12	1,24	1,32	1,41	1,45	1,49

Fonte: Saaty (2008)

Se $CR < 0,1$ (ou seja, menor que 10%) a matriz é considerada consistente, caso contrário, a matriz é inconsistente, e sugere-se modificar as comparações para reduzir a inconsistência.

Quando uma matriz consistente é obtida, todas as subprioridades são agregadas através de uma soma ponderada, a fim de obter o julgamento final das alternativas.

O método prevê a possibilidade da realização de uma análise de sensibilidade. Passos (2010) esclarece que a análise de sensibilidade é uma ferramenta disponível para a validação do modelo adotado (estrutura hierárquica) e dos resultados (ordenação ou pontuação das alternativas). Contudo, cada problema deve ser analisado conforme suas especificidades, com a possível realização de análise de sensibilidade desde que estas realmente impliquem o entendimento mais acurado acerca do problema (PASSOS, 2010).

Para o autor, os seguintes tipos de análise de sensibilidade podem ser feitos em problemas decisórios, envolvendo a alteração nos seguintes elementos:

- Pesos relativos dos critérios;
- Julgamentos das alternativas;
- Quantidade de critérios; e
- Quantidade de alternativas.

2.3.2 Indicadores

Para se garantir uma visão holística e integrada na seleção da melhor estratégia de valorização de RSO, é necessário que ao menos quatro dimensões ou critérios sejam considerados: ambiental, econômico, social e técnico (BABALOLA, 2015; SHUKOR *et al.*, 2018). De forma a tornar a decisão mais fácil e transparente, a metodologia AHP prevê a subdivisão dos critérios em um ou mais níveis hierárquicos, denominados de subcritérios.

O método AHP possibilita que a avaliação das alternativas com base nos critérios/subcritérios seja obtida a partir de uma medição relativa (PASSOS, 2010), ou seja, a partir dos julgamentos comparativos do grupo de tomadores de decisão . Neste caso, nenhum dado numérico da literatura é requerido, e sim apenas o conhecimento prévio e perspectivas dos tomadores de decisão que irão comparar as alternativas/critérios/subcritérios utilizando a escala de 9 pontos de Saaty (ZAINI *et al.*, 2015); BABALOLA, 2015; MASEBINU *et al.*, 2016).

É comum, no entanto, atribuir valores quantitativos e qualitativos para os subcritérios, de forma a compor a matriz de avaliação com indicadores (medição absoluta), e não através do julgamento dos tomadores de decisão (MADADIAN; AMIRI; ABDOLI, 2013; IACOVIDOU; VOULVOULIS, 2018).

Valores numéricos são geralmente atribuídos a indicadores econômicos, ambientais e técnicos, enquanto indicadores sociais recebem escalas nominais, como por exemplo “alto, médio e baixo”. Na Tabela 6 é apresentada, a título de exemplo, a matriz de avaliação utilizada no estudo multicritério de Iacovidou e Voulvoulis (2018).

Tabela 6 - Estrutura da matriz de avaliação utilizada por Iacovidou e Voulvoulis (2018)

Critério	Subcritério	Unidade (por t/resíduo)	A1	A2	An
Ambiental	Consumo de recursos energéticos	kWh			
	Emissões de GEE	KgCO ₂			
	Geração de energia renovável	kWh			
Econômico	Custos totais	€			
	Receitas	€			
Social	Aceitabilidade	+ / ++			
	Saúde e segurança	+ / ++			
	Implicações do odor	+ / ++			
	Implicações do ruído	+ / ++			
Técnico	Complexidade operacional	+ / ++			
	Escalabilidade	+ / ++			

Fonte: adaptado de Iacovidou e Voulvoulis (2018)

Diferentes indicadores podem ser utilizados a depender do objetivo do estudo e, assim, a subjetividade do método AHP é de certa forma reduzida, já que valores objetivos são atribuídos às alternativas (ABU *et al.*, 2021).

2.3.3 Partes interessadas

A tomada de decisões em estratégias de gestão de resíduos frequentemente envolve várias partes interessadas, como governo, municípios, indústrias, especialistas ou setores públicos (ABU *et al.*, 2021).

Nos modelos de análise multicritério, as partes interessadas podem contribuir para a definição dos critérios e alternativas, e, principalmente, para atribuir pesos ou julgamentos aos critérios.

Para Louis, Magpili e Pinto (2007), uma das vantagens do MTDM é que ele encoraja os membros do grupo de tomada de decisão a considerar explicitamente seus conhecimentos, valores e julgamentos frequentemente diversos, tornando o processo de decisão mais transparente. Já para Magalhães, Ferreira e Silva (2022), a dependência das opiniões de especialistas pode ser considerada uma limitação do estudo.

Abu *et al.* (2021) observam que grupos de especialistas dos governos ou municípios tem sido mais ouvidos em detrimento dos cidadãos e residentes. Nouri *et al.* (2014) defendem fortemente a inclusão de vários grupos públicos no processo de tomada de decisão, na esperança de reduzir o risco de aumento de conflitos e oposição pública em torno de projetos de RSU. O que se observa, no entanto, é a priorização dos grupos de especialistas.

Dentre os diferentes estudos identificados nesta revisão de literatura, nenhum envolveu a participação dos cidadãos residentes na tomada de decisão. Na prática, quanto mais diversificado for o grupo de interessados, mais difícil será chegar a um consenso. Zaini *et al.* (2015) e Babalola (2020) consideram a possibilidade do método ser aplicado por um único tomador de decisão.

O processo de reconhecer, compilar e harmonizar os pontos de vista e ideias de várias partes interessadas é, portanto, uma tarefa delicada e complexa (ABU *et al.*, 2021), que demanda uma metodologia de análise imparcial. É importante destacar que, independente da ferramenta utilizada, quando for baseada

na obtenção de opiniões, um certo grau de subjetividade permanece como característica intrínseca (LOHRI; RODI; ZURBRÜGG, 2013).

Neste sentido, é fundamental que os tomadores de decisão levem em conta as implicações para todas as partes envolvidas, independentemente da participação delas no processo decisório. Para Wójcik *et al.* (2014) deve haver um esforço conjunto para desenvolver, na medida do possível, preferências uniformes, de modo que todas as partes interessadas sejam satisfeitas.

3 METODOLOGIA

A presente pesquisa se caracteriza como exploratória, desenvolvida a partir de dados secundários obtidos na literatura e dados primários obtidos a partir da aplicação de questionário estruturado.

Pesquisas exploratórias são desenvolvidas com o objetivo de proporcionar uma visão geral acerca de determinado fato e o produto final deste processo passa a ser um problema mais esclarecido, passível de investigação mediante procedimentos mais sistematizados (GIL, 2008).

Segundo Gil (2008), a revisão bibliográfica prévia à definição e formulação do problema de pesquisa é crucial, pois direciona para os pontos mais relevantes e contribui para a análise e interpretação dos resultados. Neste sentido, realizou-se uma vasta pesquisa bibliográfica a fim de compreender o *status quo* da abordagem da Análise de Decisão Multicritério na valorização de resíduos sólidos orgânicos.

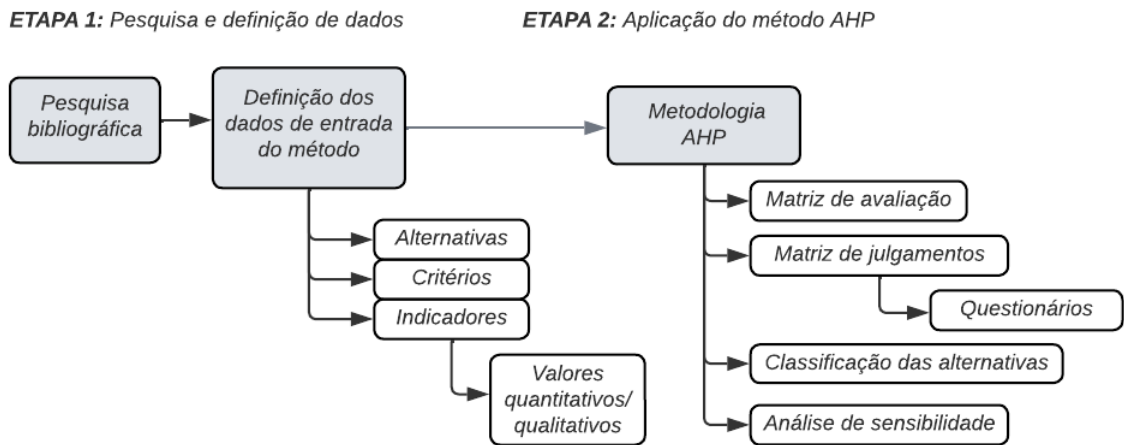
Diante das leituras realizadas, definiu-se como escopo do presente estudo a comparação das tecnologias de valorização de resíduos sólidos urbanos orgânicos com base em critérios técnicos e de sustentabilidade (ambiental, social e econômico), tendo o Brasil como escala geográfica.

O estudo foi dividido em duas etapas principais: pesquisa e definição de dados - etapa 1 e aplicação do método de análise multicritério AHP (*Analytic Hierarchy Process*) – etapa 2, conforme indicado no fluxograma metodológico apresentado na Figura 9 e descrito adiante.

Por se tratar de um problema de decisão complexo, ainda pouco estudado no cenário brasileiro, optou-se pela aplicação de um método de fácil compreensão, cujos resultados são facilmente interpretados e discutidos.

Além disso, o método AHP permite fracionar problemas complexos em conjuntos de decisão menores, sendo cada um avaliado e resolvido independentemente, conforme ressaltam San Martín *et al.* (2017). Neste sentido, o procedimento de ponderação proposto pelo método é acessível para qualquer tomador de decisão.

Figura 9 - Fluxograma metodológico da pesquisa



Fonte: elaborado pela autora

Outra vantagem que contribuiu para a escolha do método AHP é que ele suporta a entrada de dados qualitativos ou quantitativos. A metodologia é, ainda, versátil e permite que novos critérios ou alternativas sejam incluídas a depender dos objetivos do tomador de decisão.

As ferramentas utilizadas na execução desta pesquisa foram o Software Microsoft Excel (elaboração de cálculos do método AHP) e o Software Lucidchart (elaboração de fluxogramas).

3.1 ETAPA 1: PESQUISA E DEFINIÇÃO DE DADOS

Visto que o objetivo desta pesquisa é a investigação de uma alternativa de valorização de RSO adequada para o cenário brasileiro, é necessário, primeiramente, definir quais alternativas serão avaliadas e com base em quais indicadores.

Portanto, a etapa de pesquisa e definição de dados consiste na pesquisa bibliográfica com vistas a fundamentar a seleção das alternativas, a definição dos indicadores e a atribuição de valores aos indicadores.

Os procedimentos metodológicos são descritos a seguir.

- **Seleção das rotas tecnológicas**

Uma leitura aprofundada de publicações concernentes à valorização de resíduos sólidos orgânicos em âmbito mundial, e, principalmente, em países em desenvolvimento, foi realizada para compreender quais são as tecnologias de valorização de RSO mais adequadas para o cenário brasileiro.

Cinco rotas tecnológicas foram sugeridas, dentre uma gama extensa de opções. A delimitação das rotas foi baseada nos fluxogramas apresentados por Environment Canada (2013), United Nations (2017), PROBIOGÁS (2017), Brenes-Peralta, Jim, Campos-Rodr (2020) e Buyuk e Temur (2022), aliado a outras informações coletadas na literatura. Os fluxogramas da presente pesquisa foram elaborados no software Lucidchart.

Observa-se que a etapa de coleta dos resíduos não foi incluída na avaliação comparativa do presente estudo, pois aumentaria a complexidade da pesquisa, já que demandaria uma pesquisa bibliográfica e análise independentes, com a inclusão de indicadores específicos.

- **Definição dos indicadores**

As alternativas para a valorização de RSO precisam ser avaliadas de forma integral e holística, abrangendo as diferentes dimensões do problema de tomada de decisão (BABALOLA, 2015; SHUKOR *et al.*, 2018). Neste sentido, o estudo proposto buscou selecionar indicadores técnicos, ambientais, econômicos e sociais.

O conjunto de indicadores utilizados em uma Análise de Decisão Multicritério pode ser proveniente de diferentes fontes: o conhecimento de um especialista na área, literatura e/ou informações secundárias (SHUKOR *et al.*, 2018). Louis, Magpili e Pinto (2007) observam que a literatura apresenta uma ampla variedade de critérios para avaliar métodos de gerenciamento de resíduos.

Neste estudo, optou-se pela seleção de indicadores a partir de pesquisa bibliográfica. O conjunto representativo de indicadores foi constituído por aqueles mais abordados nos artigos científicos cujo objetivo foi a seleção da tecnologia de valorização de RSO através de análise multicritério. Um procedimento sistemático para identificação dos artigos científicos, e, posteriormente, para categorizar os indicadores identificados, foi realizado conforme descrito abaixo.

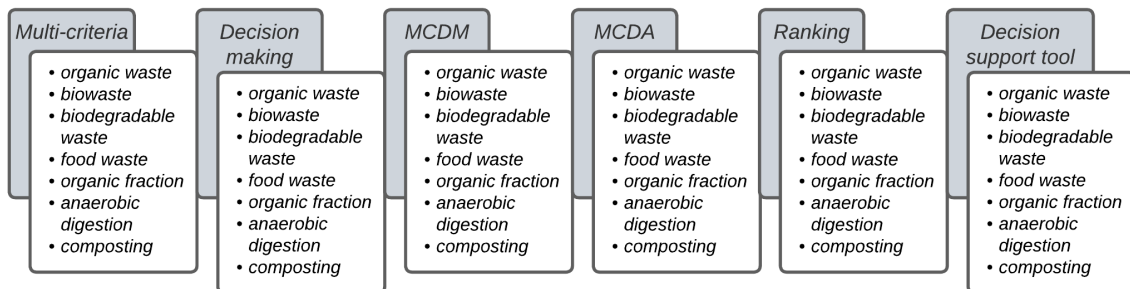
A revisão de literatura iniciou-se de forma ampla, no intuito de identificar quais palavras chaves remetiam a artigos científicos com a abordagem de análise de decisão multicritério em conjunto com a valorização de resíduos sólidos orgânicos.

Observou-se a predominância das seguintes palavras chaves: *Multi-criteria, decision making, MCDM, multi-criteria analysis, MCDA, ranking, decision support tool, organic waste, biowaste, biodegradable waste, food waste, organic fraction, anaerobic digestion, composting*.

A partir de então, uma revisão sistemática foi aplicada, combinando as palavras chaves relativas à análise multicritério com aquelas relativas aos resíduos orgânicos, tendo como objetivo identificar todas ou o máximo de publicações sobre o assunto. A pesquisa foi realizada em língua inglesa no Portal de Periódicos da Capes, que reúne as principais bases de dados disponíveis atualmente, como *Springer, Science Direct, Scopus, Web of Science*, e também na plataforma *Google Scholar*.

Para cada base de dado, a busca seguiu a combinação de palavras chaves mostrada na Figura 10.

Figura 10 - Combinações de palavras chaves utilizadas na pesquisa por artigos científicos



Fonte: elaborado pela autora

A pesquisa resultou em centenas de resultados, que foram triados em três etapas. Na primeira etapa, a partir da leitura do título dos artigos, foram selecionados apenas aqueles que expressavam o objetivo de análise de estratégias de gerenciamento de RSO de forma comparativa. Uma grande quantidade de artigos foi descartada, principalmente devido ao fato de as publicações serem relacionadas a outros tipos de resíduos orgânicos, como os provenientes da agroindústria,

indústria alimentícia ou de tratamento de esgoto. Além disso, muitos dos artigos não apresentavam uma comparação entre as tecnologias.

Na segunda etapa, realizou-se a leitura dos resumos dos artigos a fim de verificar se a metodologia multicritério foi utilizada. Aqueles que utilizaram metodologias diferentes de MTDM, como ACV, análises custo-benefício, ou modelos dinâmicos, foram descartados.

Verificou-se que a análise de decisão multicritério perpassa todas as etapas de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos orgânicos, desde o método de coleta e transporte até o tratamento/qualidade final do subproduto e, inclusive, a qualidade do solo fertilizado com composto.

O software gratuito Mendeley foi então utilizado para gerenciar os artigos científicos selecionados, que foram classificados de acordo com o ano e país de publicação, método multicritério utilizado e etapa do gerenciamento de RSO a que se referiam (prevenção ao desperdício, coleta e transporte, pré-tratamento, valorização/tecnologia, seleção do local de instalação, pós-tratamento e uso do subproduto).

Seguiram para a terceira etapa apenas os artigos que abordaram a seleção da tecnologia de valorização de RSO (21 artigos). Não foram incluídos nessa listagem artigos que avaliaram variações de uma mesma tecnologia (apenas compostagem, ou apenas digestão anaeróbia); artigos que contemplavam uma revisão de literatura; e artigos que utilizaram a metodologia multicritério para avaliar apenas o resultado ambiental de estudos de ACV.

A partir de uma leitura apurada dos 21 artigos selecionados, os indicadores utilizados em cada estudo foram identificados e sistematizados em uma planilha no software Excel. Primeiramente, os indicadores foram divididos em ambientais, econômicos, sociais, técnicos e legais. Devido à grande quantidade de indicadores, optou-se por criar subcategorias, de forma que os aspectos principais do problema de decisão ficassem mais evidentes.

A partir de então, para cada subcategoria foi selecionado o indicador com mais citações na literatura, resultando em um conjunto de 21 indicadores (5 indicadores ambientais, 4 indicadores econômicos, 5 indicadores sociais e 7 indicadores técnico-administrativos).

O conjunto de indicadores foi validado pelo grupo de especialistas, que responderam ao questionário descrito adiante, sendo questionados se acrescentariam mais algum indicador à lista.

Desta forma, entende-se que os principais aspectos da tomada de decisão foram contemplados, obtendo-se um conjunto representativo de indicadores para o objetivo de seleção de tecnologias de valorização de RSO.

- **Atribuição de valor aos indicadores**

Diferentes formas de atribuir valores aos indicadores foram abordadas nos estudos de análise de decisão multicritério, desde a atribuição de valores quantitativos ou qualitativos, através de dados primários ou dados da literatura (MPANANG'OMBE *et al.*, 2018; DELGADO *et al.*, 2020), até análises mais subjetivas do próprio autor (BABALOLA, 2015) ou consulta a especialistas da área (BRENES-PERALTA;, JIM, CAMPOS-RODR, 2020; AL-AOMAR, HAROUN, OSMAN, 2021).

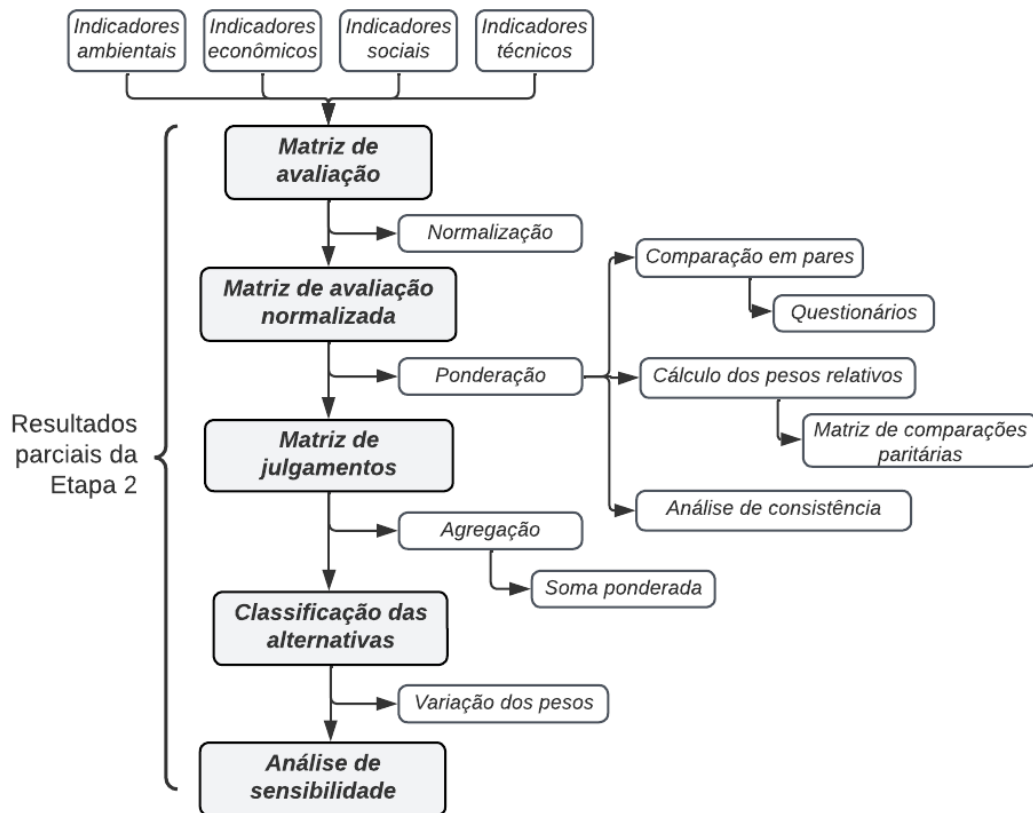
Na presente pesquisa, em uma tentativa de reduzir a subjetividade do método, obteve-se a caracterização de cada indicador a partir de pesquisa bibliográfica, e não de julgamentos. É importante ressaltar, no entanto, que o maior desafio desta pesquisa se refere à disponibilidade e confiabilidade destes dados.

Priorizou-se a avaliação quantitativa dos indicadores a partir dos valores encontrados na literatura. Quando não disponível ou não pertinente, os indicadores foram classificados em uma escala qualitativa de 1 a 3 (baixo, médio e alto) ou 1 a 5 (muito baixo, baixo, médio, alto e muito alto), também com base em informações coletadas na literatura, interpretadas pela autora.

3.2 ETAPA 2: APLICAÇÃO DO MÉTODO AHP

Após conhecidas as alternativas, indicadores e seus valores quantitativos ou qualitativos, inicia-se a aplicação do método *Analytic Hierarchy Process*. A apresentação dos resultados desta etapa será feita com base nos resultados parciais do método AHP, conforme mostrado na Figura 11.

Figura 11 - Fluxograma metodológico da Etapa 2 (aplicação do método AHP)



Fonte: elaborado pela autora

O detalhamento dos procedimentos metodológicos para cada uma das fases incluídas no fluxograma é apresentado de forma sequencial nos próximos itens. Todos os cálculos, matrizes e gráficos apresentados nos resultados desta pesquisa foram elaborados no software Microsoft Excel.

Os procedimentos de cálculo do método AHP seguiram o disposto na fundamentação teórica, item 2.3.1.

- **Matriz de avaliação**

O formato da matriz de avaliação é mostrado no Quadro 10, considerando as cinco alternativas selecionadas para o estudo e um número n de indicadores para cada um dos critérios ambiental, econômico, social e técnico. Os indicadores e seus respectivos valores quantitativos ou qualitativos serão preenchidos de acordo com os resultados da Etapa 1 (pesquisa e definição de dados).

Quadro 10 - Matriz de avaliação a ser preenchida

		A1	A2	A3	A4	A5
Ambiental	Indicador 1					
	Indicador n					
Econômico	Indicador 1					
	Indicador n					
Social	Indicador 1					
	Indicador n					
Técnico	Indicador 1					
	Indicador n					

Valores quantitativos ou qualitativos, preenchidos conforme pesquisa bibliográfica

Conforme prevê o método, os valores obtidos devem ser normalizados, de modo que as diferentes unidades de medida de cada indicador não comprometam o resultado final. Na normalização também é importante levar em conta quais critérios é necessário maximizar ou minimizar. Utilizou-se no presente estudo o método de normalização simples, conforme equações 1 e 2 apresentadas no item 2.3.1.

- **Matriz de julgamentos**

A matriz de julgamentos é representada pela matriz de avaliação com a inclusão dos pesos atribuídos a cada critério e indicador. A atribuição de pesos é denominada de ponderação e, no método AHP, é obtida através de comparação paritária.

Conforme apresentado no fluxograma do método AHP (Figura 11), a ponderação contempla as fases de comparações em pares, cálculo dos pesos relativos e análise de consistência.

O cálculo total de julgamentos para composição da matriz de comparações em pares é representado por $n \times (n-1)/2$, sendo n a dimensão da matriz (GOMES, 2009). A resposta equivale ao número de julgamentos que o decisor deverá efetuar.

Na presente pesquisa, cinco matrizes deverão ser construídas: matriz de critérios (dimensão 4x4), matriz de indicadores ambientais (dimensão 5x5), matriz de indicadores econômicos (dimensão 4x4), matriz de indicadores sociais (dimensão 5x5) e matriz de indicadores técnicos (dimensão 7x7). O número total de comparações a serem realizadas é, portanto, 53.

Trata-se de um número expressivo de comparações, que poderia restringir a participação dos especialistas. Neste sentido, optou-se por utilizar o método

matemático de preenchimento das matrizes, em que apenas a primeira linha precisa ser preenchida, sendo os demais julgamentos obtidos através de cálculos. O número de comparações necessárias reduz para $n-1$ por matriz, ou seja, resulta em um total de 20 julgamentos requeridos.

As comparações em pares foram realizadas por especialistas da área de gerenciamento de RSU, através de resposta a um questionário contendo a escala numérica/verbal de Saaty, indicando quantas vezes um elemento é mais importante que o outro, em face do objetivo proposto.

O questionário é do tipo estruturado e foi elaborado com base no formato utilizado por Yunus *et al.* (2020). Contém também uma pergunta aberta, questionando se o especialista incluiria mais algum indicador na análise, além do espaço para sugestões/comentários. O questionário enviado aos especialistas é apresentado no Apêndice A.

Um total de 15 especialistas da área de gerenciamento de RSU foram convidados a responder o questionário, que foi enviado via e-mail ou whats app. Ao final, 9 especialistas participaram e o grupo ficou composto por 4 gestores de órgãos públicos (municipais e federais), dentre eles dois pesquisadores, 3 coordenadores e/ou responsáveis técnicos de órgãos públicos e 2 empresários de unidades de valorização de RSO, sendo um também o responsável técnico pela unidade.

Observa-se que o número de participantes condiz com o que vem sendo adotado na literatura em estudos MTDM que abordam RSO: 9 especialistas (GKOULIAS; PALANTZAS; NALMPANTIS, 2020; SLAVÍK; DOLEJ; RYBOV, 2021, SHAHNAZARI; POURDEJ; KHARAGE, 2021) e 10 especialistas (BRENES-PERALTA; JIM; CAMPOS-RODR, 2020).

As respostas aos questionários foram inseridas em matrizes de comparações paritárias, as quais possibilitam o cálculo dos pesos relativos referentes a cada especialista, por meio da normalização e aplicação da média aritmética (equação 3, item 2.3.1).

As regras matemáticas utilizadas para preencher as matrizes foram:

- a) A diagonal é sempre igual a 1;
- b) A primeira linha (exceto primeiro elemento, que é sempre igual a 1) é preenchida conforme as respostas do questionário;
- c) Para os demais elementos:
Se $C1/C2 = x$, $C2/C1 = 1/x$;

Se $C1/C2 = x$ e $C1/C3 = y$, $C2/C3 = y/x$.

A análise de consistência seguiu a metodologia AHP, por meio das equações 4, 5 e 6, apresentadas no item 2.3.1. Se $CR < 0,1$ (<10%) a matriz é considerada consistente, caso contrário, a matriz é inconsistente, e sugere-se modificar as comparações para reduzir a inconsistência.

- **Classificação das alternativas**

Para a classificação final das alternativas, é necessário obter um vetor peso que represente a opinião do grupo de especialistas.

Quando há vários decisores para julgamento dos critérios estabelecidos, tem-se como resultado vários vetores finais de pesos (um para cada decisor). Neste caso, a fim de se levar em consideração todos esses julgamentos simultaneamente, o método AHP sugere que se adote o procedimento de efetuar a média geométrica de cada elemento dos vetores de peso (PASSOS, 2010).

Rabbani e Rabbani (1996 apud Lucena; Mori, 2018) destacam que, nessa situação, a única média que funciona é a média geométrica, uma vez que o recíproco da média geométrica em um conjunto de julgamentos é a média geométrica dos recíprocos, obedecendo ao princípio de reciprocidade da Escala Fundamental de Saaty. Segundo os autores, isso não acontece com a média aritmética ou qualquer outra média.

Considerando o exposto, foi efetuada a média geométrica dos vetores peso de cada questionário para se obter o vetor peso global.

A classificação das alternativas seguiu a metodologia de agregação prevista no método AHP, ou seja, a soma ponderada.

- **Análise de sensibilidade**

Para avaliar a robustez dos resultados obtidos, é recomendada a realização de uma análise de sensibilidade.

No presente estudo, tal análise será realizada considerando os pesos obtidos nos nove questionários aplicados, a média aritmética do grupo e a atribuição igualitária de pesos aos critérios e indicadores, resultando em 11 combinações de pesos. Se a classificação das alternativas for altamente sensível a pequenas

mudanças nos pesos dos critérios, recomenda-se uma revisão cuidadosa dos pesos (IACOVIDOU; VOULVOULIS, 2018).

Ressalta-se, portanto, que a análise de sensibilidade será restrita à variação dos pesos dos critérios e indicadores, e não contemplará a alteração na quantidade ou valores dos indicadores e alternativas.

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 SELEÇÃO DAS ALTERNATIVAS

Uma gama extensa de tecnologias é abordada na literatura com vistas à valorização da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos, no entanto, muitas ainda não estão consolidadas ou apresentam incompatibilidade com o contexto brasileiro.

Compostagem e digestão anaeróbia são as técnicas mais difundidas para a valorização de RSO em nível mundial, e foram incluídas na maior parte dos estudos com abordagem multicritério revisados. Lohri, Rodi e Zurbrugg (2013) acreditam que há viabilidade para instalação de plantas de digestão anaeróbia em países em desenvolvimento. Já Yeo *et al.* (2021) defendem a compostagem como opção de tratamento mais adequado para a valorização de resíduos orgânicos em países de baixa e média renda.

Em pesquisas que aplicam a metodologia de Análise de Decisão Multicritério, também é comum a inclusão de alternativas menos sustentáveis ou inferiores na hierarquia de gestão de resíduos, como o aterro sanitário e a incineração (LOUIS, MAGPILI, PINTO, 2007; TRIPATHI *et al.*, 2022, BUYUK, TEMUR, 2021), no intuito de mostrar a performance desses sistemas se comparados à valorização da fração orgânica. Tais sistemas de disposição final não foram incluídos no presente estudo, visto que a intenção é comparar formas de valorizar o RSO.

Também é avaliada na bibliografia a opção de trituração dos resíduos orgânicos na pia, ou mesmo sistemas inovadores a vácuo com trituração central (IACOVIDOU; VOULVOULIS, 2017), que não são compatíveis com o sistema de tratamento de esgoto e a realidade dos municípios brasileiros. A codigestão de lodos de esgoto com resíduo orgânico é muitas vezes comparada com a opção de trituração, já que ambos preveem o coprocessamento, porém, esta opção de tratamento não foi incluída neste estudo pois aumentaria a complexidade da análise, especialmente pela indisponibilidade de dados sobre o desempenho do sistema.

Sanjuan-Delmás *et al.* (2021) avaliaram tecnologias inovadoras de valorização de RSO para serem aplicadas em municípios europeus, como a produção de bioplásticos e o tratamento com larvas da mosca soldado-negro

(*Hermetia illucens*), que reduz o volume do resíduo e fornece proteína para alimentação animal ou gordura para a produção de biodiesel. Estas ainda não são tecnologias consolidadas no cenário mundial, e precisam de maiores pesquisas antes de serem aplicadas em países em desenvolvimento.

Além do tratamento em si, alguns autores avaliaram rotas de reaproveitamento do resíduo, que são preferíveis em relação ao tratamento, como o uso para alimentação animal (SAN MARTIN, D. *et al.*, 2017).

Thengane (2018) investigou especificamente a valorização/tratamento dos resíduos de jardins e áreas verdes e incluiu desde alternativas tradicionais como a compostagem e digestão anaeróbia, até processos mais complexos como a peletização seguida por gaseificação ou pirólise.

Gaseificação e pirólise são processos complexos de conversão termoquímica, que, ao contrário da incineração, recuperam o valor químico do resíduo (THENGANE, 2018). Reichert (2021) esclarece que, embora existam plantas de processamento de resíduos que utilizem esses métodos, tais tecnologias ainda não são consolidadas no que diz respeito a resíduos sólidos orgânicos, visto que são indicadas para resíduos mais homogêneos. Além disso, é importante destacar que a valorização do resíduo como recurso (através de reciclagem) tem preferência sobre a recuperação energética.

Quando o resíduo orgânico não é separado na fonte, há também a possibilidade de valorização, desde que os RSU sejam segregados previamente ao tratamento biológico. O sistema de separação mecânica dos resíduos provenientes da coleta indiferenciada (resíduos mistos) e posterior tratamento biológico é chamado de tratamento mecânico-biológico (TMB). Pubule *et al.* (2015) e Tonini *et al.* (2020) avaliaram essa alternativa em seus estudos, com a etapa biológica compreendendo a compostagem ou a digestão anaeróbia.

Reichert (2021) explica que não há que se procurar por alternativas extraordinárias para o Brasil. O que temos de consolidado no momento, e o que corresponde à quase totalidade da matriz de tratamento de RSO em países desenvolvidos, são a compostagem e a digestão anaeróbia (REICHERT, 2021). O autor acrescenta que devemos buscar dominar tais tecnologias, iniciando pelos métodos mais elementares.

A literatura apresenta uma grande quantidade de variações dos processos de compostagem e digestão anaeróbia, incluindo a combinação de ambas as

tecnologias. Fricke (2021a) considera que tal opção, cujo autor denomina de tratamento em cascata ou escalonamento, é a melhor em termos de ganhos ambientais. Babalola (2020) também recomenda que a compostagem seja combinada com a digestão anaeróbia, como uma opção ideal de gerenciamento de RSO.

No que se refere à compostagem, é observada na literatura a classificação dos sistemas em dois grandes grupos. Fricke *et al.* (2007) apresentam a classificação de compostagem extensiva (ou descentralizada) e compostagem intensiva (ou centralizada), enquanto Environment Canada (2013) subdivide em sistemas com aeração passiva ou revolvimento e sistemas com aeração ativa. Apesar de diferentes nomenclaturas, elas abrangem os mesmos sistemas, sendo que o primeiro grupo se refere a sistemas mais simples, sem mecanização, enquanto o segundo grupo se refere a sistemas fechados com maior controle e mecanização.

A digestão anaeróbia também apresenta muitas variações, podendo ser classificada em relação à concentração de sólidos totais (via úmida, via seca ou extrasseca), temperatura (mesofílica ou termofílica), sistema de operação (contínuo, semicontínuo ou descontínuo) e divisão das etapas de digestão (estágio único ou multiestágio) (RODRIGUES *et al.*, 2020).

O Relatório da ONU que trata dos desafios da valorização de RSO na América Latina considera como opções viáveis para países em desenvolvimento, além da compostagem e digestão anaeróbia, o tratamento mecânico-biológico (UN, 2017). O programa PROBIOGÁS e o PLANARES também incentivam essa rota como forma de recuperação dos recursos que são atualmente aterrados (PROBIOGÁS, 2017; BRASIL, 2022b).

A partir da discussão exposta, foram sugeridos cinco cenários de valorização de RSO, considerando o contexto brasileiro, para avaliação no presente estudo. Tais cenários são compostos por tecnologias e combinações de tecnologias já consolidadas no contexto internacional: compostagem e digestão anaeróbia.

As alternativas acompanhadas da sigla de identificação pelas quais serão referenciadas ao longo do trabalho, são:

- A1: Compostagem extensiva (CE);
- A2: Compostagem intensiva (CI);

- A3: Digestão anaeróbia (DA);
- A4: Digestão anaeróbia seguida de compostagem intensiva (DA-CI);
- A5: Tratamento mecânico-biológico – etapas biológicas compreendendo digestão anaeróbia e compostagem intensiva (TMB-DA-CI).

No Quadro 11 é apresentada uma caracterização preliminar de cada alternativa.

Quadro 11 - Alternativas de tratamento de RSO definidas para o estudo

	A1	A2	A3	A4	A5
	Compostagem extensiva (CE)	Compostagem intensiva (CI)	Digestão anaeróbia (DA)	Digestão anaeróbia e compostagem (DA-CI)	Tratamento mecânico-biológico (TMB-DA-CI)
Separação do RS na fonte¹	Sim	Sim	Sim	Sim	Não
Tipo de coleta	Porta a porta, quatro fluxos (orgânicos ² , verdes, rejeitos e recicláveis secos)	Porta a porta, quatro fluxos (orgânicos ² , verdes, rejeitos e recicláveis secos)	Porta a porta, três fluxos (orgânicos ² , rejeitos/verdes e recicláveis secos)	Porta a porta, quatro fluxos (orgânicos ² , verdes, rejeitos e recicláveis secos)	Porta a porta, três fluxos (indiferenciada mista, recicláveis secos e verdes)
Método de tratamento	Leiras estáticas com aeração passiva (método UFSC)	Leiras estáticas com aeração ativa, envelopadas com membranas	Processo termofílico contínuo via seca	DA + CI	Separação mecânica dos RSU + DA + CI
Capacidade de processamento	até 10.000 t RSO/ano ³	10.000 a 100.000 t RSO/ano ³	3.000 a 250.000 t RSO/ano ³	10.000 a 100.000 t RSO/ano ⁵	10.000 a 100.000 t RSO/ano ⁵
Tempo de processamento	8-20 semanas ⁴	3-8 semanas ³	14-40 dias ³	5-14 semanas ⁶	5-14 semanas ⁶
Mecanização	Não	Sim	Sim	Sim	Sim

¹ O sistema de coleta não será avaliado neste estudo. A indicação de separação ou não dos resíduos na fonte tem o intuito de caracterizar o resíduo que adentrará a unidade de tratamento (resíduo segregado ou resíduo misturado).

² Convencionou-se denominar a coleta de resíduos de alimentos como coleta de orgânicos (como é comumente denominada no Brasil) e coleta de verdes como a coleta de resíduos de jardins/podas, apesar de ambos serem efetivamente resíduos orgânicos.

³ Fonte: Environment Canada (2013)

⁴ Fonte: EPEM (2014)

⁵ Informação não encontrada. Considerou-se a faixa de valores do processo de compostagem intensiva, julgando ser este o processo limitante.

⁶ Informação não encontrada. Considerou-se a soma dos tempos de processamento de DA e CI. Observa-se, no entanto, que os tempos tendem a ser menores pois o resíduo que chega à compostagem é pré-processado.

É importante destacar que não se trata de uma competição entre tecnologias, visto que todas se complementam na redução do envio de resíduos aos aterros sanitários e aproveitamento de recursos. No entanto, as particularidades de cada uma as tornam mais ou menos adequadas para cada contexto.

4.2 DELIMITAÇÃO DAS ROTAS TECNOLÓGICAS

A rota tecnológica de cada um dos cinco cenários propostos para valorização dos RSO é mostrada nos itens a seguir. Em destaque (fundo azul) é delimitada a fronteira do sistema, ou seja, o processo tecnológico que efetivamente será comparado no presente estudo.

4.2.1 Compostagem extensiva (A1)

O método de compostagem extensiva considerado para análise neste estudo é o método de leiras estáticas com aeração passiva (ou método UFSC). Neste método não há revolvimento, e as leiras são montadas com camadas de material estruturante para possibilitar a oxigenação das camadas mais internas. Os resíduos verdes irão compor o material estruturante, após trituração mecânica.

O tempo de processamento para se obter um composto estabilizado é de 8 a 20 semanas (EPEM, 2014).

Este processo de tratamento requer a implantação de, no mínimo, quatro fluxos de coleta de resíduos, considerando o gerenciamento integrado de RSU: orgânicos (ou de alimentos), verdes, mistos e recicláveis secos, conforme mostrado na Figura 12.

Os resíduos verdes fornecem a fonte de carbono ao processo de compostagem, enquanto os resíduos orgânicos fornecem a fonte de nitrogênio.

Além do subproduto final (composto), este sistema gera efluentes líquidos (lixiviado), emissões atmosféricas, e rejeitos provenientes da etapa de pré-tratamento.

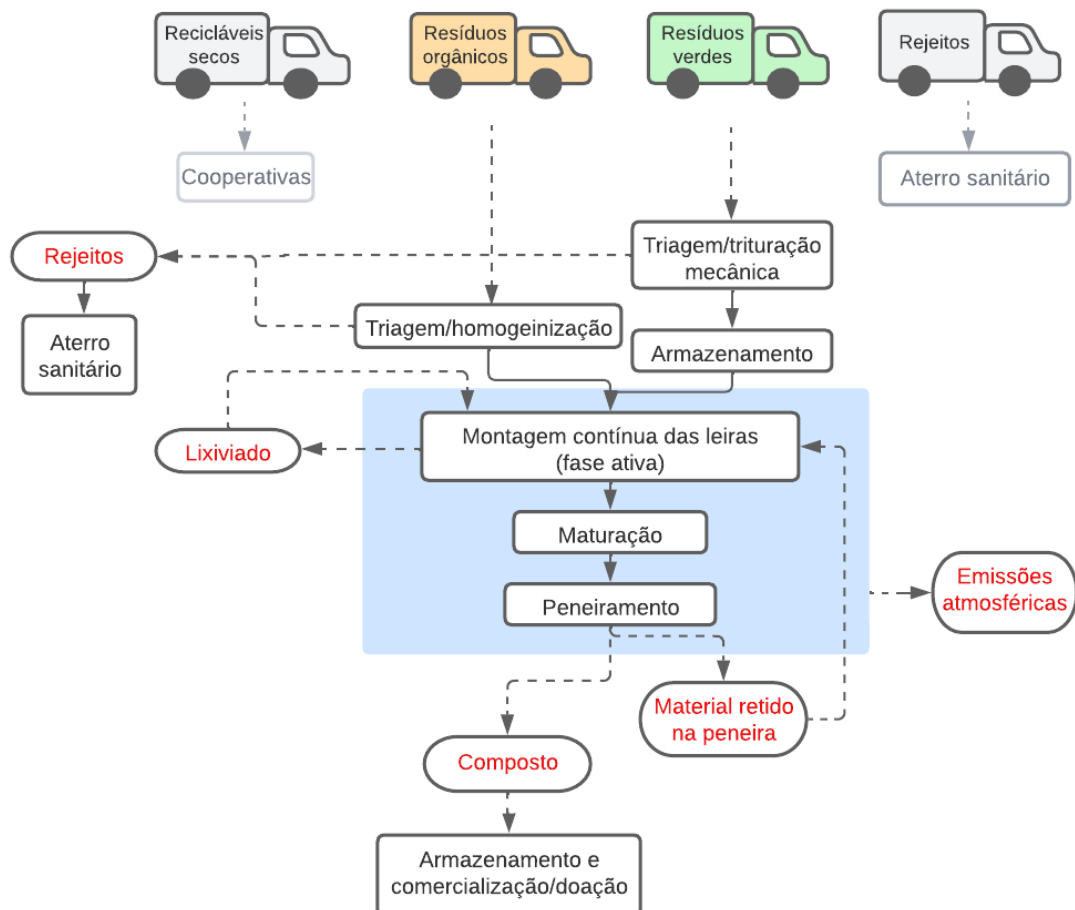
O lixiviado deve ser coletado pelo sistema de drenagem (o fundo das leiras deve ser impermeável) e reintroduzido nas leiras, como forma de controlar a umidade do processo. Durante a fase de compostagem ativa, água adicional geralmente precisa ser adicionada para evitar que o teor de umidade caia (em

função da evaporação) para níveis inibitórios, provocando secagem prematura e a estabilização incompleta (EPEM, 2014). Estima-se que o consumo de água de sistemas de compostagem em leiras abertas esteja em torno de 0,14-0,33 m³/t de RSO (Cadena *et al.*, 2009 apud EPEM, 2014).

As emissões atmosféricas são difíceis de ser controladas em leiras abertas, no entanto, incômodos referentes a odor são minimizados a partir de uma boa operação e estruturação das leiras.

A rota tecnológica desta alternativa pode ser observada na Figura 12.

Figura 12 - Rota tecnológica da Alternativa 1: Compostagem extensiva (leiras estáticas com aeração passiva)



4.2.2 Compostagem intensiva (A2)

O método de compostagem intensiva considerado para análise neste estudo é o método de leiras envelopadas com aeração ativa, também conhecido por leiras cobertas ou leiras estáticas aeradas. Assim como o método de aeração passiva, esse sistema não requer o revolvimento das leiras.

Normalmente, o material de cobrimento das leiras são mantas semipermeáveis, que permitem a liberação do ar bombeado e do vapor de água, mas retêm os odores típicos do processo e também impedem a entrada de água de chuva (EPEM, 2014).

O ar é introduzido (soprado ou succionado) por tubos ou piso perfurado sob as leiras, garantindo que o material em degradação permaneça e condições aeróbias e oferecendo um grau de controle de temperatura (EPEM, 2014).

Há maior controle do processo, inclusive quanto à emissão de poluentes e odores, e conseqüente otimização da fase de estabilização biológica, acelerando consideravelmente o tempo da decomposição (RODRIGUES *et al.*, 2020). O tempo de processamento é reduzido em relação a leiras abertas, obtendo-se um composto estabilizado em 3 a 8 semanas (ENVIRONMENT CANADA, 2013).

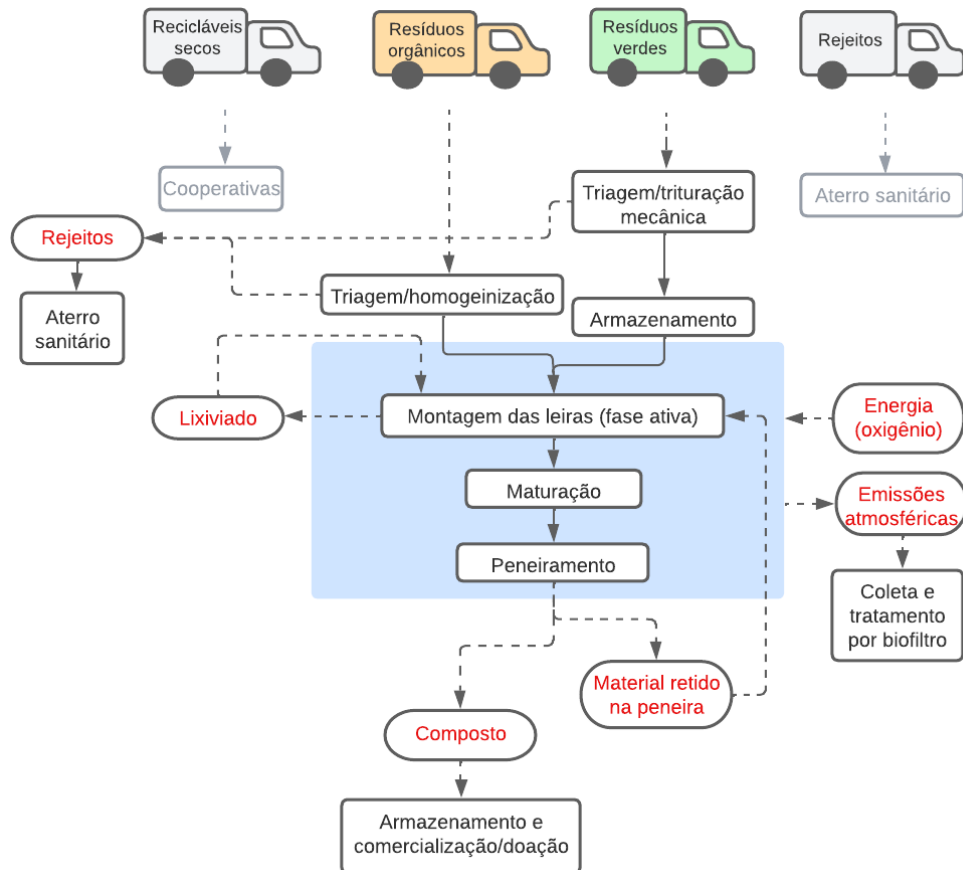
Este processo de tratamento requer a implantação de, no mínimo, quatro fluxos de coleta de resíduos, considerando o gerenciamento integrado de RSU: orgânicos (ou de alimentos), verdes, mistos e recicláveis secos, conforme mostrado na Figura 13.

Os resíduos verdes fornecem a fonte de carbono ao processo de compostagem, enquanto os resíduos orgânicos fornecem a fonte de nitrogênio.

Além do subproduto final (composto), este sistema gera efluentes líquidos (lixiviado), emissões atmosféricas, e rejeitos provenientes da etapa de pré-tratamento. A diferença em relação à compostagem extensiva é que neste caso as emissões atmosféricas são coletadas e tratadas.

A capacidade de controlar o processo e eliminar as emissões para a atmosfera, bem como a menor ocupação de área, faz com que, apesar dos custos de investimento e operação mais elevados, a compostagem em sistemas fechados seja recomendada na maioria dos países europeus (JEDRCZAK, 2018).

Figura 13 - Rota tecnológica da Alternativa 2: Compostagem intensiva (leiras envelopadas com aeração ativa)



4.2.3 Digestão anaeróbia (A3)

Existem diferentes abordagens tecnológicas para realizar a digestão anaeróbia de resíduos orgânicos, sendo as principais variantes: operação via úmida, via seca ou extrasseca, temperatura mesofílica ou termofílica, operação contínua, semicontínua ou descontínua (bateladas), e estágio único ou multiestágio (RODRIGUES *et al.*, 2020).

O método de digestão anaeróbia considerado para análise neste estudo é a digestão anaeróbia termofílica contínua via seca de estágio único, considerando os motivos expostos a seguir. Este método de digestão anaeróbia foi o escolhido para o estudo de viabilidade econômica de cinco rotas de tratamento mecânico-biológico avaliadas para aplicação no Brasil pelo programa PROBIOGÁS (PROBIOGÁS, 2017).

De acordo com Rodrigues *et al.* (2020), as tecnologias úmidas são mais utilizadas no setor de tratamento de esgoto e agrossilvopastoril, visto que não é economicamente viável introduzir grandes quantidades de água para tratar o RSO. O sistema extra-seco é mais recente e opera por bateladas, sendo mais comum o uso de sistema via seco contínuo para o tratamento de RSO (ENVIRONMENT CANADA, 2013; EPEM, 2014). De acordo com Environment Canada (2013), os digestores de alimentação contínua são normalmente mais adequados para sistemas de digestão anaeróbia maiores que visam a recuperação de energia. EPEM (2014) acrescenta que é comum em sistemas via seca a operação em um único estágio.

Quanto à temperatura, a principal vantagem associada a um reator termofílico é a taxa superior de produção de biogás em um período de tempo mais curto, ao passo que as desvantagens são que essa tecnologia requer maior uso de energia, equipamento mais caro e requisitos de controle de processo mais sensíveis (ENVIRONMENT CANADA, 2013). Em processos via seco, EPEM (2014) considera que a própria existência de um maior teor de sólidos leva a condições termofílicas. Além disso, o biogás gerado no reator é suficiente para manter o aquecimento necessário (KARAGIANNIDIS; PERKOULIDIS, 2009).

Diferentemente das alternativas de compostagem, não é adequado incluir na rota de tratamento por digestão anaeróbia os resíduos verdes de podas e jardins. Estes resíduos, principalmente as partes marrons das plantas, reduzem a produção de energia e podem causar problemas operacionais nos digestores (ENVIRONMENT CANADA, 2013; EPEM, 2014; JEDRCZAK, 2018). Em cenários propostos para valorização de RSO no Canadá, os resíduos verdes sempre seguiram para a compostagem (ENVIRONMENT CANADA, 2013).

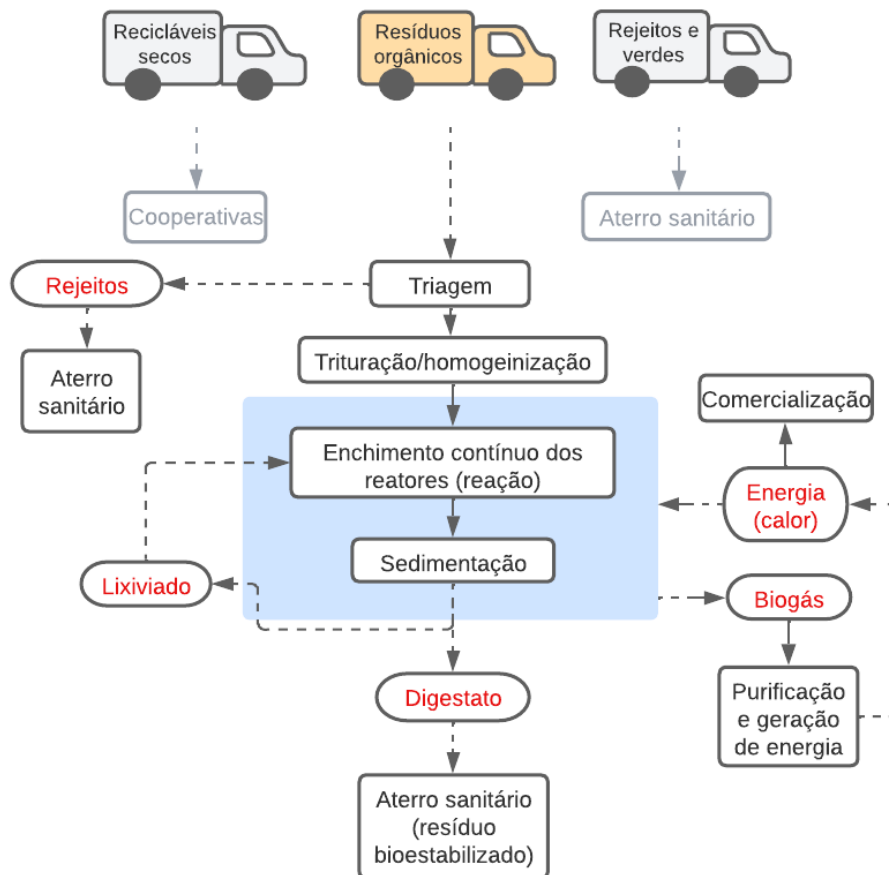
Portanto, os fluxos de coleta de resíduos deste cenário são: orgânicos, recicláveis secos e mistos (incluindo os resíduos verdes), conforme pode ser visualizado Figura 14.

O processo de digestão geralmente ocorre durante um período de duas a seis semanas (ENVIRONMENT CANADA, 2013).

Os subprodutos gerados são: biogás (que pode ser aproveitado para a geração de energia requerida no processo), efluente líquido (que pode ser recirculado) e digestato, além de rejeitos provenientes da etapa de pré-tratamento. Na rota tecnológica proposta o digestato segue para o aterro sanitário, visto que seu

uso direto no solo não é regulamentado no Brasil, e, considerando que a inclusão de mais um processo de beneficiamento deixaria a análise mais complexa. No entanto, inúmeros são os processos existentes para beneficiamento do digestato, a exemplo da biossecagem para produção do CDR (combustível derivado de resíduo).

Figura 14 - Rota Tecnológica da Alternativa 3: Digestão anaeróbia (digestão anaeróbia termofílica contínua via seca de estágio único)



4.2.4 Digestão anaeróbia + compostagem intensiva (A4)

A combinação de digestão anaeróbia e compostagem é uma tendência em países em desenvolvimento, onde a economia circular é um princípio vigente e se busca pelo maior aproveitamento dos recursos. Nesta configuração, há o aproveitamento do potencial energético do biogás, e a obtenção de composto a partir do digestato homogeneizado, desidratado e pré-estabilizado, proporcionando

menores tempos de compostagem. Além disso, a energia gerada a partir do biogás pode contribuir para a aeração das leiras de compostagem. EPEM (2014) nota que a configuração mais comum para a etapa de maturação do digestato é incorporar um sistema de compostagem em leiras cobertas.

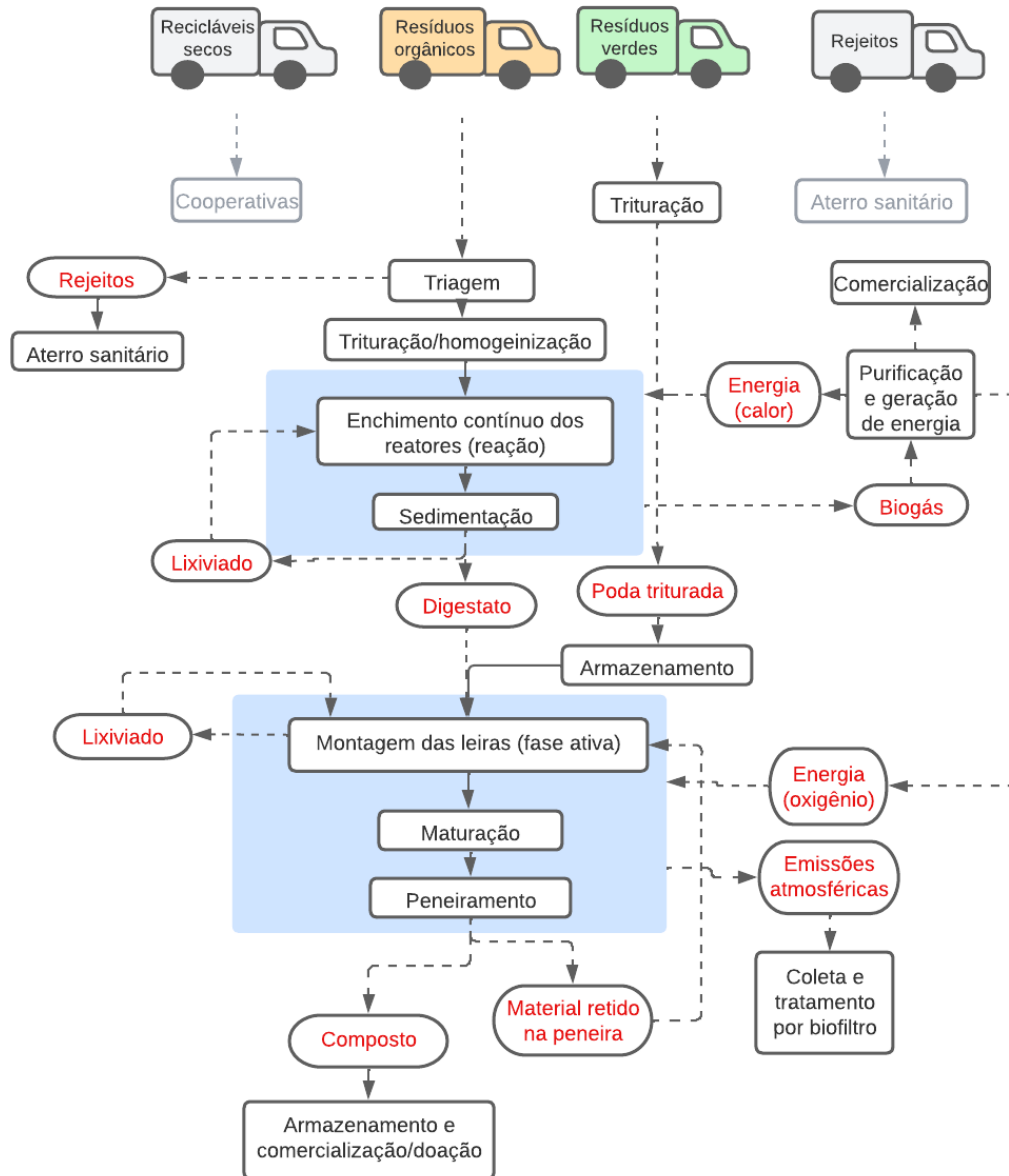
Os processos tecnológicos de digestão anaeróbia e compostagem considerados para análise nesta alternativa são os mesmos previstos na alternativa 2 (compostagem em leiras por aeração ativa) e 3 (digestão anaeróbia termofílica contínua via seca de estágio único).

Os tempos de compostagem nesta configuração de sistema são normalmente reduzidos devido à decomposição parcial durante a digestão. Estima-se uma quantidade de 0,85t de digestato desidratado por tonelada de RSO processado (ENVIRONMENT CANADA, 2013).

Este processo de tratamento requer a implantação de, no mínimo, quatro fluxos de coleta de resíduos, considerando o gerenciamento integrado de RSU: orgânicos (ou de alimentos), verdes, mistos e recicláveis secos, conforme mostrado na Figura 15. Os resíduos verdes seguirão para a etapa de compostagem, juntamente com o digestato.

Os subprodutos gerados são: biogás (que pode ser aproveitado para a geração de energia requerida no processo), emissões atmosféricas da compostagem (coletadas e tratadas), efluente líquido (que pode ser recirculado), digestato (que segue para a compostagem) e composto, além de rejeitos provenientes da etapa de pré-tratamento.

Figura 15 - Rota tecnológica da Alternativa 4: Digestão anaeróbia seguida de compostagem intensiva



4.2.5 Tratamento Mecânico-Biológico (A5)

Este sistema prevê a entrada de resíduos mistos, que serão separados a partir de processos mecânicos. Portanto, os fluxos mínimos de coleta requeridos para esse sistema são: mistos, recicláveis secos (normalmente já instituídos) e verdes, conforme pode ser visualizado na Figura 16. Os resíduos verdes serão importantes na etapa de compostagem.

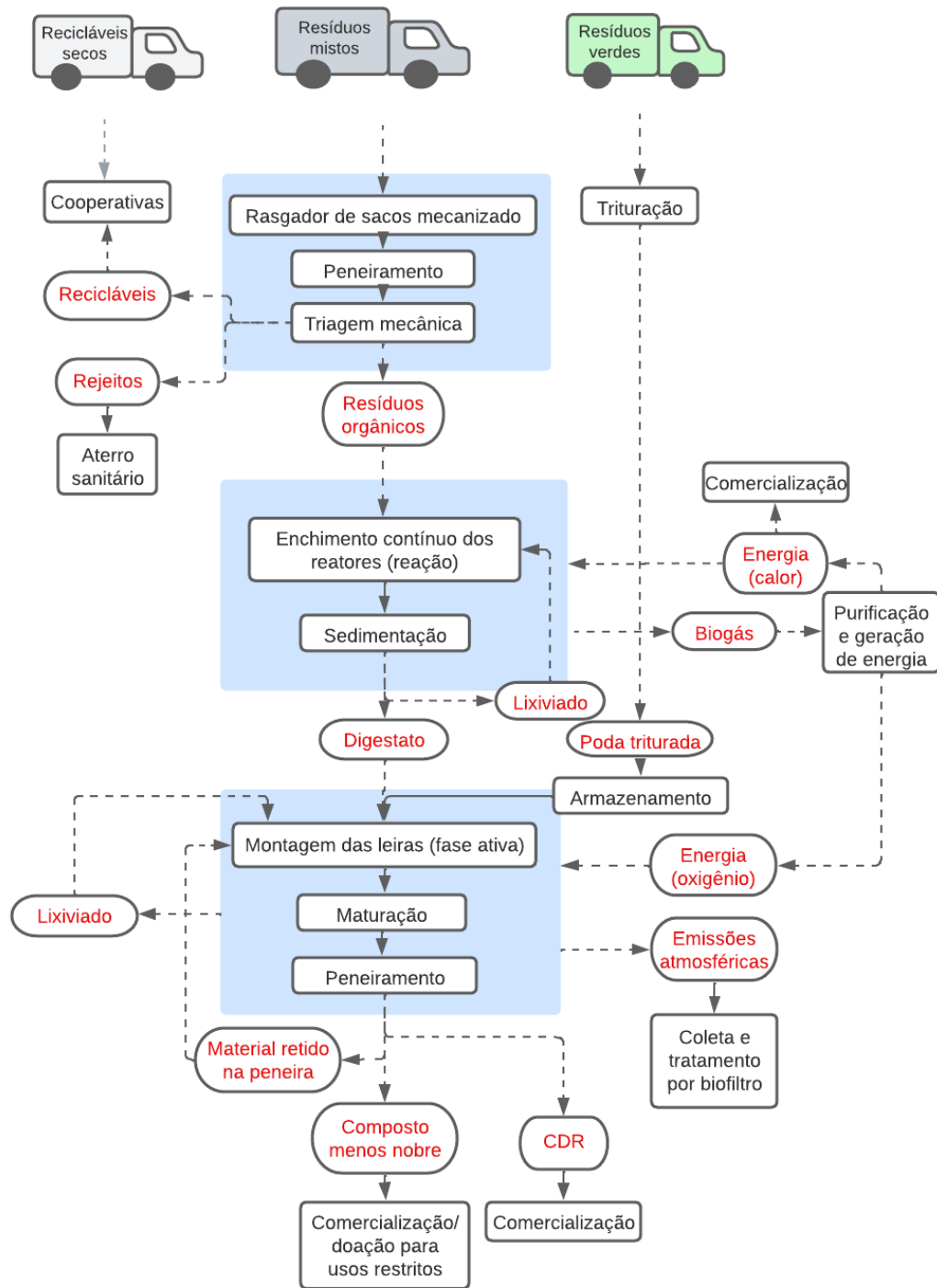
O sistema de separação mecânica considerado neste cenário é composto por unidades de rasgador de sacos, peneiramento e triagem mecânica de recicláveis. Os rejeitos seguem para aterro sanitário e a fração orgânica pré-triada segue para a digestão anaeróbia.

Quanto à etapa biológica, as variantes de digestão anaeróbia e compostagem desta alternativa são as mesmas previstas na alternativa 4 (compostagem em leiras por aeração ativa seguida de digestão anaeróbia termofílica contínua via seca de estágio único), com o diferencial de que o resíduo orgânico é proveniente de coleta indiferenciada. Neste sentido, o composto final apresenta maior quantidade de contaminantes e tem seu uso restrito.

Os subprodutos gerados, além de composto de qualidade inferior, são: biogás, emissões atmosféricas da compostagem (coletadas e tratadas), efluente líquido (que pode ser recirculado), digestato (que segue para a compostagem) e rejeitos provenientes da etapa de pré-tratamento, em quantidade superior às demais alternativas. O material orgânico estabilizado também é adequado para uso como CDR para coprocessamento na indústria, ou mesmo para uso como material de cobertura de aterro sanitário, quando exigências agronômicas não forem atendidas ou quando não houver mercado para comercialização (PROBIOGÁS, 2017).

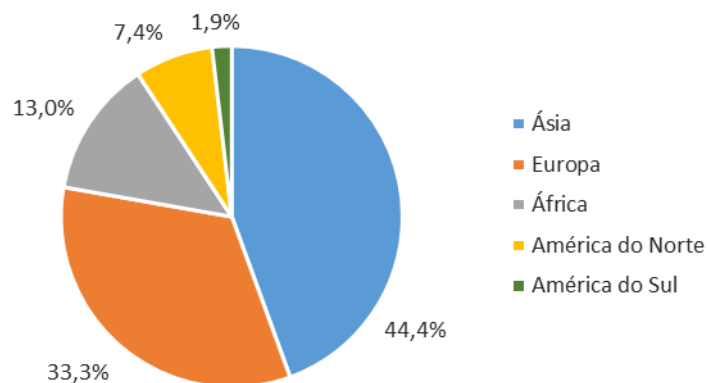
Nas instalações de TMB, a energia é utilizada para a operação de equipamentos de separação mecânica (eletricidade para colhedores, separadores balísticos, etc.) e para tratamento biológico (eletricidade e combustível para aeração de leiras, aquecimento dos reatores, etc.). O biogás produzido na digestão anaeróbia pode ser destinado à produção de energia elétrica e térmica por meio de sistemas de cogeração (conjunto moto-gerador), sendo parte consumida pela própria instalação (aproximadamente 50% para abastecer toda a usina TMB) e parte destinada à comercialização (PROBIOGÁS, 2017).

Figura 16 - Rota tecnológica da Alternativa 5: Tratamento Mecânico-Biológico



Observou-se, ainda, que o maior número de publicações teve origem no continente asiático, sendo as proporções de cada continente apresentadas na Figura 18. O continente americano foi dividido em norte e sul, sendo que a América do Sul apresentou o menor índice de publicações, com apenas um artigo científico publicado pelo Brasil.

Figura 18 - Proporção de artigos científicos MTDM/RSO publicados em cada continente



No Quadro 12 é apresentado um panorama de como o método MTDM pode ser aplicado nas várias etapas de gerenciamento de RSO.

Quadro 12 - Panorama de MTDM aplicado às diferentes etapas do gerenciamento de RSO

Etapas do gerenciamento	Artigos relacionados
Prevenção ao desperdício	Magalhães, Ferreira e Silva (2022) propuseram uma abordagem multicritério para priorizar estratégias de redução de desperdício na cadeia de suprimentos de frutas e vegetais.
Reuso	San Martín <i>et al.</i> (2021) utilizaram a ferramenta GISWASTE (que combina AHP com ArcGIS) para avaliar a viabilidade de cenários de reaproveitamento de resíduos vegetais provenientes do setor de varejo para alimentação animal.
Coleta e transporte	Gkoulias <i>et al.</i> (2020) selecionaram o modelo de veículo para a coleta de RSO, dentre duas opções. Slavík, Dolej e Rybov (2021) desenvolveram um modelo híbrido (GIS e AHP) destinado à otimização de locais para contêineres de coleta de resíduos orgânicos.
Pré-tratamento	Delgado <i>et al.</i> (2020) selecionaram tecnologias de pré-tratamento de RSO a nível primário, secundário e terciário, compatibilizando com a alternativa de tratamento. Soto-Paz <i>et al.</i> (2019) propõem um modelo MTDM para selecionar de forma otimizada co-substratos para a compostagem de RSO.

Etapas do gerenciamento	Artigos relacionados
Valorização	Thengane (2018) priorizou alternativas para o tratamento da fração verde dos RSO. Sanjuan-Delmás <i>et al.</i> (2021) avaliaram cenários inovadores de valorização de RSO para três municípios europeus. Além da escala municipal, alguns autores também abordaram a priorização de tecnologias para valorização de RSO de estabelecimentos, como instalações militares (CHADDERTON <i>et al.</i> , 2017), hotel (GANDHI <i>et al.</i> , 2018) e universidades (ZAINI <i>et al.</i> , 2015; BRENES-PERALTA; JIM; CAMPOS-RODR, 2020).
Local de instalação	Liu <i>et al.</i> (2018) priorizou locais para instalação de planta de compostagem. Wójcik <i>et al.</i> (2014) propuseram selecionar o município mais adequado, em uma região da Polônia, para receber o investimento privado de uma planta de digestão anaeróbia.
Pós-tratamento	Yadav <i>et al.</i> (2022) classificou diferentes alternativas de purificação do biogás através do método AHP. Chen <i>et al.</i> (2021) avaliaram estratégias de disposição final do digestato através de ACV e AHP.
Utilização do subproduto	Zhang, Huang e He (2010) classificaram a qualidade do composto produzido a partir de diferentes substratos. Obriot <i>et al.</i> (2016) desenvolveram uma ferramenta MTDM para comparar práticas de fertilização do solo com composto.
Integrado	Delgado <i>et al.</i> (2020) desenvolveu uma ferramenta multicritério, a partir do método TOPSIS, em que alternativas para quatro etapas do gerenciamento (coleta, pré-tratamento, valorização e uso do subproduto) são compatibilizadas e combinadas para definir a melhor rota tecnológica de gerenciamento de RSO.

Seguiram para a terceira etapa apenas os artigos que abordaram a seleção da tecnologia de valorização de RSO (21 artigos), os quais estão identificados no Quadro 13.

Quadro 13 - Relação de artigos científicos selecionados para a revisão bibliográfica de indicadores

	Título	Autor	Ano	Método
[1]	Multi-Criteria Decision Making and composting of waste in the municipality of Bacoor in the Philippines	Louis <i>et al.</i>	2017	Soma ponderada
[2]	The development and application of multi-criteria decision-making tool with consideration of uncertainty: The selection of a management strategy for the bio-degradable fraction in the municipal solid waste	Hanandeh e El-zein	2010	Eletre III
[3]	A Multi-Criteria Decision Analysis of Waste Treatment Options for Food and Biodegradable Waste Management in Japan	Babalola	2015	AHP

	Título	Autor	Ano	Método
[4]	Evaluating municipal organic solid waste treatment technologies based on Analytic hierarchy process	Li <i>et al.</i>	2015	AHP
[5]	Finding an optimal solution for biowaste management in the Baltic States	Pubule <i>et al.</i>	2015	TOPSIS
[6]	Environmental Sustainability: Multi-Criteria Decision Analysis for Resource Recovery from Organic Fraction of Municipal Solid Waste	Masebinu <i>et al.</i>	2016	AHP
[7]	Decision support for selection of food waste technologies at military installations	Chadderton <i>et al.</i>	2017	MAUT
[8]	A multi-criteria sustainability assessment framework: development and application in comparing two food waste management options using a UK region as a case study	Iacovidou e Voulvoulis	2018	Soma ponderada
[9]	Assessment of different technologies for managing yard waste using analytic hierarchy process	Thengane	2018	AHP
[10]	A Biowaste Treatment Technology Assessment in Malawi	Mpanang'ombe <i>et al.</i>	2018	Soma ponderada
[11]	Selection of Food Waste Management option by Promethee Method	Erceg e Margeta	2019	PROMETHEE
[12]	Decision-making process in the circular economy : A case study on University food waste-to-energy actions in Latin America	Brenes-Peralta <i>et al.</i>	2020	AHP
[13]	A benefit-cost analysis of food and biodegradable waste treatment alternatives: The case of Oita City, Japan	Babalola	2020	AHP
[14]	A decision support tool for planning biowaste management systems	Delgado <i>et al.</i>	2020	TOPSIS
[15]	Designing Solution for Organic Waste Management System with Design Thinking Approach (Case Study in Depok)	Rois <i>et al.</i>	2020	AHP
[16]	Quantitative sustainability assessment of household food waste management in the Amsterdam Metropolitan Area	Tonini <i>et al.</i>	2020	ELECTRE II
[17]	Food waste treatment option selection through spherical fuzzy AHP	Buyuk e Temur	2021	SF AHP
[18]	Sustainability assessment of organic waste management in three EU Cities: Analysing stakeholder-based solutions	Sanjuan-Delmás <i>et al.</i>	2021	ELECTRE II
[19]	Multi-criteria food waste treatment method selection using single-valued neutrosophic-CRITIC-MULTIMOORA framework	Rani <i>et al.</i>	2021	CRITIC-MULTIMOORA

	Título	Autor	Ano	Método
[20]	Making a decision using analytical hierarchy process (AHP) in selecting suitable food waste management method : a conceptual framework	Chow e Manaf	2022	AHP
[21]	A novel intuitionistic fuzzy distance measure-SWARA-COPRAS method for multi-criteria food waste treatment technology selection	Tripathi <i>et al.</i>	2022	SWARA-COPRAS

Nos quadros a seguir são apresentados os indicadores utilizados em cada uma das pesquisas identificadas acima, categorizados pela autora e subdivididos em ambientais (Quadro 14), econômicos (Quadro 15), sociais (Quadro 16), técnico-operacionais (Quadro 17) e político-administrativos (Quadro 18).

Quadro 14 - Indicadores ambientais (revisão da literatura)

Categoria	Indicador	Publicação
Poluição e emissões	Poluição e emissões	[9] [10]
	Poluição das águas	[3] [4] [16] [17] [18] [21]
	Riscos de lixiviação	[10]
	Poluição do ar	[2] [3] [4] [16] [17] [18] [20]
	Contaminação do solo	[3] [4] [6] [20] [21]
	Emissão de GEE/CO₂ (Potencial de Aquecimento Global)	[2] [5] [6] [8] [10] [11] [12] [14] [16] [18]
	Carga ambiental	[11] [12]
	Impacto ecológico	[17]
	Impactos na fauna	[1]
	Impactos em áreas cultiváveis	[1]
Recuperação de recursos	Energia recuperada / Produção de energia renovável	[2] [3] [5] [8] [10] [14] [21]
	Produção de biogás	[5]
	Produção de calor	[5]
	Recuperação de nutrientes	[10]
	Material recuperado	[3] [14]
Uso de recursos	Demanda de água	[5] [16] [18]
	Uso da terra / Demanda de área / Uso do espaço urbano	[3] [6] [12] [14] [16] [18]
	Carga sobre combustíveis fósseis	[9] [16] [18]
	Substituição de combustíveis fósseis	[5]
	Recursos naturais	[7]
Geração de resíduos	Produção de lixiviado	[5]
	Descarte de rejeitos / Resíduos encaminhados para aterro	[2] [3] [6] [9] [10]
Incômodos à população	Odor	[8] [10] [11] [14] [16] [18] [20]
	Ruído	[3] [6] [8] [11] [19]
	Tráfego	[11] [19]
	Poeira	[3]
	Impacto visual	[11] [16] [18]

Quadro 15 - Indicadores econômicos (revisão da literatura)

Categoria	Indicador	Publicação
Custos	Custos de implantação	[1] [3] [4] [5] [7] [9] [14] [15] [16] [17] [18] [20] [21]
	Custos de operação/manutenção	[1] [3] [4] [5] [6] [7] [8] [9] [12] [13] [14] [15] [16] [17] [18] [20] [21]
	Custos para a autoridade gestora	[11]
	Custos para a população	[11]
	Custos com combustíveis	[6] [11]
	Custos com energia	[11] [13]
	Custos com coleta e transporte	[11] [17] [21]
	Depreciação	[12]
	Externalidades ambientais	[5]
	Despesas de fim de vida útil	[16] [18]
Receitas	Receitas / Retornos econômicos	[3] [6] [8] [14] [16] [18] [20]
	Recuperação de recursos	[20]
	Valor agregado	[12] [13]
	Balanço econômico (Custos x Receitas)	[10] [12]
Mercado	Período de retorno do investimento	[6] [9]
	Mercado para o produto/composto	[3] [4] [9]
	Desenvolvimento do mercado	[1]
	Impacto nos valores das propriedades	[1]

Quadro 16 - Indicadores sociais (revisão da literatura)

Categoria	Indicador	Publicação
Empregabilidade	Criação de empregos	[1] [3] [4] [6] [9] [10] [12] [14] [16] [18]
	Mobilização de recursos/empregos locais	[1] [11] [19]
	Criação de empregos sustentáveis	[11] [19]
	Recursos humanos	[7]
	Produtividade laboral	[10]
Segurança do trabalhador	Segurança do trabalhador	[10] [17]
	Riscos ocupacionais	[11] [14] [16] [18] [19]
	Periculosidade	[10]
	Taxa de acidentes de trabalho	[11] [19]
Aceitação e participação social	Participação da comunidade	[5] [15] [16] [18]
	Aceitação social	[3] [4] [5] [6] [8] [9] [10] [14] [16] [18] [21]
	Efetividade em promover mudança de comportamento	[16] [18]
	Incômodo à comunidade	[12] [13]
	Uso do espaço privado	[16] [18]
	Tempo/espaço para o resíduo no domicílio	[11] [19]
Impactos à saúde	Exposição a patógenos / Foco de doenças	[3] [6]
	Impactos à saúde	[1] [8] [9] [20]
Responsabilidade social	Benefícios à população pobre / Benefícios sociais	[1] [6] [12] [13]

Categoria	Indicador	Publicação
	Benefícios à população local	[21]
	Acessibilidade	[16] [18]

Quadro 17 - Indicadores técnico-operacionais (revisão da literatura)

Categoria	Indicador	Publicação
Capacidade operacional	Capacidade de processamento	[3] [4] [6] [10] [17] [21]
	Capacidade de expansão /escalabilidade	[1] [6] [9]
Contexto do país	Existência de <i>Know how</i> no país	[6]
	Mão de obra local qualificada	[3]
	Avanço tecnológico / perspectiva de melhoria futura	[3] [6] [11]
	Percentual de projetos que continuam operando	[10]
Performance	Durabilidade / Vida útil	[6] [11]
	Confiabilidade	[6] [10] [11] [12] [13] [20]
	Segurança	[6] [8] [9] [11] [12] [13]
	Maturidade tecnológica	[11] [17] [21]
	Robustez	[3]
	Adaptabilidade (a sistemas existentes / a novas condições/resíduos)	[3] [9] [17]
Implantação/ Operação	Grau de dificuldade de implantação	[1] [12]
	Rapidez na implantação	[15]
	Demanda de manutenção	[20]
	Facilidade de uso / Complexidade tecnológica	[9] [14] [15]
Eficiência	Eficiência	[6] [12] [13] [20]
	Consumo de energia	[5] [8] [14] [17] [21]
	Eficiência energética	[6]
	Eficiência do uso da terra	[17]
	Redução de volume do resíduo	[9]

Quadro 18 - Indicadores político-administrativos (revisão da literatura)

Categoria	Indicador	Publicação
Legislação	Suporte regulatório	[1] [4] [17]
	Restrições ambientais	[13]
Incentivos	Suporte político	[17]
	Subsídios	[4] [9]

É possível observar que, mesmo tendo um mesmo objetivo global, isto é, a seleção da melhor alternativa para tratamento da fração orgânica dos RSU, o conjunto de indicadores utilizados em cada estudo pode ser muito diferente. Além da própria percepção do autor quanto ao assunto, indicadores diferentes também são

adicionados a depender das especificidades do local de estudo ou mesmo das características das alternativas de tratamento.

Na presente pesquisa, os indicadores identificados na revisão de literatura foram categorizados, em uma tentativa de refletir os principais aspectos a serem avaliados em uma tomada de decisão. A partir de então, um indicador foi selecionado para representar cada categoria (destacados em negrito nos quadros Quadro 14, Quadro 15, Quadro 16, Quadro 17 e Quadro 18), resultando em 21 indicadores. Selecionou-se o indicador mais citado em cada categoria, com exceção de mão de obra qualificada, escalabilidade e exposição a patógenos, que não foram os mais citados, mas julgou-se serem os mais objetivos de suas respectivas categorias.

No questionário aplicado aos especialistas, contendo os 21 indicadores selecionados, foi questionado se o participante incluiria mais algum indicador para a análise. Dois participantes responderam o seguinte:

- Questionário 05: Porcentagem de desvio do aterro sanitário; redução de GEE.
- Questionário 07: Caso aceitação social inclua participação social e educação ambiental, sugiro que seja incorporado ao nome; ou melhor, que haja uma descrição de todos os indicadores utilizados, assim facilita ao especialista entender bem ao certo o que ele traduz.

Optou-se por manter na análise apenas o indicador aceitação social, visto que entende-se que a inclusão do indicador participação social e educação ambiental é mais pertinente em análises de casos concretos.

Considerando que alguns questionários já haviam sido respondidos, optou-se por mantê-los no formato original, sem a inclusão da descrição dos indicadores. No entanto, recomenda-se que em estudos futuros a amplitude de cada indicador seja descrita, conforme sugestão incluída no Questionário 07, de forma que o tomador de decisão tenha o correto entendimento do que está sendo apresentado. Tal descrição seria importante, por exemplo, para esclarecer que o indicador “descarte de rejeitos” e “porcentagem de desvio do aterro sanitário” podem ser considerados equivalentes.

Outras respostas obtidas pelo questionário dizem respeito à dificuldade de comparar os indicadores sem considerar um caso específico. O participante do

Questionário 02, por exemplo, afirmou que tentou fazer a avaliação de uma forma genérica, mas que em um caso concreto o resultado poderia ser diferente. Além disso, o participante explica que uma solução para resíduos gerados no centro de uma metrópole não terá os mesmos critérios de análise do que para os resíduos gerados em uma pequena cidade sem grandes restrições de área, justificando que sempre haverá uma avaliação qualitativa do caso concreto que envolverá a análise de muitas variáveis ao mesmo tempo, e, na maioria dos casos, esta será decisiva na tomada de decisão.

Diante do exposto, considerando que os indicadores citados pelos especialistas já estão, de certa forma, incluídos na análise, manteve-se a lista de 21 indicadores selecionados inicialmente.

O conjunto de indicadores a ser utilizado nesta pesquisa, com a respectiva escala de medição a ser utilizada, é apresentado no Quadro 19.

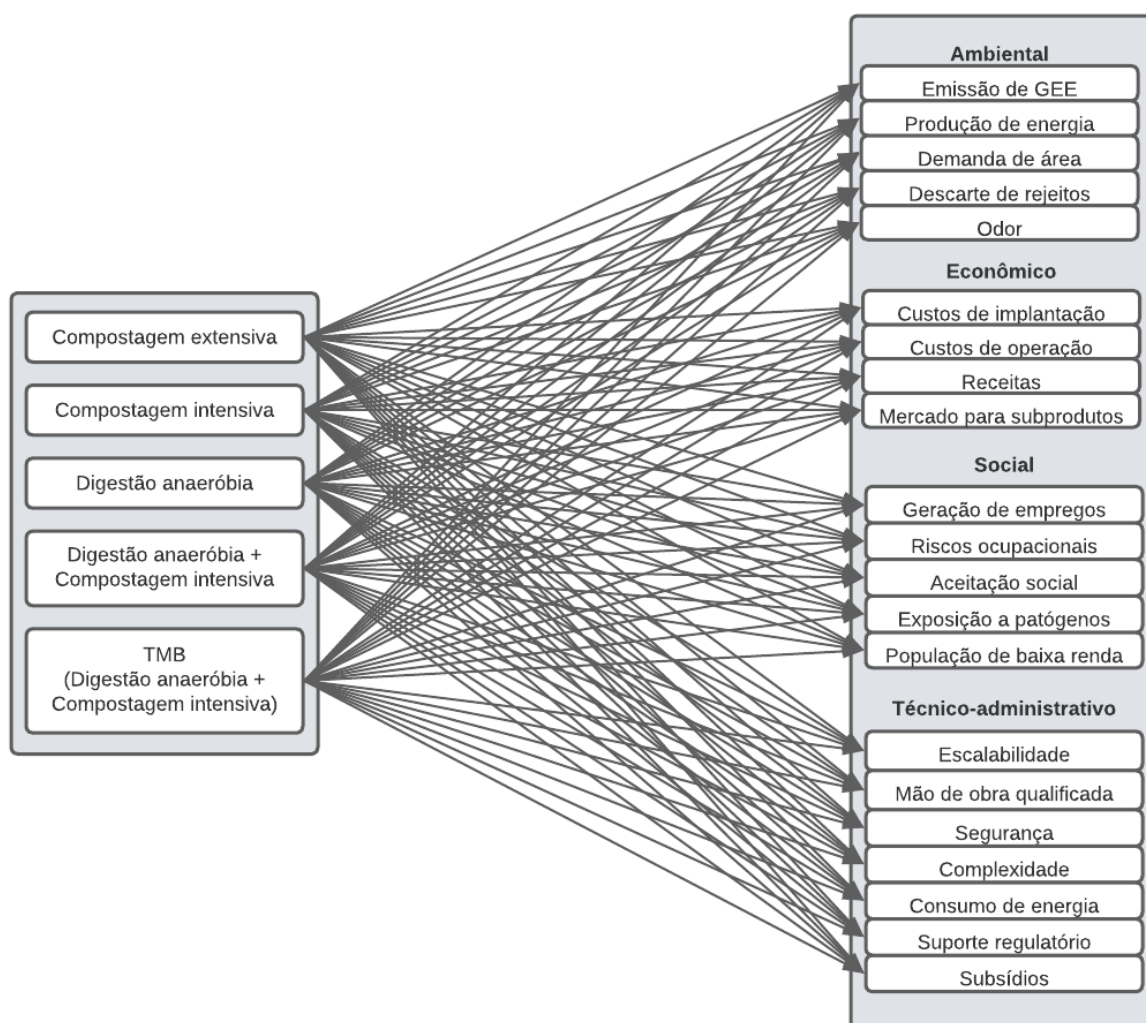
Quadro 19 - Indicadores selecionados para o estudo

Categoria	Indicador	Escala de medição
C1. Ambiental		
Poluição e emissões	1.1. Emissão de GEE	gCO ₂ eq /kg resíduo úmido
Recuperação de recursos	1.2. Produção de energia	KWh / t resíduo tratado
Uso de recursos	1.3. Demanda de área	m ² / t resíduo tratado
Geração de resíduos	1.3. Descarte de rejeitos	qualitativa
Incômodos à população	1.5. Odor	qualitativa
C2. Econômico		
Custos	2.1. Custos de implantação	€ / t resíduo tratado
	2.2. Custos de operação	€ / t resíduo tratado
Receitas	2.3. Receitas	qualitativa
Mercado	2.4. Mercado para o subproduto	qualitativa
C3. Social		
Empregabilidade	3.1. Geração de empregos	nº funcionários / t resíduo tratado
Segurança do trabalhador	3.2. Riscos ocupacionais	qualitativa
Aceitação/participação social	3.3. Aceitação social	qualitativa
Impactos à saúde	3.4. Exposição a patógenos	qualitativa
Responsabilidade social	3.5. Benefícios à população de baixa renda	qualitativa
C4. Técnico		
Capacidade operacional	4.1. Escalabilidade	qualitativa
Contexto do país	4.2. Mão de obra qualificada	qualitativa
Qualidades técnicas	4.3. Segurança	qualitativa
Implantação/operação	4.4. Complexidade tecnológica	qualitativa
Eficiência	4.5. Consumo de energia	kWh/ t resíduo tratado

Categoria	Indicador	Escala de medição
Legislação	4.6. Suporte regulatório	qualitativa
Incentivos	4.7. Subsídios	qualitativa

De posse de todos os indicadores e alternativas, a teia de comparações a serem efetuadas será, portanto, conforme mostrado na Figura 19.

Figura 19 - Teia de comparações das alternativas e indicadores



Fonte: elaborado pela autora

4.4 ATRIBUIÇÃO DE VALOR AOS INDICADORES

Segue abaixo a caracterização de cada alternativa com base em cada um dos 21 indicadores selecionados. Reitera-se que o sistema de coleta e transporte dos resíduos não foi incluído nas análises.

4.4.1 Indicadores ambientais

O resultado dos indicadores ambientais obtido para cada tecnologia é apresentado na Tabela 7, e discutido nos itens a seguir.

Tabela 7 - Caracterização das alternativas: indicadores ambientais

Indicador	A1 (CE)	A2 (CI)	A3 (DA)	A4 (DA-CI)	A5 (TMB-DA-CI)
Emissão de GEE (g CO ₂ eq / kg resíduo úmido)	77 ¹	77 ¹	21 ¹	99 ²	99 ²
Produção de energia (KWh / t resíduo tratado)	0	0	75 ³	75 ³	75 ³
Demanda de área (m ² / t resíduo tratado)	0,95 ⁴	0,45 ⁴	0,3 ⁴	0,27 ³	0,29 ³
Descarte de rejeitos	1 (Baixo)	1 (Baixo)	3 (Alto)	1 (Baixo)	3 (Alto)
Odor	3 (alto)	1 (baixo)	1 (baixo)	1 (baixo)	2 (médio)

¹ IPCC (2006); ² Estimado pela autora; ³ EPEM (2014); ⁴ Jedczak (2018).

CE: Compostagem extensiva; CI: Compostagem intensiva; DA: Digestão anaeróbia; DA-CI: Digestão anaeróbia seguida de compostagem intensiva; TMB-DA-CI: Tratamento mecânico-biológico.

a. Emissão de gases de efeito estufa

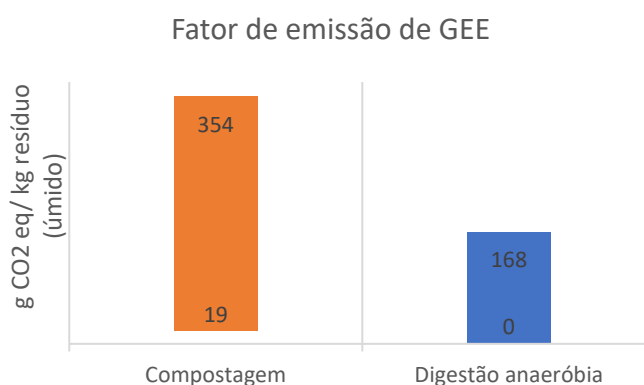
O processamento dos resíduos através de compostagem e digestão anaeróbia acarreta na emissão de gases de efeito estufa. A digestão anaeróbia apresenta uma emissão de GEE aproximadamente 35% menor do que a compostagem (JEDRCZAK, 2018).

As emissões da compostagem e digestão anaeróbia dependerão de fatores como tipo de resíduo processado, quantidade e tipo de material de suporte (como lascas de madeira e turfa), temperatura, teor de umidade e aeração durante o processo (IPCC, 2006).

O Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC) disponibilizou fatores de emissão padrão para os gases CH₄ (metano) e N₂O (óxido nitroso) no tratamento biológico de resíduos (IPCC, 2006). O CO₂ emitido pelo tratamento de RSO não é derivado de combustíveis fósseis e, portanto, não é considerado uma emissão de GEE (EPEM, 2014).

Foram contempladas nas Diretrizes para Inventários Nacionais de Gases de Efeito Estufa (IPCC, 2006) as alternativas de compostagem e digestão anaeróbia, como pode ser observado na Figura 20. Os valores apresentados na publicação do IPCC em gCH₄/kg de resíduo úmido e gN₂O/kg de resíduo úmido foram convertidos em gCO₂ equivalente/kg de resíduo úmido considerando os fatores de impacto de 21 para CH₄ e 380 para N₂O (Brasil, 2014).

Figura 20 - Fatores de emissão de GEE



Fonte: adaptado de IPCC (2006)

Observa-se que a compostagem apresenta, geralmente, valores superiores à digestão anaeróbia. Quando não houver dados primários sobre a tecnologia em análise, IPCC (2006) recomenda a adoção dos seguintes fatores de emissão padrão: 4 gCH₄/kg e 0,3 gN₂O/kg de resíduo úmido para compostagem e 1,0 gCH₄/kg de resíduo úmido para digestão anaeróbia. A conversão destes valores em CO₂ equivalente resulta em uma emissão de 177 gCO₂ eq/kg de resíduo úmido para compostagem e 21 gCO₂ eq/kg de resíduo úmido para digestão anaeróbia.

Ainda segundo IPCC (2006), pode-se estimar as emissões provenientes da etapa biológica do TMB pelos mesmos fatores de emissão padrão, sendo que emissões durante a etapa mecânica são desconsideráveis. No presente estudo,

adotou-se para as alternativas 4 e 5 a média aritmética entre compostagem e digestão anaeróbia (já que as alternativas preveem ambos os tratamentos em série), resultando em 99 gCO₂ eq/kg de resíduo úmido.

b. Produção de energia

A produção de energia a partir dos resíduos orgânicos é uma característica do processo de digestão anaeróbia, através da geração de biogás, ou de processos térmicos. Processos aeróbios, como a compostagem, não tem potencial para geração de energia.

Neste estudo, foram adotadas três alternativas que incluem a digestão anaeróbia, sendo considerado o mesmo processo tecnológico para todas (digestão anaeróbia termofílica via seca).

O conteúdo energético do biogás é completamente determinado pelo conteúdo de metano do biogás: quanto maior a concentração de metano, maior o potencial energético do biogás. A geração de biogás está diretamente relacionada com a composição e biodegradabilidade da matéria-prima, preparação da matéria-prima, projeto do sistema (por exemplo, tempo de retenção, temperatura, mistura e pH) e manutenção do sistema (ENVIRONMENT CANADA, 2013).

Não foram encontrados na literatura taxas diferentes de produção de energia quando comparadas digestão anaeróbia de RSO segregados na fonte ou não, embora seja considerado pela literatura que a composição dos resíduos tenha influência na produção de energia (EPEM, 2014).

Resíduos verdes reduzem a produção de energia e podem causar problemas operacionais nos digestores (EPEM, 2014), fato pelo qual este estudo considera rotas tecnológicas em que os resíduos verdes não seguem para a digestão anaeróbia.

Diante do exposto, para um mesmo volume inicial de resíduo, será atribuída a mesma capacidade de geração de energia para as alternativas 3, 4 e 5, considerando uma mesma qualidade operacional.

O potencial de geração de energia de digestores anaeróbios que operem com RSO, por via seca e com temperatura termofílica apresenta bastante variação na literatura consultada. Para EPEM (2014), a produção de eletricidade a partir do biogás por tonelada de resíduo pode variar de 75 a 225 kWh. Utiliza-se neste estudo

o valor mais conservador, ou seja, o limite inferior da faixa. Para Mpanang'Ombe *et al.* (2018), a taxa de recuperação de energia é muito superior, ficando na faixa de 600 a 900 kWh/t. Delgado *et al.* (2020) consideram um valor médio de 889 kWh/t.

Apesar da grande variação encontrada na literatura, nota-se que o valor absoluto definido neste estudo não irá influenciar o resultado do método multicritério, haja vista que, quando normalizados, os valores para compostagem serão 0 e, para digestão anaeróbia, 1.

c. Demanda de área

A demanda de área de cada tecnologia está diretamente relacionada ao tempo de processamento dos resíduos na unidade. A configuração da unidade de tratamento também influencia na área requerida (EPEM, 2014).

O sistema de digestão anaeróbia, que demanda tempo de detenção variando de 15 a 40 dias (ENVIRONMENT CANADA, 2013), apresenta área requerida inferior à compostagem extensiva, que demanda tempo de processamento na ordem de 8 a 20 semanas (EPEM, 2014).

Dentre as alternativas selecionadas de compostagem (1 e 2), a alternativa 2 (leiras envelopadas com aeração ativa) é mais eficiente por ter o controle de oxigênio no processo, demandando menos tempo e menos área.

A área necessária para a implementação de compostagem inclui a área de recebimento e pré-tratamento dos resíduos, área para fase ativa da compostagem, área para maturação do composto e área para armazenamento dos resíduos estruturantes (geralmente poda triturada). Normalmente, a maior parte do local (2/3 da área) é ocupada pelas leiras (EPEM, 2014).

Já a área para a digestão anaeróbia inclui a área de recebimento e pré-tratamento dos resíduos, área para os digestores, instalação de desidratação, unidade de processamento do biogás, podendo incluir uma área de compostagem para processamento adicional do digestato (ENVIRONMENT CANADA, 2013). O biogás é armazenado em grandes recipientes antes de seu uso dentro ou fora da instalação (EPEM, 2014).

Todas as unidades de tratamento necessitam também de área para acesso às instalações e áreas administrativas. No tratamento mecânico-biológico, incluem-se as instalações mecânicas de triagem.

Jedczak (2018) apresentou faixas de valores para a área requerida em função da massa de resíduo tratado em sistemas de compostagem por leiras com aeração passiva (0,7-1,2 m²/t), compostagem por aeração ativa (0,3-0,6 m²/t) e digestão anaeróbia (0,2-0,4 m²/t). EPEM (2014) forneceu dados quanto à área requerida para sistemas combinados de digestão anaeróbia e compostagem (0,15-0,4 m²/t) e tratamento mecânico-biológico (0,18-0,4 m²/t).

As diferenças de área dentro de uma mesma tecnologia referem-se a variações na eficiência e nas características das unidades de processamento, por exemplo, modelos mais verticalizados de digestores anaeróbios demandam menos área (ENVIRONMENT CANADA, 2013). Para fins deste estudo, será considerado o valor médio da literatura.

d. Descarte de rejeitos

O descarte de rejeitos é maior sempre que os resíduos não são separados na fonte (DELGADO *et al.*, 2020), ou quando os subprodutos gerados não podem ser aproveitados.

Na alternativa 3 (digestão anaeróbia sem pós tratamento por compostagem), os resíduos verdes não podem seguir para o tratamento pois são prejudiciais à operação do sistema. Somado a isso, o digestato ainda não é um subproduto pronto para a utilização no contexto brasileiro, sendo normalmente descartado em aterro sanitário (PROBIOGÁS, 2017). Para possibilitar sua utilização, é normalmente necessária uma etapa de biossecagem, como por exemplo a compostagem. Ou seja, neste quesito a alternativa 4 (digestão anaeróbia seguida de compostagem) é mais completa.

Portanto, a alternativa 3 foi considerada com alta tendência de geração de rejeitos, assim como a alternativa 5 (TMB), que necessita de uma triagem prévia intensa dos resíduos mistos que chegam à unidade.

As alternativas 1, 2 e 4 (que incluem compostagem) apresentam menor potencial de descarte de rejeitos, já que o resíduo é processado até o estágio de composto pronto para utilização.

e. Odor

Controlar odores é talvez o maior desafio que a indústria de processamento de resíduos orgânicos enfrenta (LOUIS, MAGPILI, PINTO, 2007; ENVIRONMENT CANADA, 2013).

Enquanto na compostagem são liberados principalmente sulfetos orgânicos e nitrogênio orgânico (aminas), na digestão anaeróbia prevalecem os ácidos graxos e enxofre orgânico (mercaptanas) (ENVIRONMENT CANADA, 2013).

Processos biológicos anaeróbios geram naturalmente mais odores que processos aeróbios. No tratamento de resíduos, no entanto, os digestores anaeróbios são hermeticamente fechados e não liberam odores, visto que os gases gerados são coletados (JEDRCZAK, 2018).

As fontes potenciais de geração de odores no tratamento biológico de resíduos são, portanto, as etapas de recebimento e pré-tratamento do resíduo (JEDRCZAK, 2018). Em unidades de tratamento abertas, sem oxigenação mecânica e sem coleta de gases também há maior potencial de liberação de odores, como é o caso de leiras de compostagem a céu aberto, não envelopadas.

No tratamento mecânico-biológico há um tempo de pré-tratamento dos resíduos maior, devido ao fato de eles adentrarem a unidade totalmente misturados, portanto, o potencial de liberação de odor nestas etapas iniciais é maior que nas demais alternativas.

Diante do exposto, as alternativas selecionadas neste estudo foram classificadas de acordo com o potencial de liberação de odores em: alto (A1 - compostagem extensiva – aberta e sem coleta de gases), médio (A5 – tratamento mecânico-biológico), e baixo (A2 – compostagem intensiva – envelopada e com coleta de gases, A3 e A4 – digestão anaeróbia, com e sem pós-tratamento).

Apesar do inerente potencial de geração de odor das unidades de tratamento de resíduos biológicos, tanto aeróbias quanto anaeróbias, algumas medidas são fundamentais para que isso não gere incômodos para a comunidade. A localização das unidades deve ser planejada de forma a minimizar os impactos negativos na saúde e segurança das pessoas (WÓJCIK *et al.*, 2014). Além disso, medidas estruturais como o fechamento das áreas de recebimento e pré-tratamento de resíduos, com controle da qualidade interna do ar e tratamento de odores através

de biofiltros pode reduzir significativamente a dispersão (ENVIRONMENT CANADA, 2013).

4.4.2 Indicadores econômicos

O resultado dos indicadores econômicos obtido para cada tecnologia é apresentado na Tabela 8, e discutido nos itens a seguir.

Tabela 8 - Caracterização das alternativas: indicadores econômicos

Indicador	A1 (CE)	A2 (CI)	A3 (DA)	A4 (DA-CI)	A5 (TMB-DA-CI)
Custos de implantação (€/t resíduo tratado)	38 ¹	50 ¹	167 ¹	208 ¹	285 ¹
Custos de operação (€/t resíduo tratado)	14 ¹	22,5 ¹	22 ¹	56 ¹	80 ¹
Receitas	1 (baixo)	1 (baixo)	2 (médio)	3 (alto)	2 (médio)
Mercado para o subproduto	3 (alto)	3 (alto)	1 (baixo)	3 (alto)	2 (médio)

¹ EPEM (2014).

CE: Compostagem extensiva; CI: Compostagem intensiva; DA: Digestão anaeróbia; DA-CI: Digestão anaeróbia seguida de compostagem intensiva; TMB-DA-CI: Tratamento mecânico-biológico.

a. Custos de implantação

O custo de implantação de uma tecnologia pode apresentar grandes variações a depender do local onde a planta será instalada. Na presente pesquisa, optou-se por utilizar a base de dados disponibilizada por EPEM (2014), onde os valores são apresentados em euros por tonelada, visto que dados de custos específicos para as alternativas selecionadas e para o contexto brasileiro não foram encontrados.

A base de dados de EPEM (2014) se destaca por fornecer informações de combinações de tecnologias, como por exemplo TMB seguido de compostagem, digestão anaeróbia ou ambas, e inclusive variações de uma mesma tecnologia, como compostagem em leiras estáticas, leiras cobertas com mantas, compostagem em túneis, em reatores verticais, dentre outros.

Foram consideradas as referências que apresentavam a nomenclatura mais específica possível e compatível com as tecnologias definidas no presente estudo. Os valores não foram atualizados. Desta forma, as seguintes faixas de valores foram encontradas:

- i. Compostagem em leiras estáticas - 38-240 €/t;
- ii. Compostagem em sistemas fechados - 50-250 €/t;
- iii. Digestão anaeróbia sem pós-tratamento por compostagem - 167-250 €/t;
- iv. Digestão anaeróbia com pós-tratamento por compostagem - 208-304 €/t;
- v. Tratamento mecânico-biológico (digestão anaeróbia e compostagem) - 285-531 €/t.

O limite inferior de cada faixa de valores foi considerado para fins de comparação, de forma a contemplar quão mais acessível é uma tecnologia em relação à outra.

b. Custos de operação

Custos com a operação podem apresentar grandes variações a depender do local onde a planta será instalada e dos custos com energia. Assim como para os custos de implantação, a atribuição de custos de operação foi fundamentada na base de dados disponibilizada por EPEM (2014).

Foram consideradas as referências que apresentavam a nomenclatura mais específica possível e compatível com as tecnologias definidas no presente estudo. Os valores não foram atualizados. Desta forma, as seguintes faixas de valores foram encontradas:

- i. Compostagem em leiras estáticas - 14-61 €/t;
- ii. Compostagem em leiras cobertas - 22,5-68 €/t;
- iii. Digestão anaeróbia - 22-95 €/t;
- iv. Digestão anaeróbia com pós-tratamento por compostagem – 56-96 €/t;
- v. Tratamento mecânico-biológico (digestão anaeróbia) – 80-120 €/t.

O limite inferior de cada faixa de valores foi considerado para fins de comparação, de forma a contemplar quão mais acessível é uma tecnologia em relação à outra.

Apesar de não ter sido avaliados neste estudo, é importante destacar que, em alguns casos, os custos de coleta e transferência têm um impacto maior nos custos gerais do sistema do que os custos operacionais e de construção da instalação de processamento (JEDRCZAK, 2018).

c. Receitas

As receitas geradas no tratamento de resíduos sólidos orgânicos são advindas da venda dos subprodutos gerados: composto (ou condicionador de solo) e biogás.

Neste sentido, a alternativa 4 (digestão anaeróbia com pós tratamento por compostagem) foi considerada com maior potencial de geração de receitas, pois alia a produção de composto proveniente de RSO segregados na fonte com a produção de biogás.

Delgado *et al.* (2020) consideram que a digestão anaeróbia apresenta maiores receitas pela venda do biogás (11,13 euros/t.ano) do que a compostagem pela venda do composto (1,65 euros/t.ano), para um mesmo volume de RSO.

Portanto, considerou-se no presente estudo o potencial de receita médio para as alternativas 3 e 5 (digestão anaeróbia e TMB) e baixo para as alternativas 1 e 2 (variações de compostagem).

d. Mercado para o subproduto

Para vender o composto com sucesso, a qualidade, o segmento de mercado e seu uso final precisam ser cuidadosamente avaliados (FREITAS *et al.*, 2019). Shukor *et al.* (2018) concorda que a comercialização do composto depende do volume e da qualidade do composto, bem como da demanda do consumidor.

Considerando que a demanda do consumidor final é um aspecto que deve ser avaliado em casos concretos, já que depende das particularidades locais, a presente análise restringe-se à comparação da qualidade do composto gerado em cada tecnologia.

De acordo com o Relatório da Agência Europeia do Ambiente (EEA, 2020), para criar um mercado para o composto, gerenciar a qualidade do processo e dos produtos finais é muito importante, pois ajuda a construir confiança nos resultados.

O composto mais nobre obtido a partir da valorização da fração orgânica de RSO é aquele proveniente dos resíduos separados na fonte, o qual é caracterizado como Classe A pela legislação brasileira (BRASIL, 2020).

Quando proveniente de resíduos da coleta convencional, o composto é Classe B, apresenta usos mais restritos (BRASIL, 2020) e um potencial menor de mercado (EPEM, 2014). Para a certificação de Sistemas Orgânicos de Produção, apenas compostos Classe A são permitidos (BRASIL, 2021d).

A legislação brasileira define como composto orgânico o produto obtido por processo de compostagem (BRASIL, 2021d). Portanto, o digestato, produto da digestão anaeróbia, ainda não possui regulamentação para uso direto no solo no Brasil. Em alguns países europeus é permitida a aplicação direta do digestato no solo, ao contrário de países da América do Norte, onde é mais comum o pós tratamento por compostagem (ENVIRONMENT CANADA, 2013).

Diante do exposto, a caracterização das alternativas quanto ao indicador mercado para o subproduto foi baseada na qualidade do composto gerado por cada tecnologia.

4.4.3 Indicadores sociais

O resultado dos indicadores sociais obtido para cada tecnologia é apresentado na Tabela 9, e discutido nos itens a seguir.

Tabela 9 - Caracterização das alternativas: indicadores sociais

Indicador	A1 (CE)	A2 (CI)	A3 (DA)	A4 (DA-CI)	A5 (TMB-DA-CI)
Geração de empregos (nº funcionários / t resíduo tratado)	2 ¹	2 ¹	0,001 ¹	0,001 ³	0,125 ²
Riscos ocupacionais	3 (alto)	2 (médio)	2 (médio)	2 (médio)	3 (alto)
Aceitação social	2 (médio)	2 (médio)	2 (médio)	2 (médio)	2 (médio)
Exposição a patógenos	3 (alto)	2 (médio)	2 (médio)	2 (médio)	3 (alto)

Indicador	A1 (CE)	A2 (CI)	A3 (DA)	A4 (DA-CI)	A5 (TMB-DA-CI)
Benefícios à população de baixa renda	3 (Alto)	3 (Alto)	2 (Médio)	2 (Médio)	1 (Baixo)

¹ FADE/UFPE (2014); ² PRATES *et al.* (2016); ³ Estimado pela autora.

CE: Compostagem extensiva; CI: Compostagem intensiva; DA: Digestão anaeróbia; DA-CI: Digestão anaeróbia seguida de compostagem intensiva; TMB-DA-CI: Tratamento mecânico-biológico.

a. Geração de empregos

As instalações de processamento de resíduos sólidos orgânicos criam novos empregos durante as fases de desenvolvimento, construção e operação (ENVIRONMENT CANADA, 2013). O indicador proposto, no entanto, considera apenas os empregos relativos à operação das unidades.

Segundo Relatório publicado pelo Grupo de Resíduos Sólidos da UFPE, as unidades de triagem são as mais intensivas em geração de mão de obra, sendo que para cada tonelada de material triado podem ser gerados 10 empregos (FADE/UFPE, 2014). Em unidades mecanizadas de triagem, no entanto, a média de geração de empregos é muito inferior. A partir de dados de três unidades TMB operando na Alemanha (PRATES *et al.*, 2016), obtém-se a média de 1 funcionário para cada 8 toneladas processadas, ou seja, 0,125 emprego/tonelada.

Unidades de compostagem empregam aproximadamente 2 pessoas para cada tonelada de resíduos beneficiada. À medida que aumenta a capacidade instalada da unidade, a demanda de mão de obra cresce menos que proporcionalmente (FADE/UFPE, 2014).

Unidades de digestão anaeróbia, em contrapartida, geram menos emprego em relação às tecnologias supracitadas, sendo considerados 10 empregos para cada 10 mil toneladas anuais de RSO, ou seja, 0,001 emprego/t (FADE/UFPE, 2014). Não foram encontrados dados para digestão anaeróbia com pós-tratamento por compostagem, fato pelo qual foi utilizado o mesmo indicador da digestão anaeróbia sem pós-tratamento.

b. Riscos ocupacionais

Os riscos ocupacionais a que um trabalhador está exposto são classificados pelas Normas Regulamentadoras brasileiras em físicos, químicos, biológicos, ergonômicos e acidentais.

No tratamento de resíduos, Delgado *et al.* (2020) observam que os riscos ocupacionais são maiores naqueles tratamentos em que os trabalhadores são expostos a um maior número de situações perigosas, como o uso de máquinas ou contato direto com resíduos.

Outra consideração crítica é a qualidade do ar dentro da instalação e o potencial de o pessoal ser exposto a níveis elevados de contaminantes (por exemplo, amônia, metano, monóxido de carbono, poeira e bioaerossóis) (ENVIRONMENT CANADA, 2013).

Não há um consenso na literatura sobre qual tecnologia traria um maior risco aos trabalhadores, sendo que Delgado *et al.* (2020) consideraram em seu estudo que a compostagem implica em 2 vezes mais riscos que a digestão anaeróbia, enquanto Mpanang'Ombe *et al.*, (2018) consideraram que a digestão anaeróbia apresenta 2,3 mais riscos que a compostagem em leiras cobertas e 1,75 mais riscos que a compostagem em leiras descobertas.

Todas as alternativas propostas neste estudo apresentam níveis consideráveis de risco. Entretanto, compostagem em leiras abertas e tratamento mecânico-biológico foram considerados com risco maior em relação às demais alternativas por possuírem mais áreas abertas de processamento de resíduos, onde o trabalhador fica mais exposto ao resíduo.

c. Aceitação social

A aceitação social está de certa forma atrelada à conveniência para os usuários do sistema. Neste sentido, o tratamento mecânico-biológico apresenta vantagens pois isenta o usuário da separação dos resíduos. Pubule *et al.* (2015) obtiveram resultados neste sentido, em que o mesmo padrão de ordem decrescente de aceitação pode ser observado em três localidades analisadas: aterro sanitário, TMB e compostagem/digestão anaeróbia.

Por outro lado, Sanjuan-delmás *et al.* (2021) consideram que a aceitação pública é maior para cenários envolvendo o máximo de coleta seletiva de resíduos orgânicos. Os autores consideram a mesma intensidade de aceitação social para compostagem e digestão anaeróbia, enquanto Delgado *et al.* (2020) julgaram que a digestão anaeróbia é mais aceita socialmente do que a compostagem. Thengane (2018) considerou o oposto.

Independente da tecnologia, o envolvimento da comunidade em vários aspectos do planejamento, localização e implementação é fundamental para construir a aceitação do projeto (ENVIRONMENT CANADA, 2013).

Visto que não há um direcionamento claro na literatura sobre qual tecnologia apresentaria uma aceitação maior, optou-se por caracterizar todas com o mesmo índice médio, de modo que este critério não influenciará no resultado final.

d. Exposição a patógenos

Para Zaini *et al.* (2015), é muito provável que patógenos cresçam junto aos resíduos orgânicos se o processo de compostagem não for gerenciado adequadamente. Esses patógenos podem ser destruídos durante a fase ativa termofílica, mas também podem ser transportados pelo ar, afetando a saúde dos trabalhadores e residentes próximos (SHUKOR *et al.*, 2018).

Essas partículas transportadas pelo ar, também conhecidas como poeira orgânica, podem ser compostas por bactérias vivas ou mortas, fungos, toxinas ou outro material de origem vegetal ou animal. Os efeitos na saúde incluem sintomas respiratórios, irritação da mucosa, doenças de pele e resposta inflamatória e do sistema imunológico (SHUKOR *et al.*, 2018).

O Relatório da Comissão Europeia considera que a instalação de filtros na saída de ar minimizam consideravelmente as emissões de partículas (EUROPEAN COMMISSION, 2006). Digestão anaeróbia e compostagem intensiva, por serem sistemas confinados, permitem a coleta e tratamento das emissões previamente ao lançamento para a atmosfera. No entanto, em leiras abertas é inviável a instalação de filtros.

Compostagem em leiras abertas (alternativa 1) e tratamento mecânico-biológico (alternativa 5) foram considerados com maior risco de exposição à patógenos em relação às demais alternativas, por possuírem mais áreas abertas de

processamento de resíduos, em que há dispersão de partículas para o ambiente de trabalho. No TMB, a maior dispersão de partículas ocorre no pré-tratamento, enquanto que na compostagem em leiras abertas a maior dispersão é na fase ativa de tratamento.

e. Benefícios à população de baixa renda

Dentre todas as tecnologias disponíveis para gerenciamento de RSU, as unidades de triagem são as mais intensivas de mão de obra, constituindo-se em um dos motivos pelo qual a reciclagem de materiais tem sido difundida pela PNRS como forma de inclusão social, por empregar uma comunidade de trabalhadores pouco qualificados, compostos por catadores de materiais recicláveis, associados ou não (FADE/UFPE, 2014).

Similarmente às unidades de triagem, a operação de unidades de compostagem não requer mão de obra qualificada, constituindo-se em uma vantagem para as gestões municipais (FADE/UFPE, 2014). Neste sentido, os ganhos sociais com a contratação de trabalhadores menos qualificados, que representam a população de baixa renda, são maiores.

Diante disso, as alternativas 1 e 2 foram consideradas com elevados benefícios à população de baixa renda.

A alternativa 5 (TMB), por outro lado, é a que apresenta menores benefícios à população de baixa renda, já que a força de trabalho manual de triagem é substituída por operações mecânicas.

Nas unidades de digestão anaeróbia, apesar de necessitarem de mão de obra mais qualificada para a operação, requerem que os resíduos sejam segregados previamente, ou seja, os resíduos recicláveis continuam sendo encaminhados para unidades de triagem manual.

É importante destacar que todas as alternativas propostas apresentam maiores ganhos sociais com relação a alternativas de disposição final (aterro sanitário e incineração), em que se desconsidera o valor do resíduo como um bem econômico e de valor social, gerador de trabalho e renda e promotor de cidadania (BRASIL, 2010).

4.4.4 Indicadores técnicos

O resultado dos indicadores técnicos obtido para cada tecnologia é apresentado na Tabela 10, e discutido nos itens a seguir.

Tabela 10 - Caracterização das alternativas: indicadores técnicos

Indicador	A1 (CE)	A2 (CI)	A3 (DA)	A4 (DA-CI)	A5 (TMB-DA-CI)
Escalabilidade	1 (baixa)	2 (média)	3 (alta)	3 (alta)	3 (alta)
Mão de obra qualificada	3 (alta)	2 (média)	1 (baixa)	1 (baixa)	1 (baixa)
Segurança	3 (alta)	2 (média)	2 (média)	2 (média)	2 (média)
Complexidade operacional	1 (muito baixa)	2 (baixa)	3 (média)	4 (alta)	5 (muito alta)
Consumo de energia (kWh/ t resíduo tratado)	0	45 ¹	52,5 ²	50 ¹	65 ¹
Suporte regulatório	3 (alto)	3 (alto)	1 (baixo)	2 (médio)	0 (nulo)
Subsídios	2 (médio)	1 (baixo)	1 (baixo)	1 (baixo)	0 (nulo)

¹ Fricke, Santen e Wallmann (2005); ² European Commission (2006)

CE: Compostagem extensiva; CI: Compostagem intensiva; DA: Digestão anaeróbia; DA-CI: Digestão anaeróbia seguida de compostagem intensiva; TMB-DA-CI: Tratamento mecânico-biológico.

a. Escalabilidade

A escalabilidade de uma tecnologia é maior à medida que ela permite ampliação de capacidade de processamento, sem demandar grandes recursos.

A alternativa 1 foi classificada como baixa escalabilidade, pois a capacidade de processamento citada na literatura para uma instalação é de, no máximo, 10.000 t RSO/ano (ENVIRONMENT CANADA, 2013). Portanto, para processar maiores quantidades de resíduos, uma nova instalação completa precisaria ser projetada.

Leiras estáticas aeradas cobertas com membrana (alternativa 2) apresentam capacidade de processamento maior, de 1.000 a 100.000 t RSO/ano (ENVIRONMENT CANADA, 2013). A instalação de novas leiras para promover o aumento da capacidade operacional é relativamente simples, porém, demandam bastante área, o que pode influenciar bastante no custo.

Já para sistemas de digestão anaeróbia, é esperado que em uma planta de maior capacidade, por questões de escalabilidade, o custo operacional por tonelada venha a diminuir (MATTOS; AMIM, 2022).

Neste sentido, considerou-se as alternativas 3, 4 e 5 como escalabilidade alta, 2 como escalabilidade média e 1 como escalabilidade baixa.

b. Mão de obra qualificada

A operação de unidades de compostagem não requer mão de obra qualificada, constituindo-se em uma vantagem para as gestões municipais. (FADE/UFPE, 2014).

Já em unidades de digestão anaeróbia, é fundamental a formação de recursos humanos e capacitação para operação dos sistemas (FREITAS *et al.*, 2019).

Somado a isso, no Brasil, as experiências de valorização de RSO se concentram na tecnologia de compostagem: o total de RSO desviados da disposição final em 2021 foi enviado para 77 unidades de compostagem (BRASIL, 2022c). Por outro lado, o país apresenta uma carência de *know how* sobre a operação de digestores anaeróbios, não sendo registrada nenhuma unidade em funcionamento no Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento em 2021 (BRASIL, 2022c).

Neste sentido, o presente estudo considera a seguinte pontuação para as alternativas, considerando a mão de obra disponível no contexto brasileiro: alta (compostagem por aeração passiva), média (compostagem por aeração ativa) e baixa (digestão anaeróbia com e sem pós tratamento por compostagem e TMB).

c. Segurança

A segurança de cada tecnologia está diretamente ligada à sua maturidade tecnológica. Quanto mais se entende da operação de uma tecnologia, menores são os riscos de incidentes ocorrerem.

No que se refere à digestão anaeróbia, o Brasil ainda se encontra em uma fase de reconhecimento da tecnologia, em que são estudadas formas de adaptar a instalação para as condições e custos ideais para o país. Freitas *et al.* (2019) consideram necessária a instituição de parcerias nacionais e internacionais em

pesquisas para fornecer equipamentos e apoio técnico para fomentar a digestão anaeróbia.

Também não são comuns no país as plantas de compostagem que operam com aeração ativa.

Diante disso, considera-se que compostagem em leiras com aeração passiva, por ser mais difundida no país, apresenta um nível de segurança mais alto. Para as demais alternativas, o nível de segurança é médio, visto que já são consolidadas em outros países, mas ainda requerem mais estudos para serem aplicadas no Brasil.

d. Complexidade operacional

A complexidade tecnológica está diretamente relacionada ao nível de mecanização e automação da tecnologia.

Neste sentido, a alternativa 1 (compostagem por aeração passiva) apresenta baixo grau de complexidade operacional, já que o processo biológico ocorre naturalmente, sem intervenções mecânicas.

Marshall e Farahbakhsh (2013) consideram que a digestão anaeróbia, muito utilizada em países desenvolvidos, é limitada nos países em desenvolvimento, devido aos seus altos custos e aos rigorosos requisitos operacionais associados.

Quando combinada com o tratamento mecânico, o sistema passa a ter mais mecanização, sendo esta considerada a alternativa com maior grau de complexidade (alternativa 5).

A exemplo de Delgado *et al.* (2020), a escala de complexidade foi considerada de 1 (muito baixa) a 5 (muito alta). A sequência crescente em complexidade das alternativas propostas é: 1 (muito baixa), 2 (baixa), 3 (média), 4 (alta) e 5 (muito alta).

e. Consumo de energia

A alternativa 1 (compostagem extensiva por aeração passiva) apresenta consumo de energia desprezível, já que não há revolvimento das leiras ou introdução mecânica de oxigênio. O único consumo de energia desta tecnologia refere-se ao sistema de recirculação do lixiviado. A trituração do material verde não

está sendo considerada, já que o foco do estudo é apenas o processo biológico de tratamento em si.

As demais alternativas foram avaliadas com base em dados obtidos na literatura. Fricke, Santen e Wallmann (2005) determinaram os requisitos de energia para algumas tecnologias de valorização da fração orgânica e concluíram que: TMB com um estágio integrado de digestão anaeróbia requer mais energia elétrica (50–80 kWh/t de resíduo) do que procedimentos de TMB aeróbios (40–70 kWh/t de resíduo). Já as demandas específicas de eletricidade do tratamento puramente aeróbico e anaeróbio de resíduos biológicos são menores, 30–60 kWh/t (aeróbio) e 30–70 kWh/t (anaeróbio com pós tratamento aeróbio).

Na digestão anaeróbia sem pós tratamento por compostagem, a Comissão Europeia estima que os valores podem variar de 50 a 55 kWh por tonelada de resíduo processado (EUROPEAN COMMISSION, 2006).

As alternativas foram classificadas pela média do requisito de energia descritos acima.

f. Suporte regulatório

Neste quesito, a compostagem apresenta vantagens no cenário brasileiro, visto que a PNRS especifica o dever de implantar sistema de compostagem para resíduos sólidos orgânicos e articular com os agentes econômicos e sociais formas de utilização do composto produzido (BRASIL, 2010). Além disso, o país já dispõe de diretrizes, critérios e procedimentos para garantir o controle e a qualidade ambiental do processo de compostagem de resíduos orgânicos, publicados na Resolução CONAMA nº 481 (BRASIL, 2017c).

Portanto, as alternativas 1 e 2 apresentam pontuação alta neste indicador. A alternativa 4, que inclui a compostagem como tratamento complementar, apresenta pontuação média. Já a alternativa 3 (apenas digestão anaeróbia) apresenta pontuação baixa, visto que ainda não há regulamentação para o processo no Brasil.

Para Freitas *et al.* (2019), atualmente, o maior entrave para promover a digestão anaeróbia é a falta de políticas públicas e regulamentações que subsidiem os projetos de aproveitamento de biogás de RSU para viabilizá-los economicamente. Nesse caso, é importante que o governo estimule políticas para implantação de projetos de biogás, como o desenvolvimento de tecnologias para reduzir os custos

de geração do biogás e também parcerias nacionais e internacionais para pesquisas para fornecer equipamentos e apoio.

O tratamento mecânico-biológico apresenta pontuação nula no quesito suporte regulatório, visto que, neste cenário a coleta é indiferenciada e a legislação brasileira recentemente estabeleceu que os resíduos sólidos urbanos devem ser separados pelo gerador em três frações: recicláveis secos, recicláveis orgânicos e rejeitos. Tal determinação, no entanto, não despreza a importância desta tecnologia, que pode ser uma boa alternativa para tratar os resíduos orgânicos não segregados na origem, até que a coleta seletiva de resíduos orgânicos opere satisfatoriamente. Além disso, mesmo quando os potenciais de minimização e coleta seletiva de RSU são totalmente explorados, ainda há uma fração residual que precisa ser descartada, e, os impactos resultantes da disposição em aterro dessa fração podem ser minimizados através de um pré-tratamento dos resíduos através de TMB (FRICKE; SANTEN; WALLMANN, 2005).

g. Subsídios

Os subsídios para estimular a valorização de resíduos orgânicos podem ser técnicos ou financeiros.

O governo brasileiro promove a publicação de manuais e orientações como subsídio técnico a sistemas de compostagem e digestão anaeróbia através do Ministério do Meio Ambiente, Ministérios das Cidades, FAPESC, programa PROBIOGÁS dentre outras cooperações técnicas nacionais e internacionais (PROBIOGÁS, 2015; BRASIL, 2017a; SILVA *et al.*, 2017; RODRIGUES *et al.*, 2020).

No que se refere a subsídios financeiros, as iniciativas ainda são escassas no Brasil. Além disso, o desenvolvimento de pesquisas científico-tecnológicas e de inovações, a difusão de tecnologias, a cooperação nacional e internacional, ainda precisam de maior atenção.

Com relação a financiamento de projetos, em 2017 foi lançado o Edital do Fundo Nacional do Meio Ambiente e Fundo Socioambiental Caixa Econômica Federal - FNMA/FSA nº 01/2017, que proporcionou apoio técnico e financeiro a Projetos de Compostagem pelo Brasil (BRASIL, 2017b). O edital impulsionou a valorização de resíduos orgânicos em alguns municípios brasileiros, a exemplo de Florianópolis. Com recursos do edital, o município adquiriu veículos para iniciar a

coleta seletiva de orgânicos, além de promover a compostagem domiciliar, institucional e comunitária. Apesar de ser um incentivo importante, é ainda isolado e não há um programa nacional de subsídios financeiros para sistemas de compostagem.

Em face do exposto, conclui-se que a compostagem extensiva apresenta uma certa vantagem com relação a subsídios no contexto brasileiro. Já o TMB, apesar de ser incentivado no Plano Nacional de Resíduos Sólidos recentemente publicado (BRASIL, 2022b), ainda é pouco difundido.

4.5 APLICAÇÃO DO MÉTODO AHP

4.5.1 Matriz de avaliação

Após concluída a etapa de definição das alternativas, seleção e atribuição de valores aos indicadores, tem-se todos os dados para compor a matriz de avaliação do método AHP, que é apresentada na Tabela 11. Os valores preenchidos correspondem ao resultado obtido no item 4.4. Cada indicador segue acompanhado de (+) ou (-), indicando quando se busca por uma maximização ou minimização, respectivamente.

Tabela 11 - Matriz de avaliação

Critério	Indicador	CE	CI	DA	DA-CI	TMB-DA-CI
Ambiental (C1)	Emissão de GEE [gCO ₂ eq/kg] (-)	177	177	21	99	99
	Produção de energia [kWh/t] (+)	0	0	75	75	75
	Demanda de área [m ² /t] (-)	0,95	0,45	0,3	0,27	0,29
	Descarte de rejeitos (-)	1	1	3	1	3
	Odor (-)	3	1	1	1	2
Econômico (C2)	Custos de implantação [€/t] (-)	38	50	167	208	285
	Custos de operação [€/t] (-)	14	22,5	22	56	80
	Receitas (+)	1	1	2	3	2
	Mercado para o subproduto (+)	3	3	1	3	2
Social (C3)	Geração de empregos [func/t] (+)	2	2	0,001	0,001	0,125
	Riscos ocupacionais (-)	3	2	2	2	3
	Aceitação social (+)	2	2	2	2	2
	Exposição a patógenos (-)	3	2	2	2	3
	Benefícios pop. baixa renda (+)	3	3	2	2	1

Critério	Indicador	CE	CI	DA	DA-CI	TMB-DA-CI
Técnico (C4)	Escalabilidade (+)	1	2	3	3	3
	Mão de obra qualificada (+)	3	2	1	1	1
	Segurança (+)	3	2	2	2	2
	Complexidade tecnológica (-)	1	2	3	4	5
	Consumo de energia [kWh/t] (-)	0	45	52,5	50	65
	Suporte regulatório (+)	3	3	1	2	0
	Subsídios (+)	2	1	1	1	0

CE: Compostagem extensiva; CI: Compostagem intensiva; DA: Digestão anaeróbia; DA-CI: Digestão anaeróbia seguida de compostagem intensiva; TMB-DA-CI: Tratamento mecânico-biológico.

A matriz de avaliação com os elementos normalizados é apresentada na Tabela 12. A normalização aplicada foi do tipo simples:

- Indicadores a maximizar (+): Cada elemento de uma determinada linha foi dividido pelo maior elemento da respectiva linha;
- Indicadores a minimizar (-): O menor elemento de uma determinada linha foi dividido por cada elemento da respectiva linha.

Tabela 12 - Matriz de avaliação normalizada

Critério	Indicador	CE	CI	DA	DA-CI	TMB-DA-CI
Ambiental (C1)	Emissão de GEE	0,12	0,12	1	0,21	0,21
	Produção de energia	0	0	1	1	1
	Demanda de área	0,28	0,6	0,9	1	0,93
	Descarte de rejeitos	1	1	0,33	1	0,33
	Odor	0,33	1	1	1	0,5
Econômico (C2)	Custos de implantação	1	0,76	0,23	0,18	0,13
	Custos de operação	1	0,62	0,64	0,25	0,18
	Receitas	0,33	0,33	0,67	1	0,67
	Mercado para o subproduto	1	1	0,33	1	0,67
Social (C3)	Geração de empregos	1	1	0,0005	0,0005	0,06
	Riscos ocupacionais	0,67	1	1	1	0,67
	Aceitação social	1	1	1	1	1
	Exposição a patógenos	0,67	1	1	1	0,67
	Benefícios pop. baixa renda	1	1	0,67	0,67	0,33
Técnico (C4)	Escalabilidade	0,33	0,67	1	1	1
	Mão de obra qualificada	1	0,67	0,33	0,33	0,33
	Segurança	1	0,67	0,67	0,67	0,67
	Complexidade tecnológica	1	0,5	0,33	0,25	0,2
	Consumo de energia	0	1	0,86	0,9	0,69

Critério	Indicador	CE	CI	DA	DA-CI	TMB-DA-CI
	Suporte regulatório	1	1	0,33	0,67	0
	Subsídios	1	0,5	0,5	0,5	0

CE: Compostagem extensiva; CI: Compostagem intensiva; DA: Digestão anaeróbia; DA-CI: Digestão anaeróbia seguida de compostagem intensiva; TMB-DA-CI: Tratamento mecânico-biológico.

4.5.2 Matriz de julgamentos

O preenchimento da matriz de julgamentos depende do resultado da ponderação prevista no método AHP, que é dividida em três passos (comparações em pares, cálculo dos pesos relativos e análise de consistência).

As comparações em pares foram realizadas por nove especialistas na área de RSU, que responderam ao questionário apresentado no Apêndice A. As respostas de cada especialista são apresentadas nos Apêndices B, D, F, H, J, L, N, P e R.

A partir das comparações par a par realizadas pelos especialistas, foram construídas as matrizes de comparações paritárias dos critérios e indicadores, para possibilitar o cálculo dos pesos relativos. As siglas utilizadas para representar os critérios/indicadores são apresentadas no Quadro 20.

Quadro 20 - Siglas dos critérios e indicadores

Sigla	
Critérios	C1. Ambiental C2. Econômico C3. Social C4. Técnico
Indicadores ambientais	C1.1. Emissão de GEE C1.2. Produção de energia C1.3. Demanda de área C1.4. Descarte de rejeitos C1.5. Odor
Indicadores econômicos	C2.1. Custos de Implantação C2.2. Custos de Operação C2.3. Receitas C2.4. Mercado para o subproduto
Indicadores sociais	C3.1. Geração de empregos C3.2. Riscos ocupacionais C3.3. Aceitação social

Sigla	
	C3.4. Exposição a patógenos C3.5. Benefícios pop. baixa renda
Indicadores técnicos	C4.1. Escalabilidade C4.2. Mão de obra qualificada C4.3. Segurança C4.4. Complexidade operacional C4.5. Consumo de energia C4.6. Suporte regulatório C4.7. Subsídios

Apenas a primeira linha das matrizes de comparações paritárias se refere às respostas do questionário (na escala de Saaty). O preenchimento restante é efetuado matematicamente, considerando o princípio da reciprocidade. O cálculo dos pesos relativos é realizado através da fórmula apresentada no item 2.3.1.

A título de exemplo, são apresentadas nas tabelas a seguir as matrizes de comparações paritárias dos critérios e indicadores referentes às respostas do Questionário 01.

Na Tabela 13, é apresentada a matriz de comparações dos critérios, em que o participante do Questionário 01 respondeu que o critério econômico é cinco vezes mais importante que o critério ambiental, e os critérios sociais e técnicos são três vezes mais importantes que o critério ambiental. Desta forma, o critério ambiental tem 1/5 da importância do critério econômico e 1/3 da importância dos critérios sociais e técnicos, considerando o princípio da reciprocidade.

Tabela 13 - Matriz de comparações paritárias dos critérios (Questionário 01)

Ambiental (C1)	9	7	5	3	1	3	5	7	9	Econômico (C2)
Ambiental (C1)	9	7	5	3	1	3	5	7	9	Social (C3)
Ambiental (C1)	9	7	5	3	1	3	5	7	9	Técnico (C4)

	C1	C2	C3	C4	Peso
C1	1	0,2	0,33	0,33	8,3
C2	5	1	1,67	1,67	41,7
C3	3	0,6	1	1	25,0
C4	3	0,6	1	1	25,0
					100

Com relação ao critério ambiental, o participante respondeu que todos os critérios à direita são sete vezes mais importantes que a emissão de gases de efeito estufa, como pode ser observado na Tabela 14. Desta forma, na primeira linha da matriz todos os valores preenchidos são iguais a 1/7.

Tabela 14 - Matriz de comparações paritárias dos indicadores ambientais (Questionário 01)

- Emissão de GEE (C1.1)	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Produção de energia (C1.2)
- Emissão de GEE (C1.1)	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Demanda de área (C1.3)
- Emissão de GEE (C1.1)	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Descarte de rejeitos (C1.4)
- Emissão de GEE (C1.1)	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Odor (C1.5)

	C1.1	C1.2	C1.3	C1.4	C1.5	Peso
C1.1	1	0,14	0,14	0,14	0,14	3,4
C1.2	7	1	1	1	1	24,1
C1.3	7	1	1	1	1	24,1
C1.4	7	1	1	1	1	24,1
C1.5	7	1	1	1	1	24,1
						100

No que se refere aos indicadores econômicos, o mercado para o subproduto recebeu o maior peso final, visto que foi considerado cinco vezes maior que todos os demais indicadores pelo participante (Tabela 15).

Tabela 15 - Matriz de comparações paritárias dos indicadores econômicos (Questionário 01)

- Custos de implantação (C2.1)	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Custos de operação (C2.2)
- Custos de implantação (C2.1)	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Receitas (C2.3)
- Custos de implantação (C2.1)	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Mercado para o subproduto (C2.4)

	C2.1	C2.2	C2.3	C2.4	Peso
C2.1	1	1	1	0,2	12,5
C2.2	1	1	1	0,2	12,5
C2.3	1	1	1	0,2	12,5
C2.4	5	5	5	1	62,5
					100

A comparação dos indicadores sociais pelo especialista que preencheu o Questionário 01 resultou na matriz apresentada na Tabela 16.

Tabela 16 - Matriz de comparações paritárias dos indicadores sociais (Questionário 01)

+ Geração de empregos (C3.1)	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Riscos ocupacionais (C3.2)
+ Geração de empregos (C3.1)	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Aceitação social (C3.3)
+ Geração de empregos (C3.1)	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Exposição a patógenos (C3.4)
+ Geração de empregos (C3.1)	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Benefícios à pop. baixa renda (C3.5)

	C3.1	C3.2	C3.3	C3.4	C3.5	Peso
C3.1	1	0,2	1	0,2	0,2	5,9
C3.2	5	1	5	1	1	29,4
C3.3	1	0,2	1	0,2	0,2	5,9
C3.4	5	1	5	1	1	29,4
C3.5	5	1	5	1	1	29,4
						100

Por fim, a matriz de comparações paritárias dos indicadores técnicos é apresentada na Tabela 17, com o indicador complexidade operacional e segurança apresentando o menor e maior peso relativo, respectivamente.

Tabela 17 - Matriz de comparações paritárias dos indicadores técnicos (Questionário 01)

- Complexidade operacional (C4.1)	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Mão de obra qualificada (C4.2)
- Complexidade operacional (C4.1)	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Segurança (C4.3)
- Complexidade operacional (C4.1)	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Escalabilidade (C4.4)
- Complexidade operacional (C4.1)	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Consumo de energia (C4.5)
- Complexidade operacional (C4.1)	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Suporte regulatório (C4.6)
- Complexidade operacional (C4.1)	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Subsídios (C4.7)

	C4.1	C4.2	C4.3	C4.4	C4.5	C4.6	C4.7	Peso
C4.1	1	0,2	0,14	0,33	0,33	0,33	0,33	4,0
C4.2	5	1	0,71	1,67	1,67	1,67	1,67	20,0
C4.3	7	1,4	1	2,33	2,33	2,33	2,33	28,0
C4.4	3	0,6	0,43	1	1	1	1	12,0
C4.5	3	0,6	0,43	1	1	1	1	12,0
C4.6	3	0,6	0,43	1	1	1	1	12,0
C4.7	3	0,6	0,43	1	1	1	1	12,0
								100

As matrizes obtidas para cada um dos nove questionários, com o respectivo resultado dos pesos relativos, são apresentadas nos Apêndices C, E, G, I, K, M, O, Q e S.

Os pesos relativos resultantes para cada questionário estão apresentados na Tabela 18. No presente estudo, não se buscou o consenso entre os especialistas, portanto, os pesos relativos globais foram obtidos a partir da média geométrica dos nove resultados. Considerando que a média geométrica resultou em somatórios inferiores a 100%, efetuou-se a normalização dos pesos, resultando na média geométrica normalizada.

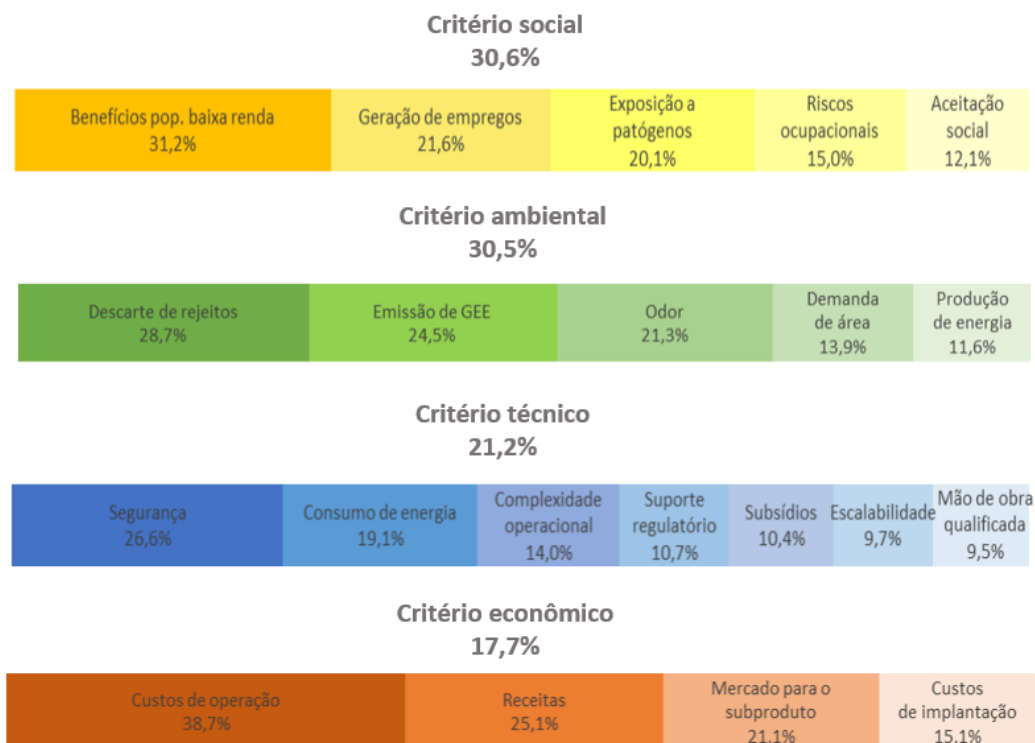
Tabela 18 - Resultado dos cálculos de pesos relativos

Critério/Indicador		Q1	Q2	Q3	Q4	Q5	Q6	Q7	Q8	Q9	MG	MGN	MA
Ambiental	C1	8,3	22,1	30	30	37,5	31,3	30	30	37,5	26,5	30,5	28,5
Econômico	C2	41,7	4,4	30	30	12,5	6,3	30	10	12,5	15,4	17,7	19,7
Social	C3	25	66,2	30	30	12,5	31,3	10	30	37,5	26,5	30,6	30,3
Técnico	C4	25	7,4	10	10	37,5	31,3	30	30	12,5	18,4	21,2	21,5
											86,8	100	100
Emissão de GEE	C1.1	3,4	27,3	18,1	38,5	54,2	41,3	8,1	20,5	9,8	18,4	24,5	24,6
Produção de energia	C1.2	24,1	9,1	3,6	7,7	18,1	4,6	2,7	6,8	29,4	8,7	11,6	11,8
Demanda de área	C1.3	24,1	9,1	6	7,7	10,8	4,6	24,3	4,1	29,4	10,4	13,9	13,3
Descarte de rejeitos	C1.4	24,1	27,3	54,2	38,5	10,8	8,3	40,5	6,8	29,4	21,5	28,7	26,7
Odor	C1.5	24,1	27,3	18,1	7,7	6	41,3	24,3	61,6	2	16	21,3	23,6
											75,0	100	100
Custos de implantação	C2.1	12,5	25	13,6	6,6	31,8	6,3	7,6	8,3	7,1	11,1	15,1	13,2
Custos de operação	C2.2	12,5	25	40,9	32,9	31,8	56,3	53	8,3	35,7	28,4	38,7	32,9
Receitas	C2.3	12,5	25	4,5	59,2	4,5	31,3	37,9	25	21,4	18,4	25,1	24,6
Mercado p/ subproduto	C2.4	62,5	25	40,9	1,3	31,8	6,3	1,5	58,3	35,7	15,5	21,1	29,3
											73,4	100	100
Geração de empregos	C3.1	5,9	9,4	11,1	19,1	41,2	5,5	12	15,8	45,5	14,1	21,6	18,4
Riscos ocupacionais	C3.2	29,4	1,9	11,1	2,1	5,9	38,2	36	5,3	15,2	9,8	15	16,1
Aceitação social	C3.3	5,9	3,1	11,1	2,1	5,9	49,1	4	15,8	15,2	7,9	12,1	12,4
Exposição a patógenos	C3.4	29,4	1,3	55,6	57,4	5,9	1,8	36	15,8	15,2	13,1	20,1	24,3
Pop. baixa renda	C3.5	29,4	84,3	11,1	19,1	41,2	5,5	12	47,4	9,1	20,4	31,2	28,8
											65,3	100	100
Escalabilidade	C4.1	4	13	15,8	3,2	4,2	5,2	7,4	26,6	6,1	7,4	9,7	9,5
Mão de obra qualificada	C4.2	20	13	5,3	16,1	21,2	1	1,5	3,8	18,4	7,2	9,5	11,1
Segurança	C4.3	28	13	15,8	16,1	21,2	25,9	22,2	26,6	18,4	20,2	26,6	20,8
Complexidade	C4.4	12	4,3	15,8	16,1	1,4	25,9	22,2	8,9	18,4	10,6	14	13,9
Consumo de energia	C4.5	12	13	15,8	16,1	38,2	36,2	22,2	3,8	6,1	14,5	19,1	18,2
Suporte regulatório	C4.6	12	39,1	15,8	16,1	0,8	5,2	2,5	3,8	30,6	8,1	10,7	14
Subsídios	C4.7	12	4,3	15,8	16,1	12,7	0,6	22,2	26,6	2	7,9	10,4	12,5
											75,9	100	100

Q: questionário; MG: média geométrica; MGN: média geométrica normalizada; MA: média aritmética.

Os resultados da ponderação do grupo são apresentados de forma ilustrativa, em grau decrescente de importância, na Figura 21.

Figura 21 - Ponderação final dos critérios e indicadores



4.5.2.1 Análise de consistência

Conforme explicado no item anterior, as respostas dos questionários permitiram preencher a primeira linha da matriz, sendo que o restante das linhas foi preenchido matematicamente pelo princípio da reciprocidade. Neste caso, se os cálculos matemáticos foram feitos corretamente, a matriz será consistente.

A título de exemplo, é apresentada na Tabela 19 o cálculo de consistência da matriz de comparações paritárias dos critérios referentes às respostas do Questionário 01.

Tabela 19 - Cálculo o índice de consistência (matriz de comparações paritárias de critérios do questionário 01)

	C1	C2	C3	C4	Vetor peso	Vetor soma ponderada	Vetor consistência	λ	CI	CR
C1	1	0,2	0,33	0,33	8,3	33,33	4	4	0	0
C2	5	1	1,67	1,67	41,7	166,67	4			
C3	3	0,6	1	1	25,0	100	4			
C4	3	0,6	1	1	25,0	100	4			

C1: ambiental; C2: econômico; C3: social; C4: técnico; λ : média do vetor consistência; CI: índice de consistência; CR: relação de consistência.

Os cálculos de consistência foram feitos para todas as matrizes de comparações paritárias e são apresentados nos Apêndices C, E, G, I, K, M, O, Q e S. Todos os cálculos resultaram em CR igual a zero, atestando a consistência dos julgamentos.

A matriz de julgamentos é apresentada na Tabela 20, contendo o resultado dos pesos relativos para cada critério e indicador, bem como os valores normalizados da matriz de avaliação.

Tabela 20 - Matriz de julgamentos

Critério	Peso	Indicador	Peso	CE	CI	DA	DA-CI	TMB-DA-CI
Ambiental (C1)	0,305	Emissão de GEE	0,245	0,12	0,12	1	0,21	0,21
		Produção de energia	0,116	0	0	1	1	1
		Demanda de área	0,139	0,28	0,6	0,9	1	0,93
		Descarte de rejeitos	0,287	1	1	0,33	1	0,33
		Odor	0,213	0,33	1	1	1	0,5
		1						
Econômico (C2)	0,177	Custos de implantação	0,151	1	0,76	0,23	0,18	0,13
		Custos de operação	0,387	1	0,62	0,64	0,25	0,18
		Receitas	0,251	0,33	0,33	0,67	1	0,67
		Mercado para o subproduto	0,211	1	1	0,33	1	0,67
		1						
Social (C3)	0,306	Geração de empregos	0,216	1	1	0,0005	0,0005	0,06
		Riscos ocupacionais	0,150	0,67	1	1	1	0,67
		Aceitação social	0,121	1	1	1	1	1
		Exposição a patógenos	0,201	0,67	1	1	1	0,67
		Benefícios pop. baixa renda	0,312	1	1	0,67	0,67	0,33
		1						
Técnico (C4)	0,212	Escalabilidade	0,097	0,33	0,67	1	1	1
		Mão de obra qualificada	0,095	1	0,67	0,33	0,33	0,33
		Segurança	0,266	1	0,67	0,67	0,67	0,67
		Complexidade tecnológica	0,140	1	0,5	0,33	0,25	0,2
		Consumo de energia	0,191	0	1	0,86	0,9	0,69
		Suporte regulatório	0,107	1	1	0,33	0,67	0
		Subsídios	0,104	0,67	0,33	0,33	0,33	0
		1						

CE: Compostagem extensiva; CI: Compostagem intensiva; DA: Digestão anaeróbia; DA-CI: Digestão anaeróbia seguida de compostagem intensiva; TMB-DA-CI: Tratamento mecânico-biológico.

4.5.3 Classificação das alternativas

A classificação das alternativas é realizada por agregação, sendo que o método AHP prevê o uso da soma ponderada. Portanto, o valor dos indicadores de cada alternativa foi multiplicado pelo peso atribuído ao respectivo indicador. Para cada critério, os valores resultantes de cada alternativa foram somados e multiplicados pelo peso do respectivo critério. O desempenho de cada alternativa é apresentado na Tabela 21.

Tabela 21 - Matriz de classificação das alternativas

Critério	Peso	Indicador	Peso	CE	CI	DA	DA-CI	TMB-DA-CI
Ambiental (C1)	0,305	Emissão de GEE	0,245	0,03	0,03	0,25	0,05	0,05
		Produção de energia	0,116	0	0	0,12	0,12	0,12
		Demanda de área	0,139	0,04	0,08	0,13	0,14	0,13
		Descarte de rejeitos	0,287	0,29	0,29	0,1	0,29	0,1
		Odor	0,213	0,07	0,21	0,21	0,21	0,11
		1	0,13	0,18	0,24	0,24	0,15	
Econômico (C2)	0,177	Custos de implantação	0,151	0,15	0,11	0,03	0,03	0,02
		Custos de operação	0,387	0,39	0,24	0,25	0,1	0,07
		Receitas	0,251	0,08	0,08	0,17	0,25	0,17
		Mercado para o subproduto	0,211	0,21	0,21	0,07	0,21	0,14
		1	0,15	0,12	0,09	0,10	0,07	
Social (C3)	0,306	Geração de empregos	0,216	0,22	0,22	0	0	0,01
		Riscos ocupacionais	0,150	0,10	0,15	0,15	0,15	0,1
		Aceitação social	0,121	0,12	0,12	0,12	0,12	0,12
		Exposição a patógenos	0,201	0,13	0,2	0,2	0,2	0,13
		Benefícios pop. baixa renda	0,312	0,31	0,31	0,21	0,21	0,1
		1	0,27	0,31	0,21	0,21	0,14	
Técnico (C4)	0,212	Escalabilidade	0,097	0,03	0,06	0,1	0,1	0,1
		Mão de obra qualificada	0,095	0,1	0,06	0,03	0,03	0,03
		Segurança	0,266	0,27	0,18	0,18	0,18	0,18
		Complexidade tecnológica	0,140	0,14	0,07	0,05	0,04	0,03
		Consumo de energia	0,191	0	0,19	0,16	0,17	0,13
		Suporte regulatório	0,107	0,11	0,11	0,04	0,07	0
		Subsídios	0,104	0,1	0,05	0,05	0,05	0
		1	0,16	0,15	0,13	0,13	0,10	
	1		0,71	0,76	0,67	0,69	0,47	

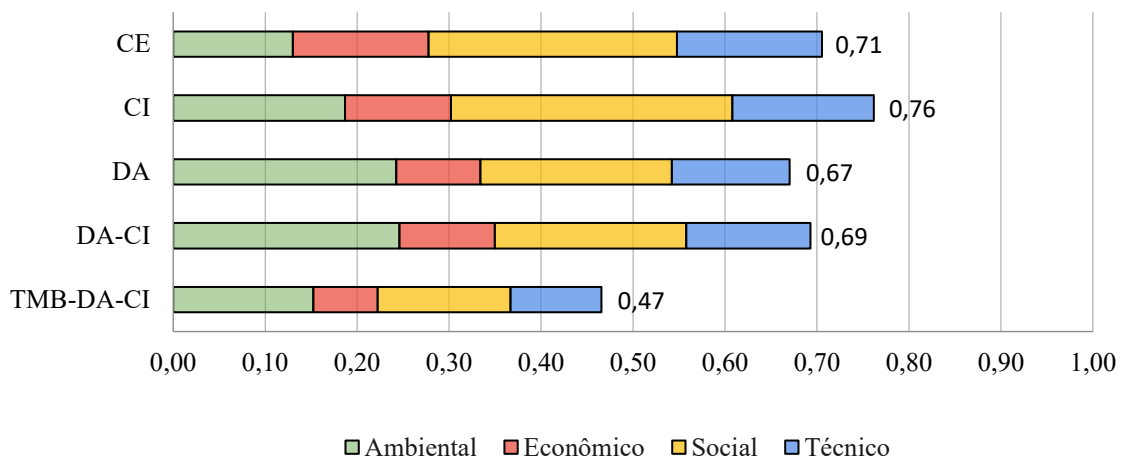
CE: Compostagem extensiva; CI: Compostagem intensiva; DA: Digestão anaeróbia; DA-CI: Digestão anaeróbia seguida de compostagem intensiva; TMB-DA-CI: Tratamento mecânico-biológico.

A última linha da tabela representa o somatório do desempenho das alternativas nos critérios ambiental, econômico, social e técnico, ou seja, a priorização final das alternativas. O ranking final resultou conforme segue:

- 1ª – Compostagem intensiva;
- 2ª – Compostagem extensiva;
- 3ª – Digestão anaeróbia seguida de compostagem intensiva;
- 4ª – Digestão anaeróbia;
- 5ª – Tratamento mecânico-biológico;

Na Figura 22 é apresentado o resultado de forma gráfica.

Figura 22 - Resultado da comparação das alternativas pelo método AHP



Para o contexto brasileiro, a aplicação da metodologia multicritério resultou em uma priorização da estratégia de compostagem intensiva, que alia os princípios da compostagem com um maior controle do processo e das emissões. Apesar de apresentar custos mais elevados, a alternativa promove maiores ganhos sociais e ambientais em relação a técnicas de compostagem mais simples.

A digestão anaeróbia apresentou melhores resultados quando combinada com pós-tratamento por compostagem. Nesta configuração o digestato é processado para permitir o seu uso no solo, aumentando os benefícios ambientais. No entanto, este não foi o critério decisivo no resultado da priorização, mas sim o critério econômico, possivelmente devido à combinação de tecnologias proporcionar a possibilidade de renda com a comercialização do composto.

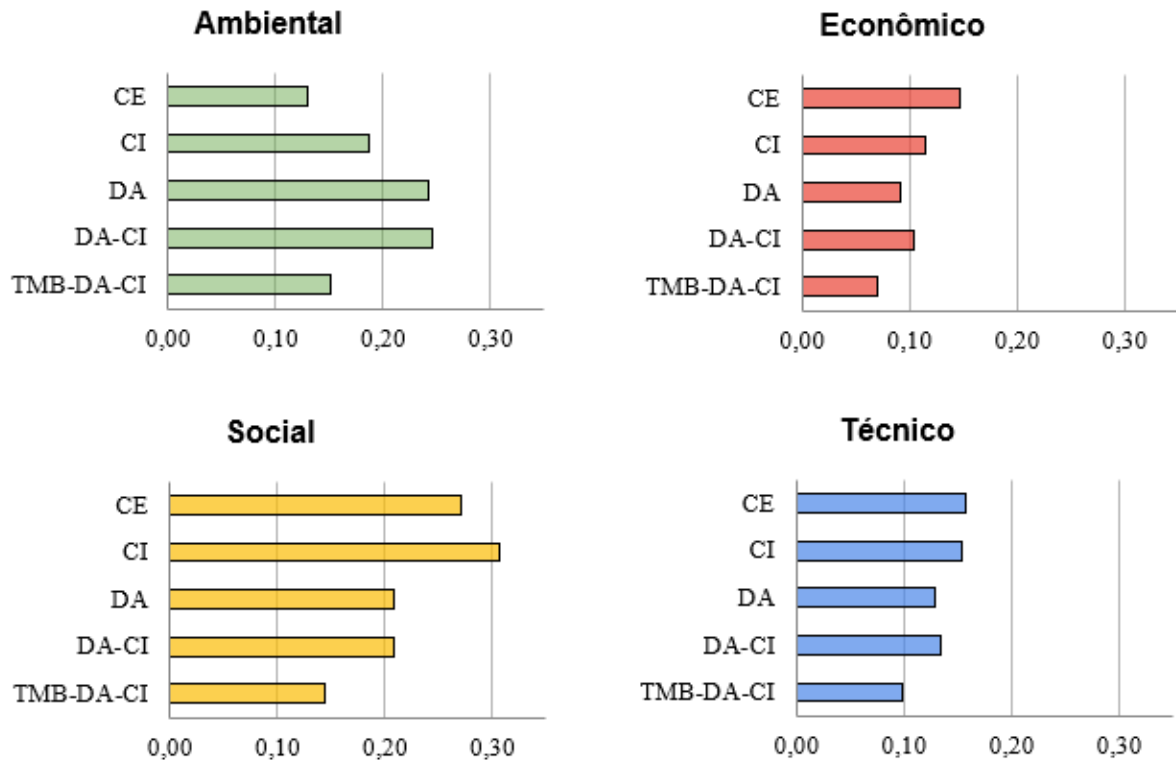
O tratamento mecânico-biológico, a partir de resíduos mistos, apresentou a menor pontuação dentre as alternativas. Além de apresentar um custo elevado, obtendo a menor pontuação no critério econômico, os ganhos ambientais e sociais são menores em relação às demais alternativas, inclusive apresentando requisitos técnicos mais complexos. É preciso considerar, no entanto, que a etapa de coleta dos resíduos, não incluída nesta análise multicritério, é menos complexa e mais acessível economicamente em relação às alternativas com separação dos RSO na fonte. Portanto, o TMB pode se mostrar mais competitivo caso o sistema de coleta seja incluído na análise multicritério.

O resultado obtido vai ao encontro do que acreditam os especialistas, de que a valorização de RSO no Brasil deve iniciar por técnicas mais simples, como a compostagem (que apresenta maior pontuação no critério técnico), para depois dominar tecnologias mais complexas como a digestão anaeróbia (REICHERT, 2021; FRICKE, 2021a).

Além disso, estudos mostram que a compostagem é a alternativa mais indicada para países em desenvolvimento, visto que a digestão anaeróbia ainda é limitada nestes países, devido aos seus altos custos e aos rigorosos requisitos operacionais associados (ZAINI *et al.*, 2015; DE MEDINA-SALAS *et al.*, 2019; MARSHALL; FARAHBAKHS, 2013). Apesar de ser uma alternativa com grandes potenciais, a compostagem extensiva apresenta escalabilidade e requisitos de controle mais baixos em relação à compostagem intensiva, fazendo com que a última se destaque em um cenário em que a valorização de orgânicos é mais difundida.

O desempenho de cada alternativa nos quatro critérios individualmente é apresentado na Figura 23.

Figura 23 - Desempenho das alternativas nos critérios ambiental, econômico, social e técnico



Observa-se que a digestão anaeróbia se destacou no aspecto ambiental, enquanto que a compostagem extensiva se destacou nos aspectos econômico e técnico. Os estudos ambientais de Análise de Ciclo de Vida (ACV) comprovam que a digestão anaeróbia se configura como a opção mais benéfica (ANGELO *et al.*, 2017; EEA, 2020). Já no quesito custos operacionais, alternativas como o aterro sanitário e a compostagem se sobressaem (ZAINI *et al.*, 2015; AL-RUMAIHI *et al.*, 2020). No critério social, pouco abordado nos estudos, a compostagem intensiva apresentou o maior destaque, resultando na alternativa prioritária. Este resultado demonstra a importância da inclusão da dimensão social nos estudos para seleção de alternativas de valorização dos resíduos orgânicos.

4.5.4 Análise de sensibilidade

Considerando que no presente estudo o julgamento dos critérios não foi realizado a partir de consenso do grupo, e sim por agregação dos julgamentos individuais de cada especialista, optou-se por discutir a sensibilidade do modelo

apresentado a partir da resposta individual de cada especialista, bem como pela média aritmética dos pesos e pesos igualitários, resultando em 11 variações de pesos relativos, conforme apresentado na Tabela 22.

Tabela 22 - Variações de pesos utilizadas na análise de sensibilidade

Critério/Indicador		Q1	Q2	Q3	Q4	Q5	Q6	Q7	Q8	Q9	MA	PI
Ambiental	C1	8,3	22,1	30	30	37,5	31,3	30	30	37,5	28,5	25
Econômico	C2	41,7	4,4	30	30	12,5	6,3	30	10	12,5	19,7	25
Social	C3	25	66,2	30	30	12,5	31,3	10	30	37,5	30,3	25
Técnico	C4	25	7,4	10	10	37,5	31,3	30	30	12,5	21,5	25
Emissão de GEE	C1.1	3,4	27,3	18,1	38,5	54,2	41,3	8,1	20,5	9,8	24,6	20
Produção de energia	C1.2	24,1	9,1	3,6	7,7	18,1	4,6	2,7	6,8	29,4	11,8	20
Demanda de área	C1.3	24,1	9,1	6	7,7	10,8	4,6	24,3	4,1	29,4	13,3	20
Descarte de rejeitos	C1.4	24,1	27,3	54,2	38,5	10,8	8,3	40,5	6,8	29,4	26,7	20
Odor	C1.5	24,1	27,3	18,1	7,7	6	41,3	24,3	61,6	2	23,6	20
Custos de implantação	C2.1	12,5	25	13,6	6,6	31,8	6,3	7,6	8,3	7,1	13,2	25
Custos de operação	C2.2	12,5	25	40,9	32,9	31,8	56,3	53	8,3	35,7	32,9	25
Receitas	C2.3	12,5	25	4,5	59,2	4,5	31,3	37,9	25	21,4	24,6	25
Mercado p/ subproduto	C2.4	62,5	25	40,9	1,3	31,8	6,3	1,5	58,3	35,7	29,3	25
Geração de empregos	C3.1	5,9	9,4	11,1	19,1	41,2	5,5	12	15,8	45,5	18,4	20
Riscos ocupacionais	C3.2	29,4	1,9	11,1	2,1	5,9	38,2	36	5,3	15,2	16,1	20
Aceitação social	C3.3	5,9	3,1	11,1	2,1	5,9	49,1	4	15,8	15,2	12,4	20
Exposição a patógenos	C3.4	29,4	1,3	55,6	57,4	5,9	1,8	36	15,8	15,2	24,3	20
Pop. baixa renda	C3.5	29,4	84,3	11,1	19,1	41,2	5,5	12	47,4	9,1	28,8	20
Escalabilidade	C4.1	4	13	15,8	3,2	4,2	5,2	7,4	26,6	6,1	9,5	14,3
Mão de obra qualificada	C4.2	20	13	5,3	16,1	21,2	1	1,5	3,8	18,4	11,1	14,3
Segurança	C4.3	28	13	15,8	16,1	21,2	25,9	22,2	26,6	18,4	20,8	14,3
Complexidade	C4.4	12	4,3	15,8	16,1	1,4	25,9	22,2	8,9	18,4	13,9	14,3
Consumo de energia	C4.5	12	13	15,8	16,1	38,2	36,2	22,2	3,8	6,1	18,2	14,3
Suporte regulatório	C4.6	12	39,1	15,8	16,1	0,8	5,2	2,5	3,8	30,6	14	14,3
Subsídios	C4.7	12	4,3	15,8	16,1	12,7	0,6	22,2	26,6	2	12,5	14,3

Q: questionário; MA: média aritmética; PI: pesos igualitários.

Aplicou-se cada um dos onze resultados de pesos relativos na matriz de avaliação, resultando na priorização de alternativas específica para cada especialista (Figura 24), para a média aritmética do grupo e para os pesos igualitários (Figura 25).

Figura 24 - Priorização das alternativas com base no resultado de pesos relativos dos nove questionários

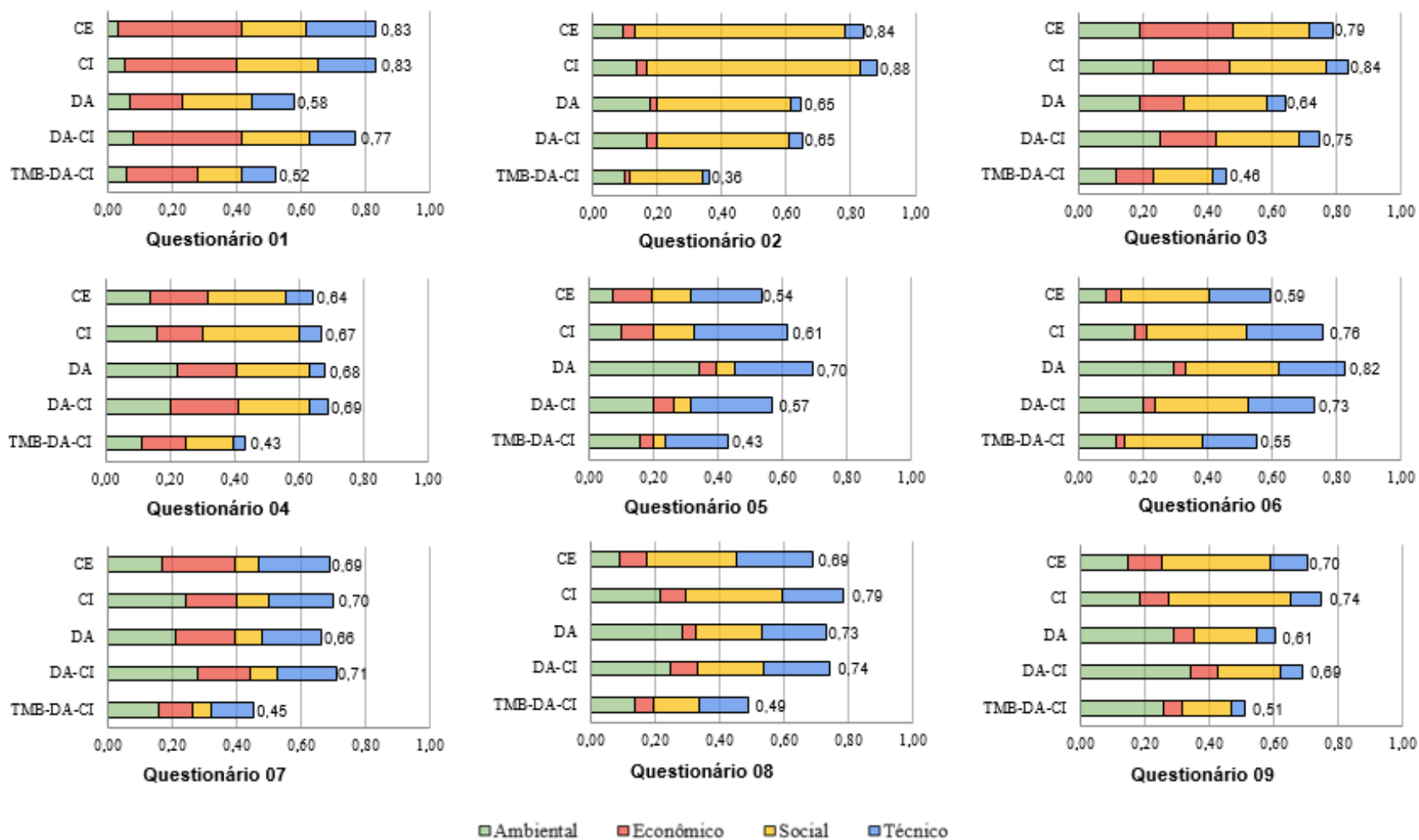
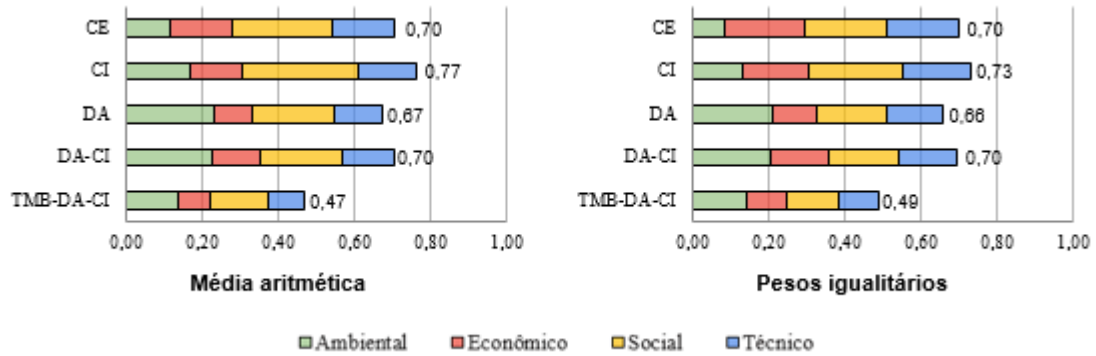


Figura 25 - Priorização das alternativas com base na média aritmética e pesos igualitários

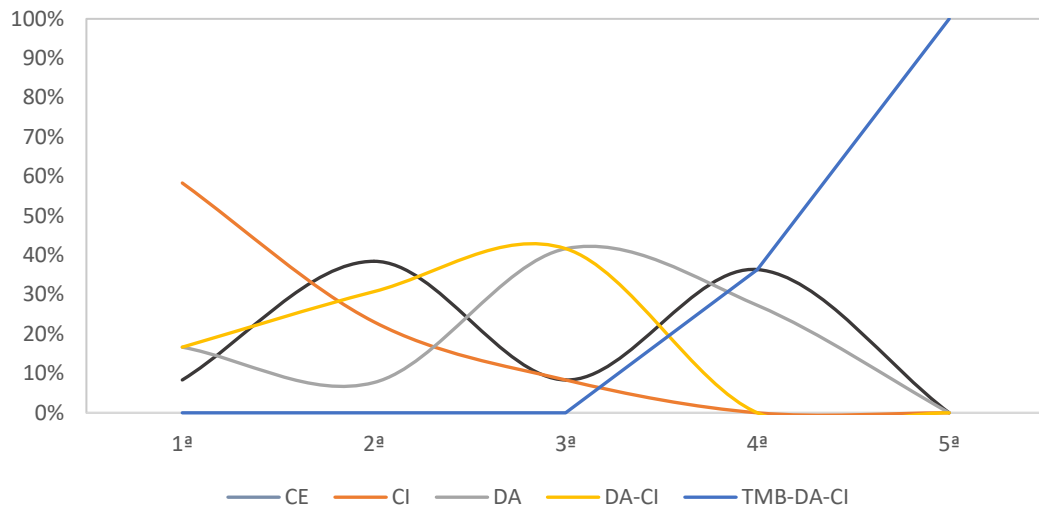


A partir dos resultados apresentados, pode-se inferir os seguintes pressupostos:

- Quando é atribuído um peso alto ao critério econômico e peso baixo ao critério ambiental, a alternativa CE se destaca e pode ganhar a primeira posição, como pode ser observado no gráfico do Questionário 01. Também neste caso, a digestão anaeróbica se aproxima da pontuação do tratamento mecânico-biológico como alternativa menos preferível;
- Quando é atribuído um peso baixo ao critério econômico, as alternativas DA e CI tendem a apresentar o melhor resultado, como pode ser observado no gráfico dos questionários 05, 06, 08 e 09;
- Quando é atribuído um peso muito alto ao critério social em detrimento dos outros, a compostagem intensiva é vencedora, como pode ser observado no gráfico do Questionário 02;
- Quando a priorização é decorrente da média aritmética e pesos igualitários (pequena variação nos pesos), não houve alteração no ranking de alternativas em relação à priorização final (média geométrica). Verifica-se apenas o empate entre as alternativas CE e DA-CI, em segundo lugar. Pode-se considerar, portanto, que esta é a situação mais sensível, ou seja, pequenas alterações nos pesos ou valores dos indicadores podem reverter o resultado.

Na Figura 26 é possível verificar a frequência de distribuição das priorizações, ou seja, quantas vezes uma alternativa esteve em determinada posição do ranking, considerando as onze variações de peso.

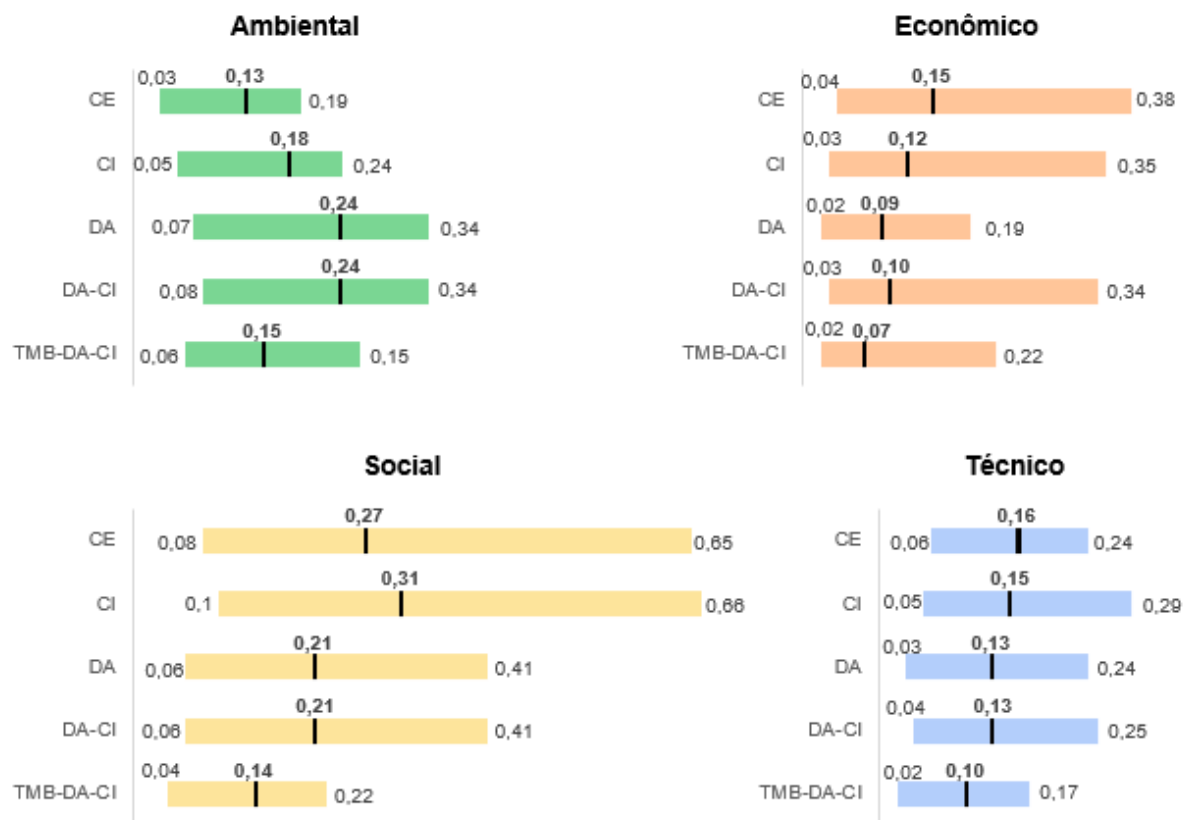
Figura 26 - Distribuição das priorizações considerando as 11 combinações de peso



Observa-se que a compostagem intensiva esteve 60% (ou 7 vezes) na primeira posição, enquanto o tratamento mecânico-biológico esteve 100% das vezes na última posição. Entende-se, portanto, que a metodologia desenvolvida é pouco sensível a pequenas variações de pesos, visto que a priorização foi poucas vezes alterada ao aplicar as onze variações de peso.

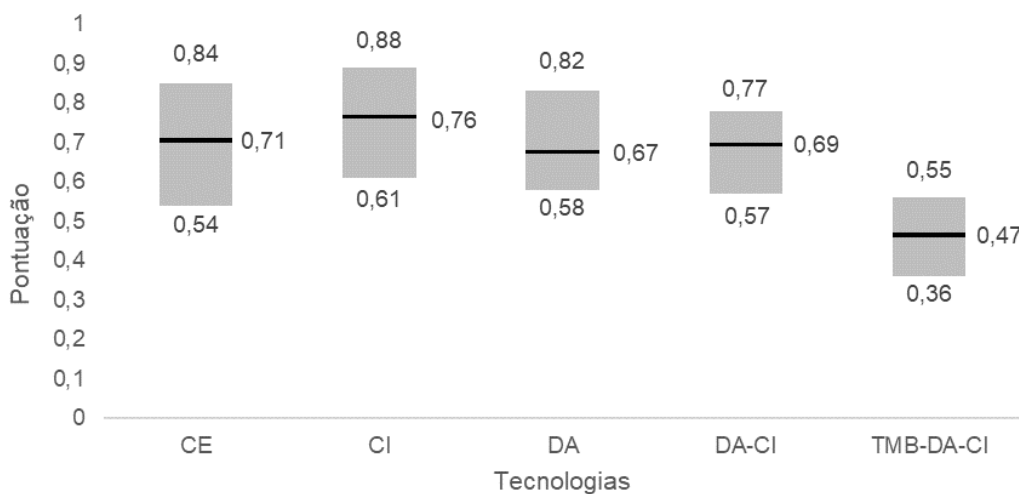
A fim de compreender a dispersão das avaliações individuais de cada especialista, foram elaborados os gráficos apresentados na Figura 27. Nota-se que a maior divergência de julgamentos ocorreu com relação ao critério social. Por outro lado, no critério técnico a pontuação individual mais se aproximou da média geométrica.

Figura 27 - Variação das pontuações dos critérios para cada alternativa considerando as 11 combinações de peso



Também foi avaliada a variação da pontuação final de cada alternativa, como mostrado na Figura 28.

Figura 28 - Pontuação mínima, máxima e resultado final de cada alternativa



A alternativa que apresentou maior variação entre a pontuação mínima e máxima foi a compostagem extensiva, enquanto o tratamento mecânico biológico apresentou a menor variação. De uma forma geral, o resultado final a partir da média geométrica se aproximou da média aritmética.

5 CONCLUSÕES

A metodologia apresentada permite reduzir as incertezas no processo de tomada de decisão quanto à seleção de rotas tecnológicas para valorização dos resíduos orgânicos, aumentando as chances de uma implementação bem-sucedida, e promovendo um suporte mais abrangente para os tomadores de decisão.

A priorização de 5 rotas tecnológicas para o Brasil foi obtida a partir da aplicação do método AHP, compreendendo o desempenho das alternativas em relação a um conjunto representativo de 21 indicadores, dentre eles ambientais, econômicos, sociais e técnicos, e da ponderação realizada por um grupo de 9 especialistas.

A dimensão social foi determinante para a priorização das alternativas, obtendo o maior peso relativo dentre os critérios, seguida pelo critério ambiental. O critério técnico foi considerado o menos relevante. Descarte de rejeitos, custos de operação, benefícios à população de baixa renda e segurança foram os indicadores mais importantes dentre cada critério, na opinião dos especialistas.

Para o contexto brasileiro, a aplicação da metodologia resultou em uma priorização da estratégia de compostagem intensiva, que alia os princípios da compostagem com um maior controle do processo e das emissões. Apesar de apresentar custos mais elevados, a alternativa promove maiores ganhos sociais, ambientais e técnicos em relação a sistemas de compostagem mais simples.

A digestão anaeróbia apresentou resultados ligeiramente melhores quando combinada com pós-tratamento por compostagem, em consequência da melhor pontuação obtida no critério econômico.

O tratamento mecânico-biológico, a partir de resíduos mistos, apresentou a menor pontuação dentre as alternativas. Além de apresentar um custo elevado, os ganhos ambientais e sociais são menores em relação às demais alternativas. É preciso ressaltar, no entanto, que a etapa de coleta e transporte dos resíduos não foi analisada nesta pesquisa. Neste quesito, o TMB possivelmente obteria uma pontuação multicritério maior que as outras alternativas, já que a coleta de resíduos mistos é menos complexa e mais acessível economicamente se comparada às alternativas que demandam coleta diferenciada. Portanto, o TMB pode se mostrar mais competitivo caso o sistema de coleta seja incluído na análise multicritério.

Na análise de sensibilidade, as alternativas de compostagem prevaleceram quando foi atribuído maior peso ao critério econômico, enquanto que a digestão anaeróbia se destacou quando o critério ambiental foi considerado mais importante. O resultado final de priorização das alternativas, no entanto, foi pouco sensível a pequenas variações nos pesos dos critérios e indicadores.

Essa pesquisa se mostra como um importante auxílio ao planejamento de políticas públicas e uma ferramenta eficiente de suporte à tomada de decisão em casos concretos, inclusive permitindo a inclusão de novas alternativas, julgamentos e indicadores.

6 RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Recomenda-se que em trabalhos futuros a etapa de coleta e transporte seja considerada na avaliação comparativa das rotas tecnológicas, de forma a alcançar uma análise integrada.

Sugere-se também a utilização de mais do que um método multicritério, com abordagens diferentes e incluindo a utilização de softwares, a fim de discutir a possível alteração nos resultados e realizar uma análise de sensibilidade mais completa.

Com relação às alternativas, é interessante que outras variações da compostagem sejam avaliadas, especialmente o sistema em reatores fechados, que apresenta inúmeras configurações e é muito promissor.

Recomenda-se, ainda, que sejam promovidas maiores discussões acerca do conjunto de indicadores, através de um painel de especialistas, com a tentativa de alcançar um consenso a respeito dos julgamentos.

A análise de casos concretos é encorajada pois proporcionará a validação da metodologia. Quando analisados casos específicos, recomenda-se que sejam realizadas Análise do Ciclo de Vida e Análise do Custo de Vida para compor os indicadores do método multicritério, de forma a obter resultados mais robustos e, assim, traduzir melhor a realidade estudada.

REFERÊNCIAS

ABRELPE. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2020**. São Paulo, ABRELPE, 2020. Disponível em: <https://abrelpe.org.br/panorama-2020/>

ABRELPE. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2021**. São Paulo, ABRELPE, 2021. Disponível em: <https://abrelpe.org.br/panorama-2021/>

ABRELPE. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2022**. São Paulo, ABRELPE, 2022. Disponível em: <https://abrelpe.org.br/download-panorama-2022/>.

ABU, R *et al.* Multi-criteria decision approach with stakeholders for food waste management. *In: 3rd Asia Pacific Regional Conference on Food Security. Anais [...]*. Malaysia: ARCoFS, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1088/1755-1315/756/1/012005>

AL-AOMAR, R.; HAROUN, A.; OSMAN, A. A comprehensive approach to the feasibility assessment of on - campus food waste composting. **Integrated Environmental Assessment and Management**, v. 18, n. 4, p. 964–977, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/ieam.4529>

AL-RUMAIHI, Aisha *et al.* Environmental impact assessment of food waste management using two composting techniques. **Sustainability**, v. 12, n. 4, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/su12041595>

ANA. AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO. **ANA aprova norma de referência para contribuir para o fim dos lixões**. Brasília, 2021. Disponível em: <https://www.gov.br/ana/pt-br/assuntos/noticias-e-eventos/noticias/ana-aprova-norma-de-referencia-para-contribuir-para-o-fim-dos-lixoes>. Acesso em: 29 jan. 2022.

ANGELO, Ana Carolina Maia *et al.* Life Cycle Assessment and Multi-criteria Decision

Analysis: Selection of a strategy for domestic food waste management in Rio de Janeiro. **Journal of Cleaner Production**, v. 143, p. 744–756, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.12.049>

AYALA, Néstor Fabián; FRANK, Alejandro Germán. Métodos de análise multicritérial: uma revisão das forças e fraquezas. *In*: Semana de la Ingeniería de Producción Sudamericana. **Anais [...]** Gramado: XIII SEPROSUL, 2013.

BABALOLA, Micky A. A Multi-Criteria Decision Analysis of Waste Treatment Options for Food and Biodegradable Waste Management in Japan. **Environments**, v. 2, p. 471–488, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/environments2040471>

BABALOLA, Micky A. A benefit-cost analysis of food and biodegradable waste treatment alternatives: The case of Oita City, Japan. **Sustainability**, v. 12, p. 1916, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/su12051916>

BERNAD-BELTRÁN, D.; SIMÓ, A.; BOVEA, M. D. Attitude towards the incorporation of the selective collection of biowaste in a municipal solid waste management system: A case study. **Waste Management**, v. 34, n. 12, p. 2434–2444, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.08.023>

BRASIL. **Decreto nº 10.936 de 12 de janeiro de 2022**. Regulamenta a Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010 [...]. Brasília: Presidência da República, 2022a.

BRASIL. **Instrução Normativa MAPA nº 61 de 8 de julho de 2020**. Estabelece as regras sobre definições [...] dos fertilizantes orgânicos e dos biofertilizantes, destinados à agricultura. Brasília: Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, Secretaria de Defesa Agropecuária, 2020.

BRASIL. **Lei nº 11.445 de 05 de janeiro de 2007**. Estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico [...]. Brasília: Presidência da República, 2007.

BRASIL. **Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010**. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos [...]. Brasília: Presidência da República, 2010.

BRASIL. MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA E INOVAÇÃO. **Estimativas anuais de emissões de gases de efeito estufa no Brasil**. Brasília, 2ª edição,

2014. Disponível em: https://www.gov.br/mcti/pt-br/acompanhe-o-mcti/sirene/publicacoes/estimativas-anuais-de-emissoes-gee/arquivos/estimativas_2ed.pdf

BRASIL. MINISTÉRIO DO DESENVOLVIMENTO REGIONAL. **Plano Nacional de Saneamento Básico - Plansab. Relatório de Avaliação Anual 2019. Nota Técnica.** Brasília: Secretaria Nacional de Saneamento, 2021a.

BRASIL. MINISTÉRIO DO DESENVOLVIMENTO REGIONAL. **Diagnóstico Temático: Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos. Visão Geral 2020.** Brasília: Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento, 2021b.

BRASIL. MINISTÉRIO DO DESENVOLVIMENTO REGIONAL. **Diagnóstico Temático: Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos. Visão Geral 2021.** Brasília: Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento, 2022c.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Compostagem Doméstica, Comunitária e Institucional de Resíduos Orgânicos. Manual de Orientação.** Brasília: Centro de Estudos e Promoção da Agricultura de Grupo, 2017a. Disponível em: www.mma.gov.br. Acesso em: 15 maio 2021.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. CAIXA ECONÔMICA FEDERAL. **EDITAL FNMA / FSA nº 01/2017: Apoio a Projetos de Compostagem.** Brasília, 2017b. Disponível em: https://www.gov.br/mma/pt-br/aceso-a-informacao/apoio-a-projetos/fundo-nacional-do-meio-ambiente/arquivos-editais/Edital_2017.pdf

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Plano Nacional de Resíduos Sólidos - PLANARES.** Brasília: Secretaria de Qualidade Ambiental, 2022b. Disponível em: https://www.gov.br/mma/pt-br/aceso-a-informacao/acoes-e-programas/agendaambientalurbana/lixao-zero/plano_nacional_de_residuos_solidos-1.pdf

BRASIL. **Portaria nº 52 de 15 março de 2021.** Estabelece o Regulamento Técnico para os Sistemas Orgânicos de Produção [...]. Brasília: Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 2021d.

BRASIL. **Resolução ANA nº 79 de 14 de junho de 2021.** Aprova a Norma de

Referência nº 1 [...]. Brasília: Ministério do Desenvolvimento Regional, Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico, 2021c.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 481 de 03 de outubro de 2017**. Estabelece critérios e procedimentos para garantir o controle e a qualidade ambiental do processo de compostagem [...]. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente, 2017c.

BRENES-PERALTA, L.; JIM, F.; CAMPOS-RODR, R. Decision-making process in the circular economy: A case study on University food waste-to-energy actions in Latin America. **Energies**, v. 13, p. 2291, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/en13092291>

BUYUK, A. M.; TEMUR, G. T. Food waste treatment option selection through spherical fuzzy AHP. **Journal of Intelligent & Fuzzy Systems**, v. 42, p. 97–107, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.3233/JIFS-219178>

CARDOSO, Clarice Schlickmann Rottgers. **Análise comparativa dos métodos de coleta seletiva de RSO por bombonas e contentores no município de Florianópolis/SC**. 2022. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Sanitária e Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2022.

CHADDERTON, Colin *et al.* Decision support for selection of food waste technologies at military installations. **Journal of Cleaner Production**, v. 141, p. 267–277, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.08.091>

CHEN, Ting *et al.* Solid digestate disposal strategies to reduce the environmental impact and energy consumption of food waste-based biogas systems. **Bioresour Technol**, v. 325, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.124706>

COELHO, Lineker M. Goulart; LANGE, Liséte C.; COELHO, Hosmanny M.G. Multi-criteria decision making to support waste management: A critical review of current practices and methods. **Waste Management and Research**, v. 35, p. 3–28, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1177/0734242X16664024>

BRITISH COLUMBIA. **Organic Matter Recycling Regulation Amendment - Backgrounder**. British Columbia: Ministry of Environment, 2016a.

BRITISH COLUMBIA. **Organic Matter Recycling Regulation Amendment – Fact Sheet**. British Columbia: Ministry of Environment, 2016b.

DE MEDINA-SALAS, Lorena *et al.* Valorisation of the organic fraction of municipal solid waste. **Waste Management and Research**, v. 37, n. 1, p. 59–73, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1177/0734242X18812651>

DELGADO, Monica *et al.* A decision support tool for planning biowaste management systems. **Journal of Cleaner Production**, v. 242, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118460>

DISTRITO FEDERAL. **Lei nº 5.610 de 16 de fevereiro de 2016**. Dispõe sobre a responsabilidade dos grandes geradores de resíduos sólidos e dá outras providências. Brasília: Assembleia Legislativa do Distrito Federal, 2016.

EEA. EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY. **Bio-waste in Europe - turning challenges into opportunities**. Luxemburgo: EEA, 2020. Disponível em: <https://www.eea.europa.eu/publications/bio-waste-in-europe>.

ENVIRONMENT CANADA. **Technical Document on Municipal Solid Waste Organics Processing**. Gatineau: Environment Canada, 2013. Disponível em: https://www.nswai.org/docs/Technical_Document_MSW_Organics_Processing_2013.pdf

EPEM S.A. ENVIRONMENTAL PLANNING, Engineering & Management. **Database of Waste Management Technologies**. Grécia, 2014. Disponível em: <https://www.epem.gr/waste-c-control/database/>.

EUROPEAN COMMISSION. **Integrated Pollution Prevention and Control. Reference Document on best available techniques for the Waste Treatment Industries**. Europe: *Publications Office of the European Union*, 2006. Disponível em: <https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/782f0042-d66f-11e8-9424-01aa75ed71a1/language-en>

FADE/UFPE. FUNDAÇÃO DE APOIO AO DESENVOLVIMENTO DA UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO. **Análise das Diversas Tecnologias de Tratamento e Disposição Final de Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil, Europa, Estados Unidos e Japão**. Jaboatão dos Guararapes: Grupo de Resíduos Sólidos - UFPE, 2014.

FCM. FEDERATION OF CANADIAN MUNICIPALITIES. **Waste Diversion Success Stories from Canadian Municipalities**. Ottawa: FCM, 2009. Disponível em: <https://www.yumpu.com/en/document/view/20589288/waste-diversion-success-stories-from-canadian-municipalities-fcm>

FERREIRA, Carolina Xavier. **Avaliação de sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos: Uma revisão sobre modelos e indicadores de performance**. 2019. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Sanitária e Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2019.

FLORIANÓPOLIS. **Plano municipal de coleta seletiva. Relatório Parcial 2 - Caracterização dos resíduos sólidos da coleta convencional e seletiva**.

Florianópolis, 2016. Disponível em:

<https://www.pmf.sc.gov.br/entidades/saneamento/index.php?cms=produtos&menu=9&submenuid=1573>.

FREITAS, F. F. *et al.* The Brazilian market of distributed biogas generation: Overview, technological development and case study. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 101, p. 146–157, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.11.007>

FRICKE, Klaus. **Biotechnologies for organic waste recovery. Parte I**. *In*: Aula Virtual – Rede de Universidades. Braunschweig: ProteGEER, 2021a. Disponível em: https://www.youtube.com/watch?v=dtqvbbwXz_o. Acesso em: 15 de fevereiro de 2023.

FRICKE, Klaus. **Sustainable waste management in Germany: current development and tendencies**. *In*: Aula Virtual – Rede de Universidades. Braunschweig: ProteGEER, 2021b. Disponível em: Acesso em: 15 de fevereiro de

2023.

FRICKE, Klaus; SANTEN, Heike; WALLMANN, Rainer. Comparison of selected aerobic and anaerobic procedures for MSW treatment. **Waste Management**, v. 25, p. 799–810, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2004.12.018>

FRICKE, Klaus *et al.* **Aplicação do Tratamento Mecânico-biológico de resíduos no Brasil**. 1ª ed. Braunschweig: Tu Braunschweig, 2007.

FRICKE, Klaus *et al.* **Gestão Sustentável de Resíduos Sólidos Urbanos: transferência de experiência entre a Alemanha e o Brasil. Parte I**. Braunschweig: Technische Universität Braunschweig, 2015. *E-book*.

GANDHI, Paras *et al.* Multicriteria decision model and thermal pretreatment of hotel food waste for robust output to biogas: Case study from city of Jaipur, India. **BioMed Research International**, v. 2018, 2018. Disponível em: <https://doi.org/https://doi.org/10.1155/2018/9416249>

GIL, Antônio Carlos. **Métodos e técnicas de pesquisa social**. 6ª ed. São Paulo: Editora Atlas S.A., 2008.

GKOULIAS, K.; PALANTZAS, G.; NALMPANTIS, D. Development of an on-spot bio-waste screening methodology with vehicle selection using multi-criteria decision analysis (MCDA): Implementation in the municipality of Chalkis, Greece. *In*: 5th Conference on Sustainable Urban Mobility. **Anais [...]**. Grécia: 2020. Disponível em: https://doi.org/https://doi.org/10.1007/978-3-030-61075-3_76

GOMES, Kesia Guedes Arraes. **Um método multicritério para localização de unidades celulares de intendência da FAB**. 2009. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) - Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro - PUC-RIO, Rio de Janeiro, 2009.

GUERRERO, Lilliana Abarca; MAAS, Ger; HOGLAND, William. Solid waste management challenges for cities in developing countries. **Waste Management**], v. 33, n. 1, p. 220–232, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.09.008>

HO, William. Integrated analytic hierarchy process and its applications: A literature review. **European Journal of International Research**, v. 186, p. 211–228, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ejor.2007.01.004>

IACOVIDOU, Eleni; VOULVOULIS, Nikolaos. Sustainable food waste management: A multi-criteria approach for assessing the use of food waste disposal units and the anaerobic co-digestion of separately collected food waste with sewage sludge. *In: 5th International Conference on Sustainable Solid Waste Management. Anais [...].* Atenas: 2017.

IACOVIDOU, Eleni; VOULVOULIS, Nikolaos. A multi-criteria sustainability assessment framework: development and application in comparing two food waste management options using a UK region as a case study. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 36, p. 35821–35834, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2479-z>

IPCC. PAINEL INTERGOVERNAMENTAL DE MUDANÇAS CLIMÁTICAS. **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 5: Waste. Chapter 4: Biological treatment of solid waste.** Hayama, Japan: Institute for Global Environmental Strategies (IGES), 2006. Disponível em: <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/>. Acesso em: 10 nov. 2022.

IPEA. INSTITUTO ECONÔMICO DE PESQUISA APLICADA. **Diagnóstico dos Resíduos Sólidos Urbanos.** Brasília: Secretaria de Assuntos Estratégicos da Presidência da República, 2012. Disponível em: https://www.ipea.gov.br/portal/images/stories/PDFs/relatoriopesquisa/121009_relatorio_residuos_solidos_urbanos.pdf. Acesso em: 28 maio 2021.

JEDRCZAK, Andrzej. Composting and fermentation of biowaste - advantages and disadvantages of processes. **Civil and Environmental Engineering Reports**, v. 28, n. 4, p. 71–87, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.2478/ceer-2018-0052>

KARAGIANNIDIS, A; PERKOULIDIS, G. A multi-criteria ranking of different technologies for the anaerobic digestion for energy recovery of the organic fraction of municipal solid wastes. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 8, p. 2355–2360, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.11.033>

KAZA, Silpa *et al.* **WHAT A WASTE 2.0. A global snapshot of solid waste management to 2050**. Washington: World Bank Group, 2018. Disponível em: <https://datatopics.worldbank.org/what-a-waste/>.

KIJAK, Robert; MOY, David; GOLDSTON, James. Assessment of organic waste management options against the sustainability criteria. **The environmental engineer**, 2002.

LIU, Kung-ming *et al.* Improving the food waste composting facilities site selection for sustainable development using a hybrid modified MADM model. **Waste Management**, v. 75, p. 44–59, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.02.017>

LLANO, Tamara; DOSAL, Elena; LINDORFER, Johannes. Application of Multi-Criteria Decision-Making Tools for Assessing Biogas Plants: A Case Study in Reykjavik, Iceland. **Water**, v. 13, p. 2150, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w13162150>

LOHRI, Christian Riuji; RODI, Ljiljana; ZURBRÜGG, Christian. Feasibility assessment tool for urban anaerobic digestion in developing countries. **Journal of Environmental Management**, v. 126, p. 122–131, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.04.028>

LOUIS, Garrick E; MAGPILI, Luna Mylene; PINTO, C Ariel. Multi-Criteria Decision Making and composting of waste in the municipality of Bacoor in the Philippines. **International Journal of Environmental Technology and Management**, v. 7, p. 351–368, 2007. Disponível em: <https://doi.org/https://doi.org/10.1504/IJETM.2007.015151>

LUCENA, Arthur Felipe Echs; MORI, Luci Mercedes de. Uso do Analytic Hierarchy Process (AHP) para Hierarquização de Métodos de Mensuração do Grau de Aplicação da Construção Enxuta. **Revista Gestão Industrial**, Ponta Grossa, v. 14, n. 4, p. 48-69, out/dez 2018. Disponível em: <https://periodicos.utfpr.edu.br/revistagi>

MADADIAN, Edris; AMIRI, Leila; ABDOLI, Mohammad Ali. Application of Analytic Hierarchy Process and Multicriteria Decision Analysis on Waste Management: A Case Study in Iran. **Environmental Progress & Sustainable Energy**, v. 32, n. 3, p.

810–817, 2013.

MAGALHÃES, Vanessa S. M.; FERREIRA, L. M. I. D. F.; SILVA, C. Prioritising food loss and waste mitigation strategies in the fruit and vegetable supply chain: A multi-criteria approach. **Sustainable Production and Consumption**, v. 31, p. 569–581, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.spc.2022.03.022>

MAKAN, A.; FADILI, A. Sustainability assessment of large-scale composting technologies using PROMETHEE method. **Journal of Cleaner Production**, v. 261, p. 121244, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121244>

MARSHALL, R. E.; FARAHBAKHS, K Systems approaches to integrated solid waste management in developing countries. **Waste Management**, v. 33, n. 4, p. 988–1003, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.12.023>

MASEBINU, S. O. *et al.* Environmental Sustainability: Multi-Criteria Decision Analysis for Resource Recovery from Organic Fraction of Municipal Solid Waste. In: IEEE International Conference on Industrial Engineering and Engineering Management. **Anais [...]**, Bali: IEEE, 2016.

MATTOS, Bruno De Oliveira; AMIM, Lucas Oliveira. **Estudo de alternativas para a gestão de resíduos orgânicos da cidade do Rio de Janeiro**. 2022. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Química e Engenharia de Bioprocessos) – Escola de Química. Rio de Janeiro, 2022.

MAYER, Felix *et al.* Economic and environmental life cycle assessment of organic waste treatment by means of incineration and biogasification. Is source segregation of biowaste justified in Germany? **Science of the Total Environment**, v. 721, p. 137731, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137731>

MERSONI, C.; REICHERT, G. A. Aplicação da Avaliação do Ciclo de Vida como técnica de apoio à decisão no gerenciamento de resíduos sólidos urbanos no município de Garibaldi/RS. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, n. 5, p. 863–875, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522017150351>

MORRISSEY, A. J.; BROWNE, J. Waste management models and their application to sustainable waste management. **Waste Management**, v. 24, n. 3, p. 297–308, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2003.09.005>

MPANANG'OMBE, Wrixon *et al.* A Biowaste Treatment Technology Assessment in Malawi. **Recycling**, v. 3, p. 55, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/recycling3040055>

NOURI, J. *et al.* Comparison of solid waste management scenarios based on life cycle analysis and multi-criteria decision making (Case study: Isfahan city). **Iranian Journal of Science & Technology**, v. 38A3, p. 257–264, 2014. Disponível em: https://ijsts.shirazu.ac.ir/article_2271.html

OBRIOT, Fiona *et al.* Multi-criteria indices to evaluate the effects of repeated organic amendment applications on soil and crop quality. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 232, p. 165–178, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.08.004>

PARLAMENTO EUROPEU. **Diretiva (UE) 2018/850 [...] relativa à deposição de resíduos em aterros**. Europa, Jornal Oficial da União Europeia: 2018a. Disponível em: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/PDF/?uri=CELEX:32018L0850&from=PT>

PARLAMENTO EUROPEU. **DIRETIVA (UE) 2018/851 [...] relativa aos resíduos**. Europa, Jornal Oficial da União Europeia: 2018b. Disponível em: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/PDF/?uri=CELEX:32018L0851&from=PT>

PASCHOALIN FILHO, J. A. *et al.* Stakeholder views of source separation collection programme in East São Paulo, Brazil. **Waste Management and Research**, v. 39, n. 1, p. 93–100, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1177/0734242X20972774>

PASSOS, Anderson Campos. **Definição de um índice de qualidade para distribuidoras de energia elétrica utilizando o apoio multicritério à decisão e análise de séries temporais**. 2010. Dissertação (Mestrado em Engenharia Elétrica) - Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010.

PENELUC, Magno da Conceição; SILVA, Sueli Almuiña Holmer. Educação

ambiental aplicada à gestão de resíduos sólidos: análise física e das representações sociais. **Revista FACED**, Salvador, v. 14, p. 135-165, 2008. Disponível em: <http://arquivo.ambiente.sp.gov.br/cea/2016/08/R3.pdf>

PRATES, Luisa Ferolla Spyer *et al.* Experiência alemã com tratamento mecânico-biológico de resíduos sólidos urbanos. *In: 7º Fórum Internacional de Resíduos Sólidos. Anais [...]*. Porto Alegre, 2016.

PROBIOGÁS. SECRETARIA NACIONAL DE SANEAMENTO. **Tecnologias de digestão anaeróbia com relevância para o Brasil: substratos, digestores e uso de biogás**. Brasília: Ministério das Cidades, 2015. Disponível em: <https://antigo.mdr.gov.br/images/stories/ArquivosSNSA/probiogas/probiogas-tecnologias-biogas.pdf>

PROBIOGÁS. SECRETARIA NACIONAL DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Viabilidade econômica de projetos de valorização integrada de Resíduos Sólidos Urbanos com produção de biogás**. Brasília: Ministério das Cidades, 2017. Disponível em: https://antigo.mdr.gov.br/images/stories/ArquivosSNSA/probiogas/Viabilidade_RSU.pdf.

PUBULE, Jelena *et al.* Finding an optimal solution for biowaste management in the Baltic States. **Journal of Cleaner Production**, v. 88, p. 214–223, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.04.053>

REICHERT, Geraldo Antônio. **Rotas Tecnológicas para RSU – Resíduos sólidos urbanos**. *In: Curso Virtual Sustentabilidade no manejo de resíduos sólidos urbanos: encerramento de lixões e próximos passos*. [S. l.]: ProteGEEr, 2021. Disponível em: <https://www.gov.br/mdr/pt-br/assuntos/saneamento/protegeer/biblioteca/RotasTecnologicasGeraldoReichert29e30.11.21.pdf>. Acesso em: 6 fev. 2023.

RICCI-JÜRGENSEN, Marco; GILBERT, Jane; RAMOLA, Aditi. **Global assessment of municipal organic waste production and recycling**. Rotterdam: International Solid Waste Association, 2020. Disponível em: <https://www.iswa.org/iswa/iswa-groups/working-groups/>.

RODRIGUES, C.A. O. *et al.* **Caderno temático: Valorização de Resíduos Orgânicos**. Brasília: Ministério do Desenvolvimento Regional, 2020. Disponível em: <https://antigo.mdr.gov.br/saneamento/plansab/consulta-publica/cadernos-tematicos>.

SAATY, Thomas L. Decision making with the analytic hierarchy process. **International Journal of Services Sciences**, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1504/IJSSCI.2008.017590>

SAN MARTIN, D. *et al.* Decision Making Supporting Tool Combining AHP Method with GIS for Implementing Food Waste Valorisation Strategies. **Waste and Biomass Valorization**, v. 8, n. 5, p. 1555–1567, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s12649-017-9976-z>

SAN MARTIN, D. *et al.* Multi-criteria assessment of the viability of valorising vegetable by-products from the distribution as secondary raw material for animal feed. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, p. 15716–15730, 2021. Disponível em: <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s11356-020-11752-6>

SANJUAN-DELMÁS, David *et al.* Sustainability assessment of organic waste management in three EU Cities: Analysing stakeholder-based solutions. **Waste Management**, v. 132, p. 44–55, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.07.013>

SÃO PAULO. **Resolução SMA nº 102 de 20 de dezembro de 2012**. Dispõe sobre dispensa de licenciamento ambiental para as atividades de compostagem e vermicompostagem [...]. São Paulo: Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 2012. Disponível em: <https://www.infraestruturameioambiente.sp.gov.br/legislacao/2013/10/resolucao-sma-102-2013/>

SHAHNAZARI, A.; POURDEJ, H.; KHARAGE, M. D. Ranking of organic fertilizer production from solid municipal waste systems using analytic hierarchy process (AHP) and VIKOR models. **Biocatalysis and Agricultural Biotechnology**, v. 32, p. 101946, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.bcab.2021.101946>

SHAW, P. J.; SMITH, M. M.; WILLIAMS, I. D. On the prevention of avoidable food waste from domestic households. **Recycling**, v. 3, n. 2, 2018. Disponível em:

<https://doi.org/10.3390/recycling3020024>

SHUKOR, Junidah Abdul *et al.* Assessment of composting technologies for organic waste management. **International Journal of Technology**, v. 8, p. 1579–1587, 2018. Disponível em: <https://doi.org/https://doi.org/10.14716/ijtech.v9i8.2754>

SILVA, B. M. *et al.* **Critérios Técnicos Para Elaboração De Projeto, Operação E Monitoramento De Pátios De Compostagem De Pequeno Porte**. [S. l.]: FAPESC, 2017. Disponível em: <https://in.ima.sc.gov.br/instrucaoNormativa/downloadAnexo/120>

SLAVÍK, J.; DOLEJ, M.; RYBOV, K. Mixed-method approach incorporating Geographic information system (GIS) tools for optimizing collection costs and convenience of the biowaste separate collection. **Waste Management**, v. 134, p. 177–186, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.07.018>

SOTO-PAZ, Jonathan *et al.* A Multi-criteria Decision Analysis of Co-substrate Selection to Improve Biowaste Composting: a Mathematical Model Applied to Colombia. **Environmental Processes**, 2019. Disponível em: <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s40710-019-00387-6>

THENGANE, S. K. Assessment of different technologies for managing yard waste using analytic hierarchy process. **Process Integration and Optimization for Sustainability**, 2018. Disponível em: <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s41660-018-0070-1>

TONINI, Davide *et al.* Quantitative sustainability assessment of household food waste management in the Amsterdam Metropolitan Area. **Resources, Conservation & Recycling**, v. 160. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.104854>

TRIPATHI, Dinesh Kumar *et al.* A novel intuitionistic fuzzy distance measure-SWARA-COPRAS method for multi-criteria food waste treatment technology selection. **Operational Research in Engineering Sciences: Theory and Applications**, 2022. Disponível em: <https://doi.org/https://doi.org/10.31181/oresta111022106t>

UN. UNITED NATIONS. **Organic Waste Management in Latin America: Challenges and Advantages of the Main Treatment Options and Trends**. New

York: UN Environment, 2017. Disponível em: <http://abrelpe.org.br/onu-meio-ambiente-ingles/>.

VÁZQUEZ, M. A.; SOTO, M. The efficiency of home composting programmes and compost quality. **Waste Management**, v. 64, p. 39–50, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.03.022>

WÓJCIK, Grazyna *et al.* Location selection analysis for biological treatment plants for municipal waste. **Journal of Power Technologies**, v. 94, n. 1, p. 1–19, 2014. Disponível em: <https://papers.itc.pw.edu.pl/index.php/JPT/article/view/457>

YADAV, Priyanka *et al.* An analytical hierarchy process based decision support system for the selection of biogas up-gradation technologies. **Chemosphere**, v. 302, p. 134741, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134741>

YUNUS, Sattar *et al.* A Multi-Criteria Decision Analysis for Selecting Waste Composting Technology in Makassar, Indonesia. **Journal of Southwest Jiaotong University**, v. 55, n. 4, p. 1–10, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.35741/issn.0258-2724.55.4.1>

ZAINI, Najah Sofia *et al.* Selecting the best composting technology using analytical hierarchy process (AHP). **Jurnal Teknologi**, v. 77, p. 1–8, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.11113/jt.v77.3180>

ZHANG, Y. M.; HUANG, G. H.; HE, L. Integrated Fuzzy Ranking Analysis for Assessing the Quality of composting products. **Journal of Environmental Engineering**, v. 136, p. 508–519, 2010. Disponível em: [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0000180](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000180)

APÊNDICE A – QUESTIONÁRIO



PROJETO DE PESQUISA DE DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

Acadêmica: Mariana Hammerschmitt Ecco
 Orientador: Dr. Armando Borges de Castilhos Jr.
 Coorientador: Dr. Marcelo Seleme Matias

Convido você a participar da minha pesquisa, respondendo às cinco perguntas apresentadas a seguir. As respostas serão utilizadas exclusivamente para fins científicos. Os participantes não serão identificados.

1. **Formação acadêmica:**

2. **Função que exerce/ exerceu na área de resíduos sólidos urbanos (RSU)**

Pesquisador	<input type="checkbox"/>	
Gestor	<input type="checkbox"/>	
Responsável técnico	<input type="checkbox"/>	
Outro	<input type="checkbox"/>	Especifique: <input type="text"/>

3. **Instituição em que atua/atuou**

Órgão público	<input type="checkbox"/>	
Iniciativa privada	<input type="checkbox"/>	
Universidade	<input type="checkbox"/>	
Outro	<input type="checkbox"/>	Especifique: <input type="text"/>

4. **Tempo de atuação na área de RSU**

Até 5 anos	<input type="checkbox"/>
5 a 10 anos	<input type="checkbox"/>
Mais de 10 anos	<input type="checkbox"/>

5. Se você fosse escolher uma tecnologia para a valorização dos resíduos sólidos urbanos ORGÂNICOS (RSO) no Brasil, quais critérios você mais levaria em conta? Ou seja, o que é mais importante ser considerado para o sucesso na implementação?

Por exemplo, você acha que para o contexto brasileiro é preferível uma tecnologia que emita em seu processo menos gases de efeito estufa, ou uma tecnologia que ao final do processo gere a maior quantidade de energia? Ou ambos os critérios têm a mesma importância, na sua opinião?

Segue no quadro abaixo uma lista de critérios (ambiental, econômico, social e técnico) e subcritérios que devem ser comparados **par a par**. O número (acompanhado da descrição nominal) indica o grau de importância de um critério em relação a outro.

Intensidade de importância										
	Absolutamente mais importante	Muito fortemente mais importante	Fortemente mais importante	Moderadamente mais importante	Importância igual	Moderadamente mais importante	Fortemente mais importante	Muito fortemente mais importante	Absolutamente mais importante	
Critérios										
Ambiental	9	7	5	3	1	3	5	7	9	Econômico
Ambiental	9	7	5	3	1	3	5	7	9	Social
Ambiental	9	7	5	3	1	3	5	7	9	Técnico
Subcritérios										
- Emissão de GEE	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Produção de energia
- Emissão de GEE	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Demanda de área
- Emissão de GEE	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Descarte de rejeitos
- Emissão de GEE	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Odor
- Custos de implantação	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Custos de operação
- Custos de implantação	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Receitas
- Custos de implantação	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Mercado para o subproduto
+ Geração de empregos	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Riscos ocupacionais
+ Geração de empregos	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Aceitação social
+ Geração de empregos	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Exposição a patógenos
+ Geração de empregos	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Benefícios à população de baixa renda
- Complexidade operacional	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Mão de obra qualificada
- Complexidade operacional	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Segurança
- Complexidade operacional	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Escalabilidade
- Complexidade operacional	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Consumo de energia
- Complexidade operacional	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Suporte regulatório
- Complexidade operacional	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Subsídios

Você incluiria mais algum indicador para comparação das alternativas de valorização de RSO?

Deixe abaixo suas sugestões/observações:

Muito obrigada pela sua contribuição!

Contato para esclarecimentos:

Whats app: (48) 9 9633-5956

Email: mariana.ecco@gmail.com

APÊNDICE B – QUESTIONÁRIO RESPONDIDO 01

Questionário 01

Dados do participante:

Formação acadêmica: Engenheira Sanitarista e Ambiental

Função: Gestora e responsável técnica de órgão público

Tempo de atuação na área de RSU: até 5 anos

Intensidade de importância										
	Absolutamente mais importante	Muito fortemente mais importante	Fortemente mais importante	Moderadamente mais importante	Importância igual	Moderadamente mais importante	Fortemente mais importante	Muito fortemente mais importante	Absolutamente mais importante	
Critérios										
Ambiental	9	7	5	3	1	3	5	7	9	Econômico
Ambiental	9	7	5	3	1	3	5	7	9	Social
Ambiental	9	7	5	3	1	3	5	7	9	Técnico
Subcritérios										
- Emissão de GEE	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Produção de energia
- Emissão de GEE	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Demanda de área
- Emissão de GEE	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Descarte de rejeitos
- Emissão de GEE	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Odor
- Custos de implantação	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Custos de operação
- Custos de implantação	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Receitas
- Custos de implantação	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Mercado para o subproduto
+ Geração de empregos	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Riscos ocupacionais
+ Geração de empregos	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Aceitação social
+ Geração de empregos	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Exposição a patógenos
+ Geração de empregos	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Benefícios à pop. de baixa renda
- Complexidade operacional	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Mão de obra qualificada
- Complexidade operacional	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Segurança
- Complexidade operacional	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Escalabilidade
- Complexidade operacional	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Consumo de energia
- Complexidade operacional	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Suporte regulatório
- Complexidade operacional	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Subsídios

APÊNDICE C – PESOS RELATIVOS E ÍNDICE DE CONSISTÊNCIA (Q 01)

	C1	C2	C3	C4	Peso	Vetor soma ponderada	Vetor consistência	λ	CI	CR
C1	1	0,2	0,33	0,33	8,3	33,33	4	4	0	0
C2	5	1	1,67	1,67	41,7	166,67	4			
C3	3	0,6	1	1	25,0	100	4			
C4	3	0,6	1	1	25,0	100	4			
					100					

	C1.1	C1.2	C1.3	C1.4	C1.5	Peso	Vetor soma ponderada	Vetor consistência	λ	CI	CR
C1.1	1	0,14	0,14	0,14	0,14	3,4	17,24	5	5	0	0
C1.2	7	1	1	1	1	24,1	120,69	5			
C1.3	7	1	1	1	1	24,1	120,69	5			
C1.4	7	1	1	1	1	24,1	120,69	5			
C1.5	7	1	1	1	1	24,1	120,69	5			
						100					

	C2.1	C2.2	C2.3	C2.4	Peso	Vetor soma ponderada	Vetor consistência	λ	CI	CR
C2.1	1	1	1	0,2	12,5	50	4	4	0	0
C2.2	1	1	1	0,2	12,5	50	4			
C2.3	1	1	1	0,2	12,5	50	4			
C2.4	5	5	5	1	62,5	250	4			
					100					

	C3.1	C3.2	C3.3	C3.4	C3.5	Peso	Vetor soma ponderada	Vetor consistência	λ	CI	CR
C3.1	1	0,2	1	0,2	0,2	5,9	29,41	5	5	0	0
C3.2	5	1	5	1	1	29,4	147,06	5			
C3.3	1	0,2	1	0,2	0,2	5,9	29,41	5			
C3.4	5	1	5	1	1	29,4	147,06	5			
C3.5	5	1	5	1	1	29,4	147,06	5			
						100					

	C4.1	C4.2	C4.3	C4.4	C4.5	C4.6	C4.7	Peso	Vetor soma ponderada	Vetor consistência	λ	CI	CR
C4.1	1	0,2	0,14	0,33	0,33	0,33	0,33	4,0	28	7	7	0	0
C4.2	5	1	0,71	1,67	1,67	1,67	1,67	20,0	140	7			
C4.3	7	1,4	1	2,33	2,33	2,33	2,33	28,0	196	7			
C4.4	3	0,6	0,43	1	1	1	1	12,0	84	7			
C4.5	3	0,6	0,43	1	1	1	1	12,0	84	7			
C4.6	3	0,6	0,43	1	1	1	1	12,0	84	7			
C4.7	3	0,6	0,43	1	1	1	1	12,0	84	7			
								100					

APÊNDICE D - QUESTIONÁRIO RESPONDIDO 02

Questionário 02

Dados do participante:

Formação acadêmica: Engenheiro Sanitarista e Ambiental, mestre e doutorando

Função: Gestor de órgão público e pesquisador

Tempo de atuação na área de RSU: 5-10 anos

Intensidade de importância										
	Absolutamente mais importante	Muito fortemente mais importante	Fortemente mais importante	Moderadamente mais importante	Importância igual	Moderadamente mais importante	Fortemente mais importante	Muito fortemente mais importante	Absolutamente mais importante	
Critérios										
Ambiental	9	7	5	3	1	3	5	7	9	Econômico
Ambiental	9	7	5	3	1	3	5	7	9	Social
Ambiental	9	7	5	3	1	3	5	7	9	Técnico
Subcritérios										
- Emissão de GEE	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Produção de energia
- Emissão de GEE	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Demanda de área
- Emissão de GEE	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Descarte de rejeitos
- Emissão de GEE	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Odor
- Custos de implantação	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Custos de operação
- Custos de implantação	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Receitas
- Custos de implantação	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Mercado para o subproduto
+ Geração de empregos	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Riscos ocupacionais
+ Geração de empregos	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Aceitação social
+ Geração de empregos	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Exposição a patógenos
+ Geração de empregos	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Benefícios à pop. de baixa renda
- Complexidade operacional	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Mão de obra qualificada
- Complexidade operacional	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Segurança
- Complexidade operacional	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Escalabilidade
- Complexidade operacional	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Consumo de energia
- Complexidade operacional	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Suporte regulatório
- Complexidade operacional	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Subsídios

APÊNDICE E – PESOS RELATIVOS E ÍNDICE DE CONSISTÊNCIA (Q 02)

	C1	C2	C3	C4	Peso	Vetor soma ponderada	Vetor consistência	λ	CI	CR
C1	1	5	0,33	3	22,1	88,24	4	4	0	0
C2	0,2	1	0,07	0,6	4,4	17,65	4			
C3	3	15	1	9	66,2	264,71	4			
C4	0,33	1,67	0,11	1	7,4	29,41	4			
					100					

	C1.1	C1.2	C1.3	C1.4	C1.5	Peso	Vetor soma ponderada	Vetor consistência	λ	CI	CR
C1.1	1	3	3	1	1	27,3	136,36	5	5	0	0
C1.2	0,33	1	1	0,33	0,33	9,1	45,45	5			
C1.3	0,33	1	1	0,33	0,33	9,1	45,45	5			
C1.4	1	3	3	1	1	27,3	136,36	5			
C1.5	1	3	3	1	1	27,3	136,36	5			
						100					

	C2.1	C2.2	C2.3	C2.4	Peso	Vetor soma ponderada	Vetor consistência	λ	CI	CR
C2.1	1	1	1	1	25,0	100	4	4	0	0
C2.2	1	1	1	1	25,0	100	4			
C2.3	1	1	1	1	25,0	100	4			
C2.4	1	1	1	1	25,0	100	4			
					100					

	C3.1	C3.2	C3.3	C3.4	C3.5	Peso	Vetor soma ponderada	Vetor consistência	λ	CI	CR
C3.1	1	5	3	7	0,11	9,4	46,83	5	5	0	0
C3.2	0,2	1	0,6	1,4	0,02	1,9	9,37	5			
C3.3	0,33	1,67	1	2,33	0,04	3,1	15,61	5			
C3.4	0,14	0,71	0,43	1	0,02	1,3	6,69	5			
C3.5	9	45	27	63	1	84,3	421,50	5			
						100					

	C4.1	C4.2	C4.3	C4.4	C4.5	C4.6	C4.7	Peso	Vetor soma ponderada	Vetor consistência	λ	CI	CR
C4.1	1	1	1	3	1	0,33	3	13,0	91,30	7	7	0	0
C4.2	1	1	1	3	1	0,33	3	13,0	91,30	7			
C4.3	1	1	1	3	1	0,33	3	13,0	91,30	7			
C4.4	0,33	0,33	0,33	1	0,33	0,11	1	4,3	30,43	7			
C4.5	1	1	1	3	1	0,33	3	13,0	91,30	7			
C4.6	3	3	3	9	3	1	9	39,1	273,91	7			
C4.7	0,33	0,33	0,33	1	0,33	0,11	1	4,3	30,43	7			
								100					

APÊNDICE F– QUESTIONÁRIO RESPONDIDO 03

Questionário 03

Dados do participante:

Formação acadêmica: Engenheira Civil

Função: Chefe de coleta seletiva de órgão público

Tempo de atuação na área de RSU: até 5 anos

Intensidade de importância										
	Absolutamente mais importante	Muito fortemente mais importante	Fortemente mais importante	Moderadamente mais importante	Importância igual	Moderadamente mais importante	Fortemente mais importante	Muito fortemente mais importante	Absolutamente mais importante	
Critérios										
Ambiental	9	7	5	3	1	3	5	7	9	Econômico
Ambiental	9	7	5	3	1	3	5	7	9	Social
Ambiental	9	7	5	3	1	3	5	7	9	Técnico
Subcritérios										
- Emissão de GEE	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Produção de energia
- Emissão de GEE	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Demanda de área
- Emissão de GEE	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Descarte de rejeitos
- Emissão de GEE	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Odor
- Custos de implantação	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Custos de operação
- Custos de implantação	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Receitas
- Custos de implantação	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Mercado para o subproduto
+ Geração de empregos	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Riscos ocupacionais
+ Geração de empregos	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Aceitação social
+ Geração de empregos	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Exposição a patógenos
+ Geração de empregos	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Benefícios à pop. de baixa renda
- Complexidade operacional	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Mão de obra qualificada
- Complexidade operacional	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Segurança
- Complexidade operacional	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Escalabilidade
- Complexidade operacional	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Consumo de energia
- Complexidade operacional	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Suporte regulatório
- Complexidade operacional	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Subsídios

APÊNDICE G – PESOS RELATIVOS E ÍNDICE DE CONSISTÊNCIA (Q 03)

	C1	C2	C3	C4	Peso	Vetor soma ponderada	Vetor consistência	λ	CI	CR
C1	1	1	1	3	30	120	4	4	0	0
C2	1	1	1	3	30	120	4			
C3	1	1	1	3	30	120	4			
C4	0,33	0,33	0,33	1	10	40	4			
					100					

	C1.1	C1.2	C1.3	C1.4	C1.5	Peso	Vetor soma ponderada	Vetor consistência	λ	CI	CR
C1.1	1	5	3	0,33	1	18,1	90,36	5	5	0	0
C1.2	0,2	1	0,6	0,07	0,2	3,6	18,07	5			
C1.3	0,33	1,67	1	0,11	0,33	6,0	30,12	5			
C1.4	3	15	9	1	3	54,2	271,08	5			
C1.5	1	5	3	0,33	1	18,1	90,36	5			
						100					

	C2.1	C2.2	C2.3	C2.4	Peso	Vetor soma ponderada	Vetor consistência	λ	CI	CR
C2.1	1	0,33	3	0,33	13,6	54,55	4	4	0	0
C2.2	3	1	9	1	40,9	163,64	4			
C2.3	0,33	0,11	1	0,11	4,5	18,18	4			
C2.4	3	1	9	1	40,9	163,64	4			
					100					

	C3.1	C3.2	C3.3	C3.4	C3.5	Peso	Vetor soma ponderada	Vetor consistência	λ	CI	CR
C3.1	1	1	1	0,2	1	11,1	55,56	5	5	0	0
C3.2	1	1	1	0,2	1	11,1	55,56	5			
C3.3	1	1	1	0,2	1	11,1	55,56	5			
C3.4	5	5	5	1	5	55,6	277,78	5			
C3.5	1	1	1	0,2	1	11,1	55,56	5			
						100					

	C4.1	C4.2	C4.3	C4.4	C4.5	C4.6	C4.7	Peso	Vetor soma ponderada	Vetor consistência	λ	CI	CR
C4.1	1	3	1	1	1	1	1	15,8	110,53	7	7	0	0
C4.2	0,33	1	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	5,3	36,84	7			
C4.3	1	3	1	1	1	1	1	15,8	110,53	7			
C4.4	1	3	1	1	1	1	1	15,8	110,53	7			
C4.5	1	3	1	1	1	1	1	15,8	110,53	7			
C4.6	1	3	1	1	1	1	1	15,8	110,53	7			
C4.7	1	3	1	1	1	1	1	15,8	110,53	7			
								100					

APÊNDICE H – QUESTIONÁRIO RESPONDIDO 04

Questionário 04

Dados do participante:

Formação acadêmica: Agrônomo

Função: Empresário e responsável técnico

Tempo de atuação na área de RSU: 5-10 anos

Intensidade de importância										
	Absolutamente mais importante	Muito fortemente mais importante	Fortemente mais importante	Moderadamente mais importante	Importância igual	Moderadamente mais importante	Fortemente mais importante	Muito fortemente mais importante	Absolutamente mais importante	
Critérios										
Ambiental	9	7	5	3	1	3	5	7	9	Econômico
Ambiental	9	7	5	3	1	3	5	7	9	Social
Ambiental	9	7	5	3	1	3	5	7	9	Técnico
Subcritérios										
- Emissão de GEE	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Produção de energia
- Emissão de GEE	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Demanda de área
- Emissão de GEE	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Descarte de rejeitos
- Emissão de GEE	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Odor
- Custos de implantação	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Custos de operação
- Custos de implantação	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Receitas
- Custos de implantação	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Mercado para o subproduto
+ Geração de empregos	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Riscos ocupacionais
+ Geração de empregos	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Aceitação social
+ Geração de empregos	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Exposição a patógenos
+ Geração de empregos	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Benefícios à pop. de baixa renda
- Complexidade operacional	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Mão de obra qualificada
- Complexidade operacional	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Segurança
- Complexidade operacional	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Escalabilidade
- Complexidade operacional	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Consumo de energia
- Complexidade operacional	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Suporte regulatório
- Complexidade operacional	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Subsídios

APÊNDICE I – PESOS RELATIVOS E ÍNDICE DE CONSISTÊNCIA (Q 04)

	C1	C2	C3	C4	Peso	Vetor soma ponderada	Vetor consistência	λ	CI	CR
C1	1	1	1	3	30	120	4	4	0	0
C2	1	1	1	3	30	120	4			
C3	1	1	1	3	30	120	4			
C4	0,33	0,33	0,33	1	10	40	4			
					100					

	C1.1	C1.2	C1.3	C1.4	C1.5	Peso	Vetor soma ponderada	Vetor consistência	λ	CI	CR
C1.1	1	5	5	1	5	38,5	192,31	5	5	0	0
C1.2	0,2	1	1	0,2	1	7,7	38,46	5			
C1.3	0,2	1	1	0,2	1	7,7	38,46	5			
C1.4	1	5	5	1	5	38,5	192,31	5			
C1.5	0,2	1	1	0,2	1	7,7	38,46	5			
						100					

	C2.1	C2.2	C2.3	C2.4	Peso	Vetor soma ponderada	Vetor consistência	λ	CI	CR
C2.1	1	0,2	0,11	5	6,6	26,32	4	4	0	0
C2.2	5	1	0,56	25	32,9	131,58	4			
C2.3	9	1,8	1	45	59,2	236,84	4			
C2.4	0,2	0,04	0,02	1	1,3	5,26	4			
					100					

	C3.1	C3.2	C3.3	C3.4	C3.5	Peso	Vetor soma ponderada	Vetor consistência	λ	CI	CR
C3.1	1	9	9	0,33	1	19,1	95,74	5	5	0	0
C3.2	0,11	1	1	0,04	0,11	2,1	10,64	5			
C3.3	0,11	1	1	0,04	0,11	2,1	10,64	5			
C3.4	3	27	27	1	3	57,4	287,23	5			
C3.5	1	9	9	0,33	1	19,1	95,74	5			
						100					

	C4.1	C4.2	C4.3	C4.4	C4.5	C4.6	C4.7	Peso	Vetor soma ponderada	Vetor consistência	λ	CI	CR
C4.1	1	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	3,2	22,58	7	7	0	0
C4.2	5	1	1	1	1	1	1	16,1	112,90	7			
C4.3	5	1	1	1	1	1	1	16,1	112,90	7			
C4.4	5	1	1	1	1	1	1	16,1	112,90	7			
C4.5	5	1	1	1	1	1	1	16,1	112,90	7			
C4.6	5	1	1	1	1	1	1	16,1	112,90	7			
C4.7	5	1	1	1	1	1	1	16,1	112,90	7			
								100					

APÊNDICE J – QUESTIONÁRIO RESPONDIDO 05

Questionário 05

Dados do participante:

Formação acadêmica: Engenheiro Sanitarista e Ambiental

Função: Gestor e responsável técnico de órgão público

Tempo de atuação na área de RSU: mais de 10 anos

Intensidade de importância										
	Absolutamente mais importante	Muito fortemente mais importante	Fortemente mais importante	Moderadamente mais importante	Importância igual	Moderadamente mais importante	Fortemente mais importante	Muito fortemente mais importante	Absolutamente mais importante	
Critérios										
Ambiental	9	7	5	3	1	3	5	7	9	Econômico
Ambiental	9	7	5	3	1	3	5	7	9	Social
Ambiental	9	7	5	3	1	3	5	7	9	Técnico
Subcritérios										
- Emissão de GEE	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Produção de energia
- Emissão de GEE	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Demanda de área
- Emissão de GEE	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Descarte de rejeitos
- Emissão de GEE	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Odor
- Custos de implantação	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Custos de operação
- Custos de implantação	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Receitas
- Custos de implantação	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Mercado para o subproduto
+ Geração de empregos	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Riscos ocupacionais
+ Geração de empregos	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Aceitação social
+ Geração de empregos	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Exposição a patógenos
+ Geração de empregos	9	7	5	3	1	3	5	7	9	Benefícios à população de baixa renda
- Complexidade operacional	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Mão de obra qualificada
- Complexidade operacional	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Segurança
- Complexidade operacional	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Escalabilidade
- Complexidade operacional	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Consumo de energia
- Complexidade operacional	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Suporte regulatório
- Complexidade operacional	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Subsídios

APÊNDICE K – PESOS RELATIVOS E ÍNDICE DE CONSISTÊNCIA (Q 05)

	C1	C2	C3	C4	Peso	Vetor soma ponderada	Vetor consistência	λ	CI	CR
C1	1	3	3	1	37,5	150	4	4	0	0
C2	0,33	1	1	0,33	12,5	50	4			
C3	0,33	1	1	0,33	12,5	50	4			
C4	1	3	3	1	37,5	150	4			
					100					

	C1.1	C1.2	C1.3	C1.4	C1.5	Peso	Vetor soma ponderada	Vetor consistência	λ	CI	CR
C1.1	1	3	5	5	9	54,2	271,08	5	5	0	0
C1.2	0,33	1	1,67	1,67	3	18,1	90,36	5			
C1.3	0,2	0,6	1	1	1,8	10,8	54,22	5			
C1.4	0,2	0,6	1	1	1,8	10,8	54,22	5			
C1.5	0,11	0,33	0,56	0,56	1	6,0	30,12	5			
						100					

	C2.1	C2.2	C2.3	C2.4	Peso	Vetor soma ponderada	Vetor consistência	λ	CI	CR
C2.1	1	1	7	1	31,8	127,27	4	4	0	0
C2.2	1	1	7	1	31,8	127,27	4			
C2.3	0,14	0,14	1	0,14	4,5	18,18	4			
C2.4	1	1	7	1	31,8	127,27	4			
					100					

	C3.1	C3.2	C3.3	C3.4	C3.5	Peso	Vetor soma ponderada	Vetor consistência	λ	CI	CR
C3.1	1	7	7	7	1	41,2	205,88	5	5	0	0
C3.2	0,14	1	1	1	0,14	5,9	29,41	5			
C3.3	0,14	1	1	1	0,14	5,9	29,41	5			
C3.4	0,14	1	1	1	0,14	5,9	29,41	5			
C3.5	1	7	7	7	1	41,2	205,88	5			
						100					

	C4.1	C4.2	C4.3	C4.4	C4.5	C4.6	C4.7	Peso	Vetor soma ponderada	Vetor consistência	λ	CI	CR
C4.1	1	0,2	0,2	3	0,11	5	0,33	4,2	29,75	7	7	0	0
C4.2	5	1	1	15	0,56	25	1,67	21,2	148,73	7			
C4.3	5	1	1	15	0,56	25	1,67	21,2	148,73	7			
C4.4	0,33	0,07	0,07	1	0,04	1,67	0,11	1,4	9,92	7			
C4.5	9	1,8	1,8	27	1	45	3	38,2	267,71	7			
C4.6	0,2	0,04	0,04	0,6	0,02	1	0,07	0,8	5,95	7			
C4.7	3	0,6	0,6	9	0,33	15	1	12,7	89,24	7			
								100					

APÊNDICE L – QUESTIONÁRIO RESPONDIDO 06

Questionário 06

Dados do participante:

Formação acadêmica: Mestrado

Função: Empresário

Tempo de atuação na área de RSU: mais de 10 anos

Intensidade de importância										
	Absolutamente mais importante	Muito fortemente mais importante	Fortemente mais importante	Moderadamente mais importante	Importância igual	Moderadamente mais importante	Fortemente mais importante	Muito fortemente mais importante	Absolutamente mais importante	
Critérios										
Ambiental	9	7	5	3	1	3	5	7	9	Econômico
Ambiental	9	7	5	3	1	3	5	7	9	Social
Ambiental	9	7	5	3	1	3	5	7	9	Técnico
Subcritérios										
- Emissão de GEE	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Produção de energia
- Emissão de GEE	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Demanda de área
- Emissão de GEE	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Descarte de rejeitos
- Emissão de GEE	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Odor
- Custos de implantação	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Custos de operação
- Custos de implantação	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Receitas
- Custos de implantação	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Mercado para o subproduto
+ Geração de empregos	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Riscos ocupacionais
+ Geração de empregos	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Aceitação social
+ Geração de empregos	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Exposição a patógenos
+ Geração de empregos	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Benefícios à pop. de baixa renda
- Complexidade operacional	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Mão de obra qualificada
- Complexidade operacional	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Segurança
- Complexidade operacional	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Escalabilidade
- Complexidade operacional	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Consumo de energia
- Complexidade operacional	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Suporte regulatório
- Complexidade operacional	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Subsídios

APÊNDICE M – PESOS RELATIVOS E ÍNDICE DE CONSISTÊNCIA (Q 06)

	C1	C2	C3	C4	Peso	Vetor soma ponderada	Vetor consistência	λ	CI	CR
C1	1	5	1	1	31,3	125	4	4	0	0
C2	0,2	1	0,2	0,2	6,3	25	4			
C3	1	5	1	1	31,3	125	4			
C4	1	5	1	1	31,3	125	4			
					100					

	C1.1	C1.2	C1.3	C1.4	C1.5	Peso	Vetor soma ponderada	Vetor consistência	λ	CI	CR
C1.1	1	9	9	5	1	41,3	206,42	5	5	0	0
C1.2	0,11	1	1	0,56	0,11	4,6	22,94	5			
C1.3	0,11	1	1	0,56	0,11	4,6	22,94	5			
C1.4	0,2	1,8	1,8	1	0,2	8,3	41,28	5			
C1.5	1	9	9	5	1	41,3	206,42	5			
						100					

	C2.1	C2.2	C2.3	C2.4	Peso	Vetor soma ponderada	Vetor consistência	λ	CI	CR
C2.1	1	0,11	0,2	1	6,3	25	4	4	0	0
C2.2	9	1	1,8	9	56,3	225	4			
C2.3	5	0,56	1	5	31,3	125	4			
C2.4	1	0,11	0,2	1	6,3	25	4			
					100					

	C3.1	C3.2	C3.3	C3.4	C3.5	Peso	Vetor soma ponderada	Vetor consistência	λ	CI	CR
C3.1	1	0,14	0,11	3	1	5,5	27,27	5	5	0	0
C3.2	7	1	0,78	21	7	38,2	190,91	5			
C3.3	9	1,29	1	27	9	49,1	245,45	5			
C3.4	0,33	0,05	0,04	1	0,33	1,8	9,09	5			
C3.5	1	0,14	0,11	3	1	5,5	27,27	5			
						100					

	C4.1	C4.2	C4.3	C4.4	C4.5	C4.6	C4.7	Peso	Vetor soma ponderada	Vetor consistência	λ	CI	CR
C4.1	1	5	0,2	0,2	0,14	1	9	5,2	36,25	7	7	0	0
C4.2	0	1	0,04	0,04	0,03	0,2	1,8	1,0	7,25	7			
C4.3	5	25	1	1	0,71	5	45	25,9	181,24	7			
C4.4	5	25	1	1	0,71	5	45	25,9	181,24	7			
C4.5	7	35	1,4	1,4	1	7	63	36,2	253,74	7			
C4.6	1	5	0,2	0,2	0,14	1	9	5,2	36,25	7			
C4.7	0,11	0,56	0,02	0,02	0,02	0,11	1	0,6	4,03	7			
								100					

APÊNDICE N – QUESTIONÁRIO RESPONDIDO 07

Questionário 07

Dados do participante:

Formação acadêmica: Engenheira Sanitarista e Ambiental, mestre e doutoranda

Função: Gestora em órgão público e pesquisadora

Tempo de atuação na área de RSU: mais de 10 anos

Intensidade de importância										
	Absolutamente mais importante	Muito fortemente mais importante	Fortemente mais importante	Moderadamente mais importante	Importância igual	Moderadamente mais importante	Fortemente mais importante	Muito fortemente mais importante	Absolutamente mais importante	
Critérios										
Ambiental	9	7	5	3	1	3	5	7	9	Econômico
Ambiental	9	7	5	3	1	3	5	7	9	Social
Ambiental	9	7	5	3	1	3	5	7	9	Técnico
Subcritérios										
- Emissão de GEE	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Produção de energia
- Emissão de GEE	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Demanda de área
- Emissão de GEE	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Descarte de rejeitos
- Emissão de GEE	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Odor
- Custos de implantação	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Custos de operação
- Custos de implantação	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Receitas
- Custos de implantação	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Mercado para o subproduto
+ Geração de empregos	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Riscos ocupacionais
+ Geração de empregos	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Aceitação social
+ Geração de empregos	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Exposição a patógenos
+ Geração de empregos	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Benefícios à pop. de baixa renda
- Complexidade operacional	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Mão de obra qualificada
- Complexidade operacional	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Segurança
- Complexidade operacional	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Escalabilidade
- Complexidade operacional	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Consumo de energia
- Complexidade operacional	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Suporte regulatório
- Complexidade operacional	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Subsídios

APÊNDICE O – PESOS RELATIVOS E ÍNDICE DE CONSISTÊNCIA (Q 07)

	C1	C2	C3	C4	Peso	Vetor soma ponderada	Vetor consistência	λ	CI	CR
C1	1	1	3	1	30	120	4	4	0	0
C2	1	1	3	1	30	120	4			
C3	0,33	0,33	1	0,33	10	40	4			
C4	1	1	3	1	30	120	4			
					100					

	C1.1	C1.2	C1.3	C1.4	C1.5	Peso	Vetor soma ponderada	Vetor consistência	λ	CI	CR
C1.1	1	3	0,33	0,2	0,33	8,1	40,54	5	5	0	0
C1.2	0,33	1	0,11	0,07	0,11	2,7	13,51	5			
C1.3	3	9	1	0,6	1	24,3	121,62	5			
C1.4	5	15	1,67	1	1,67	40,5	202,70	5			
C1.5	3	9	1	0,6	1	24,3	121,62	5			
						100					

	C2.1	C2.2	C2.3	C2.4	Peso	Vetor soma ponderada	Vetor consistência	λ	CI	CR
C2.1	1	0,14	0,2	5	7,6	30,30	4	4	0	0
C2.2	7	1	1,4	35	53,0	212,12	4			
C2.3	5	0,71	1	25	37,9	151,52	4			
C2.4	0,2	0,03	0,04	1	1,5	6,06	4			
					100					

	C3.1	C3.2	C3.3	C3.4	C3.5	Peso	Vetor soma ponderada	Vetor consistência	λ	CI	CR
C3.1	1	0,33	3	0,33	1	12	60	5	5	0	0
C3.2	3	1	9	1	3	36	180	5			
C3.3	0,33	0,11	1	0,11	0,33	4	20	5			
C3.4	3	1	9	1	3	36	180	5			
C3.5	1	0,33	3	0,33	1	12	60	5			
						100					

	C4.1	C4.2	C4.3	C4.4	C4.5	C4.6	C4.7	Peso	Vetor soma ponderada	Vetor consistência	λ	CI	CR
C4.1	1	5	0,33	0,33	0,33	3	0,33	7,4	51,72	7	7	0	0
C4.2	0,2	1	0,07	0,07	0,07	0,6	0,07	1,5	10,34	7			
C4.3	3	15	1	1	1	9	1	22,2	155,17	7			
C4.4	3	15	1	1	1	9	1	22,2	155,17	7			
C4.5	3	15	1	1	1	9	1	22,2	155,17	7			
C4.6	0,33	1,67	0,11	0,11	0,11	1	0,11	2,5	17,24	7			
C4.7	3	15	1	1	1	9	1	22,2	155,17	7			
								100					

APÊNDICE P – QUESTIONÁRIO RESPONDIDO 08

Questionário 08

Dados do participante:

Formação acadêmica: Engenheira Sanitarista e Ambiental, mestre

Função: Engenheira e coordenadora em órgão público

Tempo de atuação na área de RSU: mais de 10 anos

Intensidade de importância										
	Absolutamente mais importante	Muito fortemente mais importante	Fortemente mais importante	Moderadamente mais importante	Importância igual	Moderadamente mais importante	Fortemente mais importante	Muito fortemente mais importante	Absolutamente mais importante	
Critérios										
Ambiental	9	7	5	3	1	3	5	7	9	Econômico
Ambiental	9	7	5	3	1	3	5	7	9	Social
Ambiental	9	7	5	3	1	3	5	7	9	Técnico
Subcritérios										
- Emissão de GEE	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Produção de energia
- Emissão de GEE	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Demanda de área
- Emissão de GEE	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Descarte de rejeitos
- Emissão de GEE	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Odor
- Custos de implantação	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Custos de operação
- Custos de implantação	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Receitas
- Custos de implantação	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Mercado para o subproduto
+ Geração de empregos	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Riscos ocupacionais
+ Geração de empregos	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Aceitação social
+ Geração de empregos	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Exposição a patógenos
+ Geração de empregos	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Benefícios à pop. de baixa renda
- Complexidade operacional	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Mão de obra qualificada
- Complexidade operacional	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Segurança
- Complexidade operacional	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Escalabilidade
- Complexidade operacional	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Consumo de energia
- Complexidade operacional	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Suporte regulatório
- Complexidade operacional	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Subsídios

APÊNDICE Q – PESOS RELATIVOS E ÍNDICE DE CONSISTÊNCIA (Q 08)

	C1	C2	C3	C4	Peso	Vetor soma ponderada	Vetor consistência	λ	CI	CR
C1	1	3	1	1	30	120	4	4	0	0
C2	0,33	1	0,33	0,33	10	40	4			
C3	1	3	1	1	30	120	4			
C4	1	3	1	1	30	120	4			
					100					

	C1.1	C1.2	C1.3	C1.4	C1.5	Peso	Vetor soma ponderada	Vetor consistência	λ	CI	CR
C1.1	1	3	5	3	0,33	20,5	102,74	5	5	0	0
C1.2	0,33	1	1,67	1	0,11	6,8	34,25	5			
C1.3	0,2	0,6	1	0,6	0,07	4,1	20,55	5			
C1.4	0,33	1	1,67	1	0,11	6,8	34,25	5			
C1.5	3	9	15	9	1	61,6	308,22	5			
						100					

	C2.1	C2.2	C2.3	C2.4	Peso	Vetor soma ponderada	Vetor consistência	λ	CI	CR
C2.1	1	1	0,33	0,14	8,3	33,33	4	4	0	0
C2.2	1	1	0,33	0,14	8,3	33,33	4			
C2.3	3	3	1	0,43	25,0	100	4			
C2.4	7	7	2,33	1	58,3	233,33	4			
					100					

	C3.1	C3.2	C3.3	C3.4	C3.5	Peso	Vetor soma ponderada	Vetor consistência	λ	CI	CR
C3.1	1	3	1	1	0,33	15,8	78,95	5	5	0	0
C3.2	0,33	1	0,33	0,33	0,11	5,3	26,32	5			
C3.3	1	3	1	1	0,33	15,8	78,95	5			
C3.4	1	3	1	1	0,33	15,8	78,95	5			
C3.5	3	9	3	3	1	47,4	236,84	5			
						100					

	C4.1	C4.2	C4.3	C4.4	C4.5	C4.6	C4.7	Peso	Vetor soma ponderada	Vetor consistência	λ	CI	CR
C4.1	1	7	1	3	7	7	1	26,6	186,08	7	7	0	0
C4.2	0	1	0,14	0,43	1	1	0,14	3,8	26,58	7			
C4.3	1	7	1	3	7	7	1	26,6	186,08	7			
C4.4	0,33	2,33	0,33	1	2,33	2,33	0,33	8,9	62,03	7			
C4.5	0,14	1	0,14	0,43	1	1	0,14	3,8	26,58	7			
C4.6	0,14	1	0,14	0,43	1	1	0,14	3,8	26,58	7			
C4.7	1	7	1	3	7	7	1	26,6	186,08	7			
								100					

APÊNDICE R – QUESTIONÁRIO RESPONDIDO 09

Questionário 09

Dados do participante:

Formação acadêmica: Engenheira Sanitarista e Ambiental

Função: Engenheira em órgão público

Tempo de atuação na área de RSU: mais de 10 anos

Intensidade de importância										
	Absolutamente mais importante	Muito fortemente mais importante	Fortemente mais importante	Moderadamente mais importante	Importância igual	Moderadamente mais importante	Fortemente mais importante	Muito fortemente mais importante	Absolutamente mais importante	
Critérios										
Ambiental	9	7	5	3	1	3	5	7	9	Econômico
Ambiental	9	7	5	3	1	3	5	7	9	Social
Ambiental	9	7	5	3	1	3	5	7	9	Técnico
Subcritérios										
- Emissão de GEE	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Produção de energia
- Emissão de GEE	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Demanda de área
- Emissão de GEE	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Descarte de rejeitos
- Emissão de GEE	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Odor
- Custos de implantação	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Custos de operação
- Custos de implantação	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Receitas
- Custos de implantação	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Mercado para o subproduto
+ Geração de empregos	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Riscos ocupacionais
+ Geração de empregos	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Aceitação social
+ Geração de empregos	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Exposição a patógenos
+ Geração de empregos	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Benefícios à pop. de baixa renda
- Complexidade operacional	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Mão de obra qualificada
- Complexidade operacional	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Segurança
- Complexidade operacional	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Escalabilidade
- Complexidade operacional	9	7	5	3	1	3	5	7	9	- Consumo de energia
- Complexidade operacional	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Suporte regulatório
- Complexidade operacional	9	7	5	3	1	3	5	7	9	+ Subsídios

APÊNDICE S – PESOS RELATIVOS E ÍNDICE DE CONSISTÊNCIA (Q 09)

	C1	C2	C3	C4	Peso	Vetor soma ponderada	Vetor consistência	λ	CI	CR
C1	1	3	1	3	37,5	150	4	4	0	0
C2	0,33	1	0,33	1	12,5	50	4			
C3	1	3	1	3	37,5	150	4			
C4	0,33	1	0,33	1	12,5	50	4			
					100					

	C1.1	C1.2	C1.3	C1.4	C1.5	Peso	Vetor soma ponderada	Vetor consistência	λ	CI	CR
C1.1	1	0,33	0,33	0,33	5	9,8	49,02	5	5	0	0
C1.2	3	1	1	1	15	29,4	147,06	5			
C1.3	3	1	1	1	15	29,4	147,06	5			
C1.4	3	1	1	1	15	29,4	147,06	5			
C1.5	0,2	0,07	0,07	0,07	1	2,0	9,80	5			
						100					

	C2.1	C2.2	C2.3	C2.4	Peso	Vetor soma ponderada	Vetor consistência	λ	CI	CR
C2.1	1	0,2	0,33	0,2	7,1	28,57	4	4	0	0
C2.2	5	1	1,67	1	35,7	142,86	4			
C2.3	3	0,6	1	0,6	21,4	85,71	4			
C2.4	5	1	1,67	1	35,7	142,86	4			
					100					

	C3.1	C3.2	C3.3	C3.4	C3.5	Peso	Vetor soma ponderada	Vetor consistência	λ	CI	CR
C3.1	1	3	3	3	5	45,5	227,27	5	5	0	0
C3.2	0,33	1	1	1	1,67	15,2	75,76	5			
C3.3	0,33	1	1	1	1,67	15,2	75,76	5			
C3.4	0,33	1	1	1	1,67	15,2	75,76	5			
C3.5	0,2	0,6	0,6	0,6	1	9,1	45,45	5			
						100					

	C4.1	C4.2	C4.3	C4.4	C4.5	C4.6	C4.7	Peso	Vetor soma ponderada	Vetor consistência	λ	CI	CR
C4.1	1	0,33	0,33	0,33	1	0,2	3	6,1	42,86	7	7	0	0
C4.2	3	1	1	1	3	0,6	9	18,4	128,57	7			
C4.3	3	1	1	1	3	0,6	9	18,4	128,57	7			
C4.4	3	1	1	1	3	0,6	9	18,4	128,57	7			
C4.5	1	0,33	0,33	0,33	1	0,2	3	6,1	42,86	7			
C4.6	5	1,67	1,67	1,67	5	1	15	30,6	214,29	7			
C4.7	0,33	0,11	0,11	0,11	0,33	0,07	1	2,0	14,29	7			
								100					