



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

Marcelo Seleme Matias

**DESENVOLVIMENTO E APLICAÇÃO DE FERRAMENTA DE APOIO À DECISÃO  
PARA AVALIAÇÃO DE ESTRATÉGIAS DE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS  
SÓLIDOS DOMICILIARES**

Florianópolis

2021



Marcelo Seleme Matias

**DESENVOLVIMENTO E APLICAÇÃO DE FERRAMENTA DE APOIO À DECISÃO  
PARA AVALIAÇÃO DE ESTRATÉGIAS DE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS  
SÓLIDOS DOMICILIARES**

Tese submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina para a obtenção do título de Doutor em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Armando Borges de Castilhos Jr.

Florianópolis

2021

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

Matias, Marcelo Seleme  
Desenvolvimento e aplicação de ferramenta de apoio à  
decisão para avaliação de estratégias de gerenciamento  
de resíduos sólidos domiciliares / Marcelo  
Seleme Matias ; orientador, Armando Borges de Castilhos  
Júnior, 2021.  
285 p.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa  
Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós-Graduação em  
Engenharia Ambiental, Florianópolis, 2021.

Inclui referências.

1. Engenharia Ambiental. 2. Resíduos Sólidos  
Domiciliares. 3. Ferramenta de Apoio à Decisão. 4.  
Governança. 5. Gerenciamento Integrado. I. Castilhos  
Júnior, Armando Borges. II. Universidade Federal de  
Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia  
Ambiental. III. Título.

Marcelo Seleme Matias

**DESENVOLVIMENTO E APLICAÇÃO DE FERRAMENTA DE APOIO À DECISÃO  
PARA AVALIAÇÃO INTEGRAL DE ESTRATÉGIAS AO GERENCIAMENTO DE  
RESÍDUOS SÓLIDOS DOMICILIARES**

O presente trabalho em nível de doutorado foi avaliado e aprovado por banca examinadora composta pelos seguintes membros:

Prof.<sup>a</sup> Cristiane Derani, Dra.

Universidade Federal de Santa Catarina

Prof. Sebastião Roberto Soares, Dr.

Universidade Federal de Santa Catarina

Prof. Lineker Max Goulart Coelho, Dr.

Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais

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

---

Prof.<sup>a</sup> Maria Eliza Nagel Hassemer, Dra.

Coordenadora do Programa

---

Prof. Armando Borges de Castilhos Jr., Dr.

Orientador

Florianópolis, 2021.

Este trabalho é dedicado àqueles que travam batalhas diárias pela preservação de nossos ecossistemas.

## AGRADECIMENTOS

Os pontos que ligam a direção de nossas vidas, algumas vezes representados por momentos complexos, são traçados por inflexões promovidas por pessoas que, voluntariamente ou não, nos abrem portas, mostram oportunidades, despertam reflexões e nos permitem evoluir. Dentre todas essas pessoas, meu ponto de partida, minha mãe, Elisa Faride Seleme, contribuiu em uma educação permeada de carinho, vigilância e dedicação.

Os primeiros anos de minha infância e construção das bases de minha personalidade, devo ao ensino francês e as amizades construídas no país. Nesse momento, a diferença cultural e a falta de destreza na língua me tornou uma pessoa observadora e ouvinte, fatores relevantes para a construção da ciência. Meu irmão, Felipe Seleme Ribeiro, que me acompanhou com mais intensidade durante essa fase e adolescência, pela sua maneira de ver a vida, ainda hoje me apresenta grandes debates que devemos fazer dentro de nossa sociedade.

A Universidade Federal de Santa Catarina, que me permitiu formação, gratuita e de livre pensamento, em Engenharia Sanitária e Ambiental. Os laços construídos com cada uma das pessoas que fizeram parte dessa etapa e daquelas que participaram da minha construção profissional, até os dias atuais, tem uma relevância indescritível, específica para cada um dos desafios transpostos. Paralelamente, a CAPES, que oportunizou enriquecimento cultural de extrema importância para minha construção acadêmica e profissional, permitiu-me a realização de Mestrado na École Nationale Supérieure de Chimie de Rennes na França, orientado brilhantemente pelo professor Didier Hauchard.

A carreira acadêmica, continuada por meio desta tese de doutorado, teve o apoio e o incentivo de muitas pessoas queridas e de instituições, a quem devo a minha gratidão, entre elas colegas de trabalho, professores, alunos orientados, profissionais da COMCAP, pesquisadores do LARESO e profissionais do PPGEA. Faço enorme destaque à participação do professor Armando Borges de Castilhos Júnior, presente desde a iniciação científica, até a pós-graduação. Pessoa de talento maestral na condução das conexões necessárias para o desenvolvimento da ciência. Sua empatia abriu portas em momentos chave e permitiu um processo de doutoramento natural e leve.

No entanto, a naturalidade e a leveza relacionada à vida transfiro a responsabilidade à minha esposa e amante, Juliana do Carmo. Seu carinho impulsiona momentos únicos, afaga

aflições e sua personalidade traz a fundação necessária para que os nossos objetivos sejam construídos em valores sólidos.

Por fim, agradeço ao meu pai, William Gerson Matias, que, através de um grande ponto de inflexão em sua vida, conquistado por muito esforço e perseverança, permitiu que eu conhecesse um mundo pautado na educação e na equidade social.



*“Embora os desafios não tenham precedentes, e as discordâncias sejam intensas, o gênero humano pode se mostrar à altura do momento se mantivermos nossos temores sob controle e formos um pouco mais humildes quanto a nossas opiniões.”*

(HARARI, 2018)

## RESUMO

Para que a governança do gerenciamento de resíduos sólidos seja pautada sobre técnicas adequadas que proporcionem a melhor tomada de decisão de longo prazo é preciso a compreensão adequada das soluções disponíveis para lidar com esses materiais. Esse trabalho reuniu e caracterizou diferentes arranjos operacionais de gerenciamento de resíduos sólidos domiciliares em evidência no Brasil e no cenário internacional para então desenvolver uma ferramenta de apoio à decisão que, incorporando as diferentes especificidades de cada arranjo, permite modelar e mensurar os fluxos quanti-qualitativos de resíduos – desde a geração, tratamento, até disposição final – e assim avaliar a performance econômica, social, energética e ambiental da cadeia operacional integrada dos sistemas de manejo, reais e potenciais, servindo de subsídio à gestão de resíduos sólidos domiciliares no contexto brasileiro e em países em desenvolvimento. A ferramenta de apoio à decisão, nomeada de TOTAL waste, foi aplicada em diferentes arranjos operacionais para um município-alvo de aproximadamente 500 mil habitantes. Os resultados da aplicação da ferramenta permitiram quantificar, em cada cenário analisado, o impacto em 20 anos de diferentes estratégias de gerenciamento de resíduos sólidos sobre diferentes critérios, tais como: despesas operacionais e de investimentos; número de pessoas necessárias para operação dos serviços; emissões equivalentes de dióxido de carbono, produção e consumo energético, entre outros. Pode-se concluir que a tomada de decisão deve estar devidamente instruída quanto aos resultados positivos e negativos de cada estratégia analisada, já que nenhum cenário analisado mostrou o melhor desempenho em todos os critérios. O melhor cenário mostrou ser aquele em que seus resultados estão alinhados aos atributos a serem preferencialmente adotados em uma tomada de decisão. Tal preferência não pode ser definida sem que se conheça as condições econômicas regionais, as demandas legais ambientais e as condições de emprego e renda.

**Palavras-chave:** Resíduos Sólidos Domiciliares; Ferramenta de Apoio à Decisão; Governança; Gerenciamento Integrado.

## ABSTRACT

The governance of solid waste management must be guided by appropriate techniques that provide the best long-term decision-making, for this it is necessary to have an adequate understanding of the available solutions to deal with these materials. This work characterized different operational arrangements for the management of household solid waste in evidence in Brazil and in the international scenario to then develop a decision support tool that, incorporating the different specificities of each arrangement, allows to model and measure the quantitative and qualitative flows of waste - from generation, treatment, to final disposal - and it allows to evaluate the economic, social, energy and environmental performance of the integrated operational chain of management systems, real and potential, serving as a subsidy to the management of household solid waste in the Brazilian context and in developing countries. The decision support tool, called TOTAL waste, was applied in different operational arrangements for a target municipality of approximately 500 thousand inhabitants. The results of the application of the tool made it possible to quantify, in each scenario analyzed, the impact over 20 years of different solid waste management strategies on different criteria, such as: operating and investment expenses; number of people needed to operate the services; equivalent carbon dioxide emissions, energy production and consumption, among others. It is concluded that the decision making must be properly aware of the positive and negative results of each analyzed strategy, since no analyzed scenario showed the best performance in all criteria. The best scenario proved to be one where its results are aligned with the attributes to be preferentially adopted in a decision making. This preference cannot be defined without knowing the local economic conditions, the legal environmental demands and the conditions of employment and income.

**Keywords:** Household Solid Waste; Decision Support Tool; Governance; Integrated Management.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Geração global total de resíduos para cenários SSP1, SSP2 e SSP3 até o ano 2100. .....	30
Figura 2: Geração de resíduos sólidos urbanos em grupo de países da OECD (1.000 toneladas). .....	40
Figura 3: Panorama da geração de resíduos sólidos municipais (kg/hab.ano) de países integrantes à OECD. ....	41
Figura 4: Crescimento populacional (1.000.000 habitantes). ....	42
Figura 5: Grupo de países com tendência declinante acentuada quanto à geração de resíduos sólidos urbanos <i>per capita</i> . ....	43
Figura 6: Grupo de países com tendência declinante moderada quanto à geração de resíduos sólidos urbanos <i>per capita</i> . ....	43
Figura 7: Grupo de países com tendência declinante leve quanto à geração de resíduos sólidos urbanos <i>per capita</i> . ....	44
Figura 8: Grupo de países com tendência crescente quanto à geração de resíduos sólidos urbanos <i>per capita</i> . ....	45
Figura 9: Geração de resíduos sólidos domiciliares per capita (kg/pessoa.dia) no Brasil entre 2005 e 2017. ....	47
Figura 10: Regressão linear segmentada de uma série de geração de resíduos sólidos domiciliares per capita (kg/pessoa.dia). ....	47
Figura 11: Geração diária total de resíduos sólidos domiciliares no Brasil. ....	48
Figura 12: Evolução da geração de resíduos sólidos domiciliares per capita nas regiões brasileiras. ....	49
Figura 13: Projeção da geração total de resíduos sólidos no Brasil. ....	49
Figura 14: Tratamento e destinação final de Resíduos Sólidos no Brasil. ....	51
Figura 15: Representação de um Sistema de Gerenciamento de Resíduos genérico. ....	73
Figura 16: O paradigma do Sistema Integrado de Gerenciamento de Resíduos Sólidos. ....	76

Figura 17: Espécies de unidades de acondicionamento de resíduos sólidos domiciliares comumente encontrados no Brasil. (A) Sacos plásticos disponibilizadas no meio fio para coleta; (B) Contêineres individuais e coletivos; (C) Lixeiras juntas ao muro da unidade geradora ou no passeio. ....	79
Figura 18: Espécies de veículos coletores de resíduos sólidos comumente encontrados no Brasil. (A) Veículo com caçamba fechada com um compartimento, sem mecanização, sem içamento e carregamento pela extremidade traseira; (B) Veículo com caçamba fechada com um compartimento, com compactação, com içamento assistido e carregamento pela extremidade traseira; (C) Veículo com caçamba aberta com um compartimento, sem mecanização (compactação), sem içamento e com carregamento não específico. ....	82
Figura 19: Classificação proposta por Rodrigues, Martinho e Pires (2016) sobre métodos de coleta de resíduos sólidos. ....	83
Figura 20: Procedimento de coleta porta a porta, em que o operador realiza o procedimento em cada unidade geradora. Os geradores são responsáveis pela disponibilização de seus resíduos apenas na testada de seus imóveis. ....	84
Figura 21: Coleta ponto a ponto, em que o operador realiza o procedimento em apenas um ponto. Os geradores são responsáveis pela disposição de seus resíduos nesses pontos. ....	85
Figura 22: (A) Estratégia de coleta em que os veículos encaminham diretamente os resíduos à unidade de tratamento ou disposição final; (B) Estratégia de coleta com utilização de estação de transferência de resíduos sólidos domiciliares (Estação de Transbordo). ....	87
Figura 23: Métodos de compostagem com diferentes capacidades de processamento de resíduos sólidos. ....	90
Figura 24: Ferramentas utilizadas na análise de sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos, com base na Engenharia de sistemas. ....	96
Figura 25: Componentes encontrados na avaliação de desempenho dos sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos municipais. ....	97
Figura 26: Abordagens e evolução das ferramentas de avaliação de desempenho. ....	99
Figura 27: Indicadores segundo a área de importância junto as questões sustentáveis. ....	111

Figura 28: Dimensões dos indicadores e componentes do sistema ao qual pertencem de acordo com Cervantes <i>et al.</i> (2018). .....	112
Figura 29: Proposta de Indicadores e Métricas para avaliação da dimensão social dos sistemas de gerenciamento de resíduos sólido domiciliares.....	119
Figura 30: Potencial de recuperação energética de diferentes tecnologias WTE para diferentes espécies de resíduos sólidos domiciliares. ....	124
Figura 31: Temas selecionados durante revisão da literatura e organização da estrutura de apresentação do artigo.....	131
Figura 32: Etapas inerentes ao gerenciamento dos resíduos sólidos domiciliares segundo origem. ....	133
Figura 33: Exemplo de etapas inerentes ao gerenciamento de resíduos sólidos domiciliares segundo destino.....	134
Figura 34: Fluxos econômico, social, energético e ambiental exemplificativos no gerenciamento de resíduos sólidos domiciliares.....	134
Figura 35: Fluxo econômico e material da cadeia de extração, produção, consumo e geração, tratamento e disposição final de resíduos sólidos domiciliares. ....	135
Figura 36: Composição do sistema de gerenciamento do cenário inicial. ....	143
Figura 37: Composição do sistema de gerenciamento do cenário 02. ....	144
Figura 38: Composição do sistema de gerenciamento do cenário 03. ....	144
Figura 39: Esquema da composição um sistema de gerenciamento. ....	149
Figura 40: Cenário exemplificativo de uma unidade de planejamento.....	151
Figura 41: Etapa de coleta indiferenciada com modelo porta a porta e ponto em ponto ( $j_1$ ). ....	151
Figura 42: Etapa de coleta diferenciada com modelo exclusivamente porta a porta ( $j_2$ ).....	152
Figura 43: Representação das unidades de gerenciamento de resíduos (x). ....	153
Figura 44: Balanço de massa e assimilação de atributos econômicos, sociais e ambientais em uma unidade de planejamento.....	154
Figura 45: Etapas de alimentação e utilização da ferramenta. ....	155
Figura 46: Layout de caracterização da evolução populacional segundo método “manual”. ....	157

Figura 47: Layout de caracterização da evolução populacional segundo método “estatístico”.	157
Figura 48: Layout de caracterização da evolução da geração per capita segundo método “manual”.	158
Figura 49: Layout de caracterização da evolução da geração per capita segundo método “estatístico”.	158
Figura 50: Etapa de caracterização da composição gravimétrica da unidade de planejamento.	159
Figura 51: Equalização temporal entre os parâmetros para identificação da produção mássica total.	160
Figura 52: Cadastro das unidades de gerenciamento e lançamento das entradas e saídas diretas.	161
Figura 53: Cadastro dos sistemas de coleta e seus aspectos financeiros e sociais.	161
Figura 54: Cadastro das rotas de coleta.	162
Figura 55: Informações gerais para cada rota de coleta cadastrada.	162
Figura 56: Informações mássicas para cada rota de coleta cadastrada.	163
Figura 57: Informações energéticas para cada rota de coleta cadastrada.	163
Figura 58: Informações ambientais para cada rota de coleta cadastrada.	164
Figura 59: Balanço mássico (entrada e saída) em uma espécie de tratamento.	164
Figura 60: Exemplo de um fluxograma apresentado pela ferramenta.	165
Figura 61: Resultado das extensões de rota percorrida por cada espécie e técnica de coleta, índice de formalidade e parâmetros de prospecção.	166
Figura 62: Resultado da massa coletada por cada espécie e técnica de coleta, índice de formalidade e parâmetros de prospecção.	166
Figura 63: Parâmetros financeiros por espécie e técnica de coleta e setor (formal e informal).	167
Figura 64: Parâmetros sociais por espécie e técnica de coleta e setor (formal e informal).	167

Figura 65: Parâmetros energéticos por espécie e técnica de coleta e setor (formal e informal). .....	167
Figura 66: Parâmetros ambientais por espécie e técnica de coleta e setor (formal e informal). .....	167
Figura 67: Caracterização geral da unidade de gerenciamento.....	169
Figura 68: Balanço de massa da unidade de gerenciamento.....	169
Figura 69: Aspectos financeiros da unidade de gerenciamento.....	170
Figura 70: Aspectos sociais da unidade de gerenciamento.....	171
Figura 71: Aspectos energéticos da unidade de gerenciamento. ....	172
Figura 72: Aspectos ambientais da unidade de gerenciamento. ....	172
Figura 73: Resultados anuais do balanço de massa da unidade de gerenciamento (exemplo). .....	173
Figura 74: Resultados financeiros anuais da unidade de gerenciamento (exemplo). ....	174
Figura 75: Resultados sociais anuais da unidade de gerenciamento (exemplo). ....	174
Figura 76: Resultados energéticos anuais da unidade de gerenciamento (exemplo).....	176
Figura 77: Resultados ambientais anuais da unidade de gerenciamento (exemplo).....	176
Figura 78: Resultado global do balanço de massa da unidade de gerenciamento. ....	177
Figura 79: Resultado global do balanço financeiro da unidade de gerenciamento.....	178
Figura 80: Resultado global do balanço social da unidade de gerenciamento.....	178
Figura 81: Resultado global do balanço energético da unidade de gerenciamento. ....	179
Figura 82: Resultado global do balanço ambiental da unidade de gerenciamento. ....	179
Figura 83: Avaliação de sensibilidade para o parâmetro “receitas” do sistema de gerenciamento em relação à massa gerenciada. ....	195
Figura 84: Avaliação de sensibilidade para o parâmetro “OPEX” do sistema de gerenciamento em relação à massa gerenciada. ....	195
Figura 85: Avaliação de sensibilidade para o parâmetro “CAPEX” do sistema de gerenciamento em relação à massa gerenciada. ....	196



Figura 86: Avaliação de sensibilidade para o parâmetro “renda anual por pessoa e por tonelada” do sistema de gerenciamento em relação à massa gerenciada (escala logarítmica). .....	196
Figura 87: Avaliação de sensibilidade para o parâmetro “renda anual por pessoa e por hora produtiva” do sistema de gerenciamento em relação à massa gerenciada (escala logarítmica). .....	196
Figura 88: Avaliação de sensibilidade para o parâmetro “renda anual por pessoa” do sistema de gerenciamento em relação à massa gerenciada. ....	197
Figura 89: Avaliação de sensibilidade para o parâmetro “consumo energético por massa administrada” do sistema de gerenciamento em relação à massa gerenciada. ....	198
Figura 90: Avaliação de sensibilidade para o parâmetro “taxa de emissão de CO <sub>2</sub> -equiv/ton” do sistema de gerenciamento em relação à massa gerenciada. ....	198
Figura 91: Evolução do número de habitantes do município em estudo. ....	199
Figura 92: Evolução da geração per capita (kg/pessoa.dia) do município em estudo. ....	200
Figura 93: Produção total, massa coletada e distribuição das espécies e tipo de coleta do cenário inicial. ....	209
Figura 94: Produção total, massa coletada e distribuição das espécies e tipo de coleta do cenário 02. ....	210
Figura 95: Produção total, massa coletada e distribuição das espécies e tipo de coleta do cenário 03. ....	210
Figura 96: Balanço de massa (produzida, gerenciada, coletada e não gerenciada) do cenário inicial. ....	211
Figura 97: Balanço de massa (produzida, gerenciada, coletada e não gerenciada) do cenário 02. ....	211
Figura 98: Balanço de massa (produzida, gerenciada, coletada e não gerenciada) do cenário 03. ....	212
Figura 99: Distribuição da massa gerenciada entre as unidades do cenário inicial. ....	213
Figura 100: Distribuição da massa gerenciada entre as unidades do cenário 02. ....	213

Figura 101: Distribuição da massa gerenciada entre as unidades do cenário 03. ....	213
Figura 102: Resultado financeiro do cenário inicial. ....	214
Figura 103: Resultado financeiro do cenário 02. ....	214
Figura 104: Resultado financeiro do cenário 03. ....	215
Figura 105: Número de pessoas necessárias para a operação do cenário inicial. ....	215
Figura 106: Número de pessoas necessárias para a operação do cenário 02. ....	216
Figura 107: Número de pessoas necessárias para a operação do cenário 03. ....	216
Figura 108: Consumo energético total do cenário inicial. ....	217
Figura 109: Consumo energético total do cenário 02. ....	217
Figura 110: Consumo energético total do cenário 03. ....	217
Figura 111: Produção energética total do cenário 03. ....	218
Figura 112: Emissões efetivas e evitadas de CO <sub>2</sub> equivalente no cenário inicial. ....	219
Figura 113: Emissões efetivas e evitadas de CO <sub>2</sub> equivalente no cenário 02. ....	219
Figura 114: Emissões efetivas e evitadas de CO <sub>2</sub> equivalente no cenário 03. ....	219
Figura 115: Balanço de massa total dos diferentes cenários analisados. ....	220
Figura 116: Balanço financeiro dos diferentes cenários analisados. ....	222
Figura 117: Balanço social dos diferentes cenários analisados. ....	223
Figura 118: Balanço energético dos diferentes cenários analisados. ....	224
Figura 119: Balanço ambiental dos diferentes cenários analisados. ....	226

## LISTA DE QUADROS

Quadro 1: Classificação proposta por Rodrigues, Martinho e Pires (2016) sobre as características das unidades de acondicionamento de resíduos.....	78
Quadro 2: Classificação das unidades de acondicionamento segundo a tecnologia de mensuração dos resíduos e a identificação do gerador.....	80
Quadro 3: Classificação proposta por Rodrigues, Martinho e Pires (2016) sobre as características dos veículos coletores de resíduos sólidos.....	81
Quadro 4: Classificação dos veículos de coleta segundo a tecnologia de mensuração dos .....	82
Quadro 5: Espécies de operacionalização da etapa de coleta de resíduos sólidos domiciliares. ....	86
Quadro 6: Classificação e espécies de unidades de tratamento de resíduos sólidos. ....	88
Quadro 7: Trabalhos relacionados ao uso de indicadores para avaliação dos sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos. ....	110
Quadro 8: Trabalhos relacionados à Avaliação do Ciclo de Vida Social.....	115
Quadro 9: Trabalhos relacionados à Avaliação do Ciclo de Vida Social na gestão de resíduos. ....	116
Quadro 10: Valores típicos de PCS e de umidade dos componentes dos resíduos sólidos....	127
Quadro 11: Detalhamento das fases da pesquisa.....	128
Quadro 12: Faixas de variação dos parâmetros operacionais das unidades de gerenciamento. ....	137
Quadro 13: Critérios de variação dos parâmetros de entrada para a simulação de 10.000 cenários distintos.....	138
Quadro 14: Histórico populacional utilizado nos cenários.....	141
Quadro 15: Geração per capita (kg/hab.ano) histórica utilizada nos cenários. ....	141
Quadro 16: Composição gravimétrica padrão utilizada para caracterizar o sistema de gerenciamento em estudo. ....	142

Quadro 17: Composição gravimétrica na entrada de cada unidade de gerenciamento analisada. .....	145
Quadro 18: Indicadores-chave para a avaliação de desempenho.....	147
Quadro 19: Detalhamento dos parâmetros anuais das unidades de gerenciamento sob aspecto de balanço de massa.....	173
Quadro 20: Detalhamento dos parâmetros anuais das unidades de gerenciamento sob resultados financeiros.....	174
Quadro 21: Detalhamento dos parâmetros anuais das unidades de gerenciamento sob resultados sociais.....	175
Quadro 22: Detalhamento dos parâmetros anuais das unidades de gerenciamento sob resultados energéticos. ....	176
Quadro 23: Detalhamento dos parâmetros anuais das unidades de gerenciamento sob resultados ambientais. ....	177
Quadro 24: Composição gravimétrica padrão utilizada para caracterizar o sistema de gerenciamento em estudo.....	200
Quadro 25: Resultado de produção anual por fração (ton/ano). ....	201
Quadro 26: Caracterização dos sistemas de coleta utilizados no cenário inicial.....	202
Quadro 27: Caracterização geral das rotas que compõem os sistemas de coleta do cenário inicial.....	202
Quadro 28: Caracterização do balanço de massa e dos aspectos energéticos e ambientais das rotas que compõem os sistemas de coleta do cenário inicial. ....	203
Quadro 29: Caracterização das unidades de gerenciamento adotadas para composição do cenário inicial, cenário 02 e cenário 03.....	205
Quadro 30: Caracterização das unidades de gerenciamento adotadas complementares para composição do cenário 03.....	207
Quadro 31: Indicadores finais dos cenários analisados. ....	228
Quadro 32: CAPEX e OPEX (Compostagem). ....	252
Quadro 33: CAPEX e OPEX (Digestão anaeróbica).....	253
Quadro 34: CAPEX e OPEX (Tratamento Mecânico-Biológico). ....	254

Quadro 35: CAPEX e OPEX (Incineração). .....	255
Quadro 36: Parâmetros laborais de unidades de Compostagem.....	256
Quadro 37: Parâmetros laborais de unidades de Digestão Anaeróbica. ....	256
Quadro 38: Parâmetros laborais de unidades de Tratamento Mecânico-Biológico. ....	257
Quadro 39: Parâmetros laborais de unidades de Incineração. ....	257
Quadro 40: Parâmetros energéticos das unidades de tratamento. ....	259
Quadro 41: Emissões equivalentes de dióxido de carbono de unidades de tratamento. ....	265

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ACV	Análise de Ciclo de Vida
AEA	Agência Europeia do Ambiente
AHP	Analytic Hierarchy Process
API	Application Programming Interface
AVAC	Automated Vacuum Collection Systems
AWCS	Automated Waste Collection Systems
BSC	Biological Source Carbon
CAD	Computer-Aided Design
CAPEX	Capital Expenditure
CE	Comunidade Europeia
CMDMA	Comissão Mundial para o Desenvolvimento e Meio Ambiente
D-MOWIQ	Dynamic Model for Organic Waste Management in Quebec
EEA	European Environmental Agency
EIONET	European Environment Information and Observation Network
EPR	Extended Producer Responsibility
FCA	full costing accounting
FSC	Fossil Source Carbon
GEE	Gases de Efeito Estufa
GIS	Geographic Information System
GPS	Global Positioning System
HHV	High Heating Value
HRA	health risk assessment
HV	Heating Value
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IIASA	International Institute for Applied Systems Analysis
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
LCA	Life Cycle Analysis
LFG	Landfill Gas
LHV	Lower Heating Value
MBT	Mechanical-Biological Treatment
MCDA	Multi-Criteria Decision Analysis Methods
MCDM	Multiple-criteria decision-making
MRF	Material Recovery Facilities

OECD	Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico
ONG	Organizações Não-Governamentais
ONU	Organização das Nações Unidas
OPEX	Operational Expenditure
PAYT	Pay-As-You-Throw
PC	Poder Calorífico
PCI	Poder Calorífico Inferior
PCS	Poder Calorífico Superior
PIB	Produto Interno Bruto
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
PNUMA	Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente
QR Code	Quick Response Code
RDF	Refuse Derived Fuel
RFID	Radio-Frequency IDentification
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
SIG	Sistema de Informação Geográfica
SIWMS	Stochastic Integrated Waste Management Simulator
SMART	Solid Waste Management Resource Recovery Tool
SOW	Stabilized Organic Waste
SSP	Shared Socioeconomic Pathways
ST	Stochastic Process Techniques
SWIMS	Solid Waste Infrastructure Modelling System
SWOLF	Solid Waste Optimization Life-cycle Framework
TOC	Total Orgânico Carbon
UE	União Europeia
USD	Dólar americano
WFD	Waste Framework Directive
WTE	Waste to Energy
ZWI	Zero Waste Index

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	<b>27</b>
1.1	CONTEXTO E JUSTIFICATIVA.....	29
1.2	FUNDAMENTAÇÃO AO TEMA .....	33
<b>1.2.1</b>	<b>Panorama sobre a geração de resíduos sólidos.....</b>	<b>38</b>
<b>1.2.2</b>	<b>Panorama sobre a geração de resíduos sólidos no Brasil.....</b>	<b>46</b>
<b>1.2.3</b>	<b>Aspecto legais e normativos.....</b>	<b>52</b>
<i>1.2.3.1</i>	<i>Normatização internacional da gestão de resíduos sólidos .....</i>	<i>55</i>
<i>1.2.3.2</i>	<i>Aspectos normativos brasileiros .....</i>	<i>63</i>
<b>2</b>	<b>PROBLEMA DE PESQUISA</b> .....	<b>66</b>
<b>3</b>	<b>HIPÓTESES</b> .....	<b>70</b>
<b>4</b>	<b>OBJETIVO</b> .....	<b>71</b>
4.1	OBJETIVO GERAL .....	71
4.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	71
<b>5</b>	<b>ASPECTOS GERAIS SOBRE A GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS DOMICILIARES</b> .....	<b>72</b>
5.1	Evolução do gerenciamento dos resíduos sólidos domiciliares .....	72
5.2	Acondicionamento, coleta e transporte .....	76
<b>5.2.1</b>	<b>Acondicionamento</b> .....	<b>77</b>
<b>5.2.2</b>	<b>Equipamentos de coleta</b> .....	<b>80</b>
<b>5.2.3</b>	<b>Método de coleta</b> .....	<b>83</b>
<b>5.2.4</b>	<b>Operacionalização da coleta</b> .....	<b>84</b>
<b>5.2.5</b>	<b>Transporte</b> .....	<b>87</b>
5.3	Tratamento e disposição final .....	88
<b>6</b>	<b>MODELOS APLICADOS À AVALIAÇÃO DE DESEMPENHO E SUPORTE À DECISÃO NO GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS DOMICILIARES</b> .....	<b>93</b>



6.1	Classificação dos modelos conforme proposto na literatura .....	94
6.2	Abordagem e ferramentas de avaliação de desempenho .....	97
<b>6.2.1</b>	<b>Aplicação da ACV na avaliação de desempenho .....</b>	<b>99</b>
<b>6.2.2</b>	<b>Abordagem dinâmica na avaliação de desempenho .....</b>	<b>100</b>
<b>6.2.3</b>	<b>Incertezas na avaliação de desempenho e a abordagem integrada.....</b>	<b>103</b>
<b>6.2.4</b>	<b>Abordagem integrada na avaliação de desempenho .....</b>	<b>105</b>
6.3	Dimensões analisadas nos sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos municipais	106
<b>6.3.1</b>	<b>Indicadores reportados na literatura.....</b>	<b>109</b>
<b>7</b>	<b>METODOLOGIA.....</b>	<b>127</b>
7.1	FASES DA PESQUISA .....	128
7.2	ANÁLISE DE SENSIBILIDADE.....	137
7.3	CARACTERIZAÇÃO DOS CENÁRIOS EM ESTUDO .....	141
7.4	DADOS DE ENTRADA, PROJEÇÕES E INTERPRETAÇÃO DOS RESULTADOS .....	145
<b>8</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÕES.....</b>	<b>148</b>
8.1	TOTAL WASTE: FERRAMENTA DE AVALIAÇÃO DE DESEMPENHO ...	149
<b>8.1.1</b>	<b>Fundamentação teórica da ferramenta de avaliação de desempenho .....</b>	<b>149</b>
<b>8.1.2</b>	<b>Etapas de alimentação e utilização da ferramenta .....</b>	<b>154</b>
8.1.2.1	<i>Etapa A: Delimitação e caracterização populacional da unidade de planejamento</i>	<i>156</i>
8.1.2.2	<i>Etapa B: Caracterização mássica da unidade de planejamento.....</i>	<i>157</i>
8.1.2.3	<i>Etapa C: Composição gravimétrica da unidade de planejamento.....</i>	<i>158</i>
8.1.2.4	<i>Etapa D: Resumo da produção total esperada nos próximos anos.....</i>	<i>159</i>
8.1.2.5	<i>Etapa E: Cadastro dos Sistemas de Coleta e Unidades de Gerenciamento.....</i>	<i>160</i>
8.1.2.6	<i>Etapa F: Fluxograma .....</i>	<i>164</i>

8.1.2.7	<i>Etapa G: Cobertura de coleta e extensão dos trechos.....</i>	165
8.1.2.8	<i>Etapa H: Parametrização dos sistemas de coleta.....</i>	166
8.1.2.9	<i>Etapa I: Parametrização das Unidades de Gerenciamento .....</i>	168
8.1.2.10	<i>Etapa J: Balanço Final .....</i>	179
8.1.2.11	<i>Etapa K: Gráficos .....</i>	180
8.1.2.12	<i>Etapa L: Padrões adotados.....</i>	180
<b>8.1.3</b>	<b>Indicadores de desempenho avaliados .....</b>	<b>181</b>
8.1.3.1	<i>Definição das tendências de longo prazo .....</i>	181
8.1.3.2	<i>Cálculo de indicadores de desempenho .....</i>	185
8.2	VALIDAÇÃO DA FERRAMENTA E ANÁLISE DE SENSIBILIDADE .....	194
8.3	APLICAÇÃO DA FERRAMENTA E RESULTADOS DOS CENÁRIOS.....	199
<b>9</b>	<b>CONCLUSÕES E VERIFICAÇÃO DAS HIPÓTESES .....</b>	<b>229</b>
<b>10</b>	<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS.....</b>	<b>230</b>

## 1 INTRODUÇÃO

Os processos de produção de bens e serviços, decorrentes das necessidades individuais e coletivas, são atividades que fundamentam nossa economia, sem as quais a complexidade e a destreza de nossa organização social possivelmente não seria como é usufruída atualmente. Entretanto, não é possível imaginar a prevalência dessas características, tanto quanto a vida humana, sem a devida manutenção, em última análise, dos recursos naturais necessários para tal.

Uma consequência do modelo social e econômico adotado na idade contemporânea é a instituição de uma complexa cadeia integrada de processos de transformação e de suprimento. Nela, os produtos (saídas) de grande parte dos processos são compostos, inclusive, por frações indesejadas com baixo valor econômico e social, classificados como rejeitos, traduzidos em externalidades negativas, que por sua vez, possuem diferentes potenciais de impacto ambiental e requerem manejo técnico apropriado.

Uma vez assumindo que os padrões de produção e consumo são fatores-causa da geração de resíduos, esses devem ser analisados, discutidos e melhorados, principalmente onde: (1) não se praticam ações, ou essas são insuficientes, com o propósito de reduzir a geração das saídas indesejadas (resíduos) nos processos de transformação; (2) constatam-se ações ineficientes de gerenciamento e manejo desses materiais com o objetivo de valora-los como matéria-prima em processos distintos; ou, finalmente, (3) não se observam ações que preservem o seu retorno ao ambiente natural de maneira segura (tratamento).

As discussões internacionais relacionadas à complexidade, à quantidade e à periculosidade dos rejeitos decorrentes do ciclo de vida dos bens e dos serviços produzidos mostram o reconhecimento que se tem dado ao assunto no que se refere à preservação da qualidade ambiental (JOHNSON, 2007) (BURSZTYN e BURSZTYN, 2012).

A Organização das Nações Unidas (ONU) reporta em um de seus objetivos para o desenvolvimento sustentável a serem atingidos até 2030 – editados no ano de 2015 por ocasião da Cúpula das Nações Unidas para o Desenvolvimento Sustentável ocorrida na cidade de Nova York – a necessidade dos estados-membro em assegurarem padrões de produção e de consumo sustentáveis (UN, 2015). Para o atingimento dessa diretriz, é consenso de que se faz necessária a redução da geração de resíduos por meio da prevenção, redução, reciclagem e

reuso, um desafio amplo e complexo, que envolve aspectos econômicos, sociais e ambientais em escala global.

A pluralidade de cenários e de tendências que podem ser encontrados sobre o tema, nos diversos países, com seus diferentes comportamentos socioeconômicos, é assunto a ser estudado para que boas práticas normativas e gerenciais possam ser compreendidas, aperfeiçoadas e difundidas de maneira integrada, na medida de sua aplicabilidade, em regiões carentes de índices ambientais apropriados.

No entanto, tomando-se o princípio da precaução explicado por Derani (1997) como, uma atuação “racional” para com os bens ambientais, com a mais cuidadosa apreensão possível dos recursos naturais [...], que vai além de simples medidas para afastar o perigo.

e dados os diferentes setores envolvidos no tema, torna-se fundamental a avaliação e o monitoramento dos diversos fatores conexos – sejam eles sociais, econômicos, ambientais, etc. – quando da aplicação de qualquer prática, ou desenvolvimento de políticas públicas, que possam interferir nos índices de geração de resíduos, reciclagem, disposição final desses materiais, entre outros.

Nos países em desenvolvimento, o manuseio de resíduos sólidos é uma das principais despesas incorridas pelas autoridades governamentais (ALELUIA e FERRÃO, 2017). Portanto, é importante que os formuladores de políticas e profissionais tenham uma compreensão adequada das soluções disponíveis para lidar com esses materiais, desde a coleta até o descarte, permitindo que a governança desse serviço público seja pautada sobre técnicas adequadas que proporcionem a melhor tomada de decisão de longo prazo.

Dessa maneira, esse trabalho reuniu e caracterizou diferentes arranjos operacionais de gerenciamento de resíduos sólidos domiciliares em evidência no Brasil e no cenário internacional para então desenvolver uma ferramenta de apoio à decisão que, incorporando as diferentes especificidades de cada arranjo, permite modelar e mensurar os fluxos quanti-qualitativos de resíduos – desde a geração, tratamento, até disposição final – e assim avaliar a performance econômica, social, energética e ambiental da cadeia operacional integrada dos sistemas de manejo, reais e potenciais, servindo de subsídio à governança da gestão de resíduos sólidos domiciliares no contexto brasileiro e em países em desenvolvimento.

A ferramenta de apoio à decisão, nomeada de TOTAL waste, foi construída em plataforma de acesso comum aos diferentes usuários-alvo, tanto agentes públicos, quanto agentes privados e pesquisadores, tendo sido validada através da sua apresentação e detalhamento para diferentes atores envolvidos na gestão de resíduos sólidos no contexto

nacional, público e privado, e através de simulação aplicando diferentes arranjos operacionais para um município-alvo de aproximadamente 500 mil habitantes, utilizando-se parâmetros reais, disponibilizados pela empresa operadora dos serviços de coleta e tratamento de resíduos sólidos urbanos do município-alvo, e parâmetros referenciados junto à literatura.

Os resultados da aplicação da ferramenta permitiram quantificar, em cada cenário analisado, o impacto de longo prazo de diferentes estratégias de gerenciamento de resíduos sólidos sobre indicadores econômicos, sociais, energéticos e ambientais, definidos por meio de revisão bibliográfica dos diferentes modelos e ferramentas de avaliação de desempenho disponíveis hoje no contexto nacional e internacional.

Através dessas informações, disponibilizam-se meios para que seja possível identificar as melhores alternativas, ou aquelas que gerem maiores impactos positivos e menores impactos negativos, na definição dos modais de gerenciamento de resíduos sólidos.

O trabalho está apoiado no domínio de resíduos sólidos domiciliares. A referência legal brasileira define essa categoria como materiais originários de atividades domésticas em residências urbanas (BRASIL, 2010). Destaca-se que os resíduos sólidos domiciliares compõem – junto com resíduos originários da varrição, limpeza de logradouros e vias públicas e outros serviços de limpeza urbana – os resíduos sólidos urbanos.

## 1.1 CONTEXTO E JUSTIFICATIVA

Hoornweg, Bhada-Tata e Kennedy (2014), segundo Ilson, Rodic, *et al.* (2015), fundamentaram discussões do Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente apresentando diferentes cenários e tendências da geração de resíduos em escala global (Figura 1). Os autores identificaram a evolução da geração *per capita* para os próximos anos, segundo três cenários socioeconômicos distintos adotados (SSP1, SSP2 e SSP3)<sup>1</sup>, denominados *Shared*

---

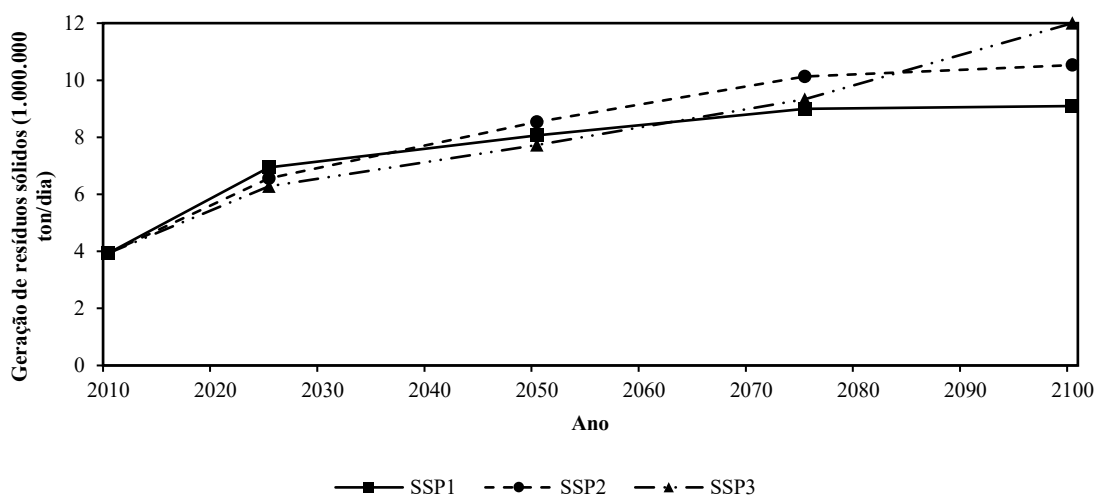
<sup>1</sup> SSP1: o mundo muda gradualmente, mas de maneira generalizada, em direção a um caminho mais sustentável, enfatizando um desenvolvimento mais inclusivo que respeite os limites ambientais percebidos; SSP2: o mundo segue um caminho no qual as tendências sociais, econômicas e tecnológicas não mudam acentuadamente dos padrões históricos; SSP3: um nacionalismo ressurgente, preocupações com competitividade e segurança e conflitos regionais levam os países a se concentrarem cada vez mais em questões domésticas ou, no máximo, regionais; SSP4: investimentos altamente desiguais em capital humano, combinados com disparidades crescentes em oportunidades econômicas e poder político, levam a crescentes desigualdades e estratificação entre países e dentro dos países; SSP5: este mundo coloca uma

*Socioeconomic Pathways* (SSPs) e formatados pelo Instituto Internacional de Análise de Sistemas Aplicados (*International Institute for Applied Systems Analysis – IIASA*) para apoiar em discussões do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC).

De maneira simplificada, os cenários adotados no estudo caracterizam-se por prognósticos com as seguintes características: desenvolvimento sustentável com a redução do uso de recursos e diminuição na dependência de combustíveis fósseis, atingindo uma população declinante de 7 bilhões de indivíduos até 2100 (SSP1); manutenção das tendências atuais, pouco progresso quanto ao desenvolvimento sustentável e população declinante de 9,5 bilhões de indivíduos até 2100 (SSP2); e, ocorrência de regiões de extrema pobreza, com bolsões moderados de riqueza, declínio nos padrões de qualidade de vida e população crescente de 13,5 bilhões de indivíduos até 2100 (SSP3).

Modelando-se os comportamentos atuais sociais e econômicos sob os cenários citados, em diferentes regiões geográficas (137 países), dentre elas África Subsaariana, Centro-Leste e Norte Africano, América Latina e Caribe, Ásia, Europa e Pacífico, os resultados do trabalho mostraram que em 2050 as tendências, independentemente dos cenários, poderão mostrar uma geração de resíduos aproximada de 8 milhões de toneladas por dia, diferenciando-se de forma mais acentuada até o ano de 2100.

Figura 1: Geração global total de resíduos para cenários SSP1, SSP2 e SSP3 até o ano 2100.



Fonte: Adaptado de Hoornweg, Bhada-Tata e Kennedy (2014).

O estudo ainda mostra dados sobre o comportamento da geração *per capita* diária ao longo desse período, destacando que os maiores índices de geração são encontrados nos países integrantes à Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OECD), os quais diferem em uma amplitude de aproximadamente 1,8 kg/hab.dia dos países que compõem a África Subsaariana, onde se encontram os menores índices de geração *per capita* atuais. Essa diferença deverá diminuir para 0,55 kg/hab.dia até o ano final projetado (2100), porém ainda chegando aos limites superior e inferior de 1,95 e 1,4 kg/hab.dia (HOORNWEG, BHADATATA e KENNEDY, 2014), respectivamente aos conjuntos citados, sob o cenário SSP2.

Especificamente na América Latina, igualmente sob o cenário SSP2, estima-se que de pouco mais de 1 kg/hab.dia registrados em 2010, esse valor possa chegar a quase 1,8 kg/hab.dia, representando uma mudança de 500 mil toneladas de resíduos gerados por dia para aproximadamente 1,3 milhão de toneladas por dia.

Importante destacar, inclusive ratificado pelos autores, que as projeções das taxas de geração de resíduos e a sua intensidade são baseadas no crescimento da população urbana, bem como nos padrões de vida e no comportamento humano atual e esperado. Mudanças em um desses aspectos podem alterar os cenários projetados.

Por isso, em 2018 o Banco Mundial publicou um novo estudo reavaliando as projeções realizadas, concluindo que a geração de resíduos sólidos registrada em 2016 já estava aproximadamente 0,5 milhões de toneladas por dia superior à projeção de Hoornweg, Bhadattata e Kennedy publicada em 2014 (WORLD BANK, 2018).

A nova projeção realizada baseou-se fundamentalmente em dois fatores: o PIB e o crescimento populacional. Esses fatores permitiram estimar que em 2030 é esperada uma geração mundial de resíduos sólidos de 2,59 bilhões de toneladas anualmente. Até 2050, a geração de resíduos sólidos mundial pode chegar a 3,4 bilhões de toneladas por ano.

O estudo do Banco Mundial (2018) mostra também o comportamento da geração diária *per capita* de resíduos sólidos. A maior taxa de geração é encontrada em países de elevada renda, em 2016 seus dados se diferenciaram em uma amplitude de aproximadamente 1,12 kg/pessoa.dia dos países da África Subsaariana, onde são encontrados os menores valores de geração.

Especificamente para a América Latina e Caribe, é estimado que a média da geração de resíduos sólidos pode passar de 0,99 kg/pessoa.dia em 2016 (231 milhões de toneladas) para aproximadamente 1,3 kg/pessoa.dia em 2050 (369 milhões de toneladas).

Sendo assim, apesar das projeções serem crescentes, é preciso observar as práticas operacionais e as diretrizes normativas adotadas por países que mostram tendências decrescentes de geração de resíduos, bem como ações de manejo e valoração de resíduos que promovam processos integrados, voltados à economia circular<sup>2</sup>, e, principalmente inseri-las, na medida de sua aplicabilidade, em regiões com tendências inadequadas, como alternativa a ser explorada com o objetivo de minimizar os impactos do prognóstico posto.

Para que essas alternativas sejam aplicadas de modo eficiente, devem ser observados seus efeitos no longo prazo, tomado como premissa o ordenamento técnico, social e jurídico em que se pretende alocar tais ações. Entende-se que, além da avaliação de desempenho sobre a geração de resíduos sólidos, devem ser avaliados os desempenhos de estratégias gerenciais e normativas adotadas nos seus aspectos econômico, social, energético e ambiental, de modo a preservar a sustentabilidade econômico-financeira das ações e a redução de suas externalidades negativas nesses aspectos.

Para isso, identificados os modelos pretendidos de manejo de resíduos sólidos domiciliares, é fundamental a utilização de ferramenta que permita avaliar seus comportamentos sob diferentes cenários específicos, permitindo que gestores públicos e técnicos possam tomar decisões fundamentadas em análises integradas e de longo prazo.

---

<sup>2</sup> É importante destacar o que se tem debatido atualmente sobre o conceito de economia circular (*Circular Economy* - CE) para ressaltar sua importância e limitações sobre a temática. Segundo Ferreira, Avelino, *et al.* (2016), inicialmente a economia, vista como linear, caracteriza-se por um modelo baseado na extração de matérias-primas e sua transformação em produtos que, depois de usados, são tratados como resíduos e descartados. Porém, essa abordagem "take-make-dispose" resultou em um aumento na geração de resíduos, no uso extensivo de matérias-primas não-renováveis e no surgimento de problemas ambientais inerentes, apontando rapidamente para práticas de economia circular, a qual se caracteriza pela adoção de práticas em que os materiais são reutilizados, produzindo novos produtos por meio da reutilização, recuperação e reciclagem. Seu conceito e sua aplicação tem se tornado popular e adotado por políticas de mercado da China e de países integrantes à União Europeia como uma solução que permite às empresas e aos consumidores a redução de impactos ao meio ambiente, bem como a fechamento do ciclo de vida dos produtos (PRIETO-SANDOVAL, JACA e ORMAZABAL, 2017). No entanto, esse conceito ainda é explorado nos aspectos técnicos dos fluxos físicos reais de materiais e energia nos sistemas de produção e consumo, deixando-se de ser analisados e explorados os pressupostos básicos relativos aos valores sociais, hábitos culturais e o seu potencial paradigmático (KORHONEN, NUUR, *et al.*, 2017), bem como seu fundamento está na reutilização e não especificamente sobre a não geração.



## 1.2 FUNDAMENTAÇÃO AO TEMA

A evolução da gestão de resíduos sólidos está diretamente vinculada à evolução de nossa história enquanto seres vivos organizados em sociedade. Inicialmente, enquanto nômades, as consequências do agrupamento de poucos indivíduos não abalavam os fluxos naturais do ambiente onde viviam, pois, ainda que os processos de extração e de produção gerassem fluxos residuais de materiais inservíveis durante a caça e a extração de alimentos, por exemplo, esses eram naturalmente e facilmente reincorporados ao sistema natural pelos serviços ecossistêmicos.

Devido ao aprimoramento de técnicas de plantio e criação de animais a vida nômade deu lugar à vida sedentária, há cerca de 10 mil anos, na chamada Revolução Neolítica (CURI, 2013). Esse fato fez com que os assentamentos e as pequenas aldeias dessem lugar às primeiras cidades, onde, futuramente, a concentração de pessoas levaria ao início da concentração de materiais residuais inservíveis.

Enquanto o nomadismo permitia a recomposição natural do ambiente, o sedentarismo passou a exigir que a recomposição de um determinado meio se desse concomitantemente à sua ocupação, já que muitas regiões teriam séculos, e até milênios, de ocupação. Essa recomposição passou a exigir a interferência humana por meio de ações artificiais de restauração e recuperação que pudessem auxiliar e acelerar os serviços ecossistêmicos.

A evolução que permitiu à nossa espécie chegar até o século XV, durante a Idade Média, especificamente no seu período final, nomeado de Baixa Idade Média, trouxe-nos o aprimoramento do modo de produção, apoiado essencialmente na agricultura (CURI, 2013). Ainda nesse período, a ausência de grandes epidemias, a abundância de recursos naturais, a lenta suavização do clima – o que permitiu o cultivo em locais anteriormente impróprios – possibilitaram o avanço agrícola e estimularam o crescimento populacional (FRANCO JR. e CHACON, 1980), incitando um processo cíclico de aumento produtivo e demográfico, apoiado por conquistas territoriais e aperfeiçoamentos técnicos.

A produção agrícola de subsistência que fundamentava o modelo feudal da Baixa Idade Média deu lugar à economia de mercado, baseada na troca. Portanto, no século XV, nasceu o capitalismo mercantil em sequência ao feudalismo, criando-se um modo de produção baseado na manufatura e na noção de mercadoria - bem cujo objetivo final era a venda e a

obtenção de lucro. Abandonava-se, assim, o vínculo entre trabalho e subsistência, estabelecendo-se o acúmulo de capital como objetivo (CURI, 2013). Os processos de transformação passaram a ser interpretados como renda e não mais como mecanismos para garantir subsistência ao indivíduo, levando ao crescimento dos fluxos de produção e a busca da ampliação dos mercados fornecedores e consumidores.

Nesse momento também se fortaleciam os centros urbanos, onde, nas palavras de Braudel (1987),

O século XV, sobretudo depois de 1450, assiste a uma retomada geral da economia, em benefício das cidades, as quais, favorecidas pela elevação dos preços “industriais”, ao mesmo tempo que os preços agrícolas estagnam ou declinam, progridem mais depressa que o interior. Nenhum erro possível: nesse momento, o papel propulsor é o das lojas de artesãos ou, melhor ainda, dos mercados urbanos. São esses mercados que ditam a lei. A retomada é assim marcada no nível mínimo da vida econômica.

Mais tarde, já no século XVI, as grandes navegações abririam as portas do Novo Mundo, oferecendo ao mesmo tempo matérias-primas abundantes para os processos de transformação e novos destinos para as mercadorias europeias (CURI, 2013), bem como permitiria a expansão geográfica dos resíduos decorrentes das atividades econômicas à época.

Para tratar desse período e das mudanças que ocorreriam nos próximos séculos, relacionadas à produção de resíduos e sua expansão global, principalmente durante a segunda metade do século XX, Farina (2007) cita Clive Punting, o qual faz uma análise sobre as transformações ocorridas depois do século XVI,

Durante as grandes navegações, desencadeou-se um processo de integração gradual das diferentes partes do mundo em um único sistema. Antes desse período, diferentes áreas do mundo evoluíram isoladamente, porém, após a expansão europeia em 1500, criou-se uma economia mundial integrada. A posição geopolítica da Europa do século XVI até o século XX afetou drasticamente toda uma gama de ecossistemas e reformulou as relações entre as diferentes regiões do globo, onde a contaminação ambiental e a produção de resíduos, que eram essencialmente localizadas, aumentaram suas escalas.

Nesse ponto, além da alteração no alcance geográfico dos resíduos gerados nos processos de produção, seja pelo envio de bens a novos mercados, seja pela exportação dos métodos de produção – para consumo ou para produção de novos bens, ambos com suas frações inservíveis decorrentes – a integração das diferentes partes do mundo em uma economia mundial fez com que diferentes espécies e níveis de aperfeiçoamento nos processos de produção passassem a ser exigidos, ou necessários, entre as regiões integradas, decorrentes da influência de zonas centrais sobre zonas periféricas.

A relação entre zonas centrais e periféricas é explicada pelo conceito de economia-mundo, em que, entre outros aspectos, a interferência de uma região sobre outra dá-se quanto às espécies de bens e serviços que são produzidos e consumidos em cada uma delas, apoiada, inclusive, pelas importações e exportações.

O resultado dessa interferência e disparidade gera consequências nos distintos níveis de aprimoramento e eficiência necessários para a produção dos referidos bens e serviços em cada região, ocorrendo diferenças nos aspectos qualitativos e quantitativos dos fluxos residuais gerados. Nesse aspecto possibilita-se o desenvolvimento de distintos graus de estresses ambientais em áreas geográficas díspares, aparentemente integradas.

Para elucidar melhor o assunto, Braudel (1987) cita que desde a Idade Média e mesmo desde a Antiguidade, o mundo dividiu-se em zonas econômicas caracterizadas por regiões geográficas compostas por um núcleo com influência econômica em áreas circunvizinhas à ele. Diferente do conceito de economia mundial, a qual se entende como a economia do mundo considerada em seu todo, uma economia-mundo pode ser definida por um conjunto de características, a saber: ela ocupa um espaço geográfico dado; admite sempre um pólo (pode haver mais de um simultaneamente), um centro, representado por uma cidade dominante, e toda a economia-mundo se reparte em zonas sucessivas (núcleo central, zonas intermediárias e marginais) (BRAUDEL, 1987).

Importante destacar que a divisão de uma economia-mundo é estudada em zonas concêntricas, em que são cada vez menos favorecidas à medida que se distanciam de seu pólo. Nas palavras de Braudel (1987),

O esplendor, a riqueza, a alegria de viver, reúnem-se no centro da economia-mundo, em seu núcleo. É aí que o sol da história faz brilhar as cores mais vivas, e aí que se manifestam os preços altos, os salários altos, os bancos, as mercadorias “reais”, as indústrias lucrativas, as agriculturas capitalistas; e aí que se situam o ponto de partida e o ponto de chegada dos extensos tráficos, o afluxo dos metais preciosos, das moedas fortes, dos títulos de crédito. Esse nível da existência baixa de um tom quando se atinge os países intermediários, esses vizinhos, esses concorrentes, esses êmulos do centro. Aí, trocas imperfeitas, organizações bancárias e financeiras incompletas, mantidas frequentemente do exterior, indústrias relativamente tradicionais.

Do exposto, extrai-se que o mundo se caracteriza por um modelo, em que, determinadas regiões exercem influência nas demais, e que, com o aprimoramento das

navegações, a área de influência passou a atingir níveis cada vez maiores, quando, finalmente, chegou à escala global, devido ao alto grau de conectividade que é testemunhado atualmente.

Entendendo que a partir do Século XVI a Europa promoveu a integração da economia mundial, a sua abrangência, enquanto pólo de uma economia-mundo – em que as zonas externas alimentam as zonas medianas e, sobretudo, as centrais – passou a exercer influência em diferentes regiões do globo até o Século XX (SILVER e ARRIGHI, 2012). Esse modelo de organização permitiu como consequência o surgimento do usufruto de um bem ou serviço em uma determinada região geográfica, por uma determinada população, e a emissão e a reincorporação ao ambiente natural dos resíduos decorrentes dos processos totais ou parciais de produção em região distinta.

Quando se observa a existência de um modelo de suprimento de regiões centrais por regiões periféricas, sobretudo quando essas regiões se encontram em continentes distintos, é possível ratificar a elevada escala geográfica que os processos de produção e consumo atingiram e, conseqüentemente, os fluxos de materiais inservíveis. Contudo, a alteração e a expansão quali-quantitativa dos processos de produção e consumo, ainda que já estivessem em crescimento – como visto pela necessidade de ampliação dos mercados e crescimento populacional – encontrou um dos principais pontos de inflexão com a Revolução Industrial, entre os Séculos XVIII e XIX, apoiado pelo modelo de acumulação de capital.

Naquele período, a divisão do trabalho (SMITH, 1996) e as máquinas em desenvolvimento (RICARDO, 1996), percebidos principalmente no Reino Unido, proporcionaram a aceleração dos processos de produção e consumo, bem como, evidentemente, a sua industrialização. Porém, apesar das perdas decorrentes dos processos de transformação ocorrerem desde as primeiras intervenções do homem, um importante fator que potencializou a produção global de resíduos foi o aumento da produção e a troca mundial de commodities após o ano de 1945, acelerando-se os processos de produção e consumo.

Nesse período a conjuntura histórica internacional que compõe os anos após a Segunda Guerra Mundial foi retratada pela expansão geopolítica da economia capitalista pelo mundo, iniciada no século XVI. As economias da Europa e de regiões do extremo oriente e pacífico estavam em colapso, o que permitiu às indústrias dos Estados Unidos atingirem elevados níveis de produção, chegando a abranger um terço da produção mundial de bens de todos os tipos (FARINA, 2007).

O aumento da produção e da troca mundial de commodities pela expansão capitalista deu-se pela manutenção dos níveis de influência norte americana segundo algumas ações,

dentre elas a execução do Plano Marshall, o qual disponibilizou grandes quantidades de recursos financeiros, principalmente à Alemanha e ao Japão, servindo para impulsionar a dinâmica global da produção e do intercâmbio capitalista; o acordo de *Bretton Woods*, que promoveu a eliminação multilateral das barreiras tarifárias aos fluxos de capitais e produção e intercâmbio de commodities entre países; a implementação de programas em países periféricos em incentivo à descolonização; a liderança dos acordos de segurança coletiva, pela apropriação dos serviços das Nações Unidas, e alianças militares para apoiar o lançamento de governos democraticamente eleitos em oposição às lideranças que desafiavam o desenvolvimento capitalista (FARINA, 2007).

No entanto, na década de 1970, a predominância industrial e econômica dos EUA reduziu à medida que avançava a reconstrução e as transformações tecnológicas em países como Japão e Alemanha. A capacidade industrial superou a demanda, tornando concorrentes, em mais de uma década de estagnação, os países: Estados Unidos, Grã-Bretanha, França, Alemanha, Japão e Itália (FARINA, 2007).

Com os mercados saturados, iniciou-se a transferência do capital dos países centrais para os países periféricos, a fim de incentivar a compra de commodities excedentes. Segundo Farina (2007), a produção mundial acumulada entre 1953 e 1973 foi comparável em volume ao produzido entre 1800 e 1953. Evidencia-se, a partir de então, o atingimento de níveis críticos de poluição a partir do século XX. Esse aumento da produtividade global promoveu condições históricas favoráveis a mudanças importantes nas relações de produção e geração de resíduos, passando a ser pauta de discussões internacionais.

A produção de resíduos existiu durante toda a história humana, mas o seu padrão sofreu mudanças consideráveis em meados de 1950. A partir desse momento, pôde-se observar discussões internacionais voltadas ao manejo dos processos de produção e consumo, bem como ações sobre a preservação da qualidade ambiental e gerenciamento de resíduos decorrentes das atividades econômicas mundiais. Esses eventos trouxeram avanços sobre princípios e diretrizes para a preservação ambiental e, inclusive, gestão sobre os resíduos sólidos. Cada região obteve construções segundo diferentes abordagens, algumas inclusive de modo integrado entre diferentes países, como será discutido a seguir.

### 1.2.1 Panorama sobre a geração de resíduos sólidos

Foi destacado até agora, sem a intenção de esgotar o assunto, o histórico dos principais períodos que representaram mudanças paradigmáticas sobre o nosso comportamento social e econômico, com resultados diretos sobre mudanças na intensidade dos fluxos residuais de materiais inservíveis. No entanto, antes de serem explorados os dados quantitativos disponíveis, importante delimitar a abrangência do que se nomeia aqui de materiais inservíveis, para a sequência dos temas que serão discutidos nesse trabalho.

Dentre as frações mássicas que são consideradas enquanto partes inservíveis, interessa-se agora em debater aspectos relacionados especificamente aos resíduos sólidos, excluindo-se das discussões as emissões integralmente líquidas ou gasosas, embora nessas últimas encontram-se partes dissolvidas ou em suspensão. Por resíduos sólidos entende-se, simplificada, materiais no seu estado sólido ou semissólido, nas condições ambientes de temperatura e pressão, inertes ou não, decorrentes das atividades humanas de produção e consumo. Alinhado a esse entendimento, é possível ainda encontrar na literatura que resíduo sólido é qualquer material – dentre uma grande variedade de materiais sólidos, bem como alguns líquidos acondicionados em recipientes – descartado ou rejeitado, inútil, sem valor ou em excesso, incluindo gases contidos, resultante de operações industriais, comerciais, de mineração e agrícolas, e das atividades comunitárias (TCHOBANOGLIOUS e KREITH, 2002).

No contexto legal, aplicável ao cenário brasileiro, resíduo sólido é definido como material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, a cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólido ou semissólido, bem como gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos d'água, ou exijam para isso soluções técnica ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível (BRASIL, 2010).

O vasto domínio de espécies e características que os resíduos sólidos podem apresentar, principalmente quando se incorpora aqueles resultantes de atividades industriais, exige medidas igualmente diversificadas para o seu controle e manejo, de modo a valorá-los em uma economia circular ou a reincorporá-los ao ambiente de forma segura. Desse modo, dentre a delimitação sobre o que será discutido a respeito desses materiais, será discorrido especificamente sobre resíduos sólidos municipais, uma fração ainda mais específica, porém significativa, relacionada às definições de produção e consumo.

São considerados resíduos sólidos municipais todos os resíduos gerados por habitações residenciais e instalações comerciais, por atividades da construção e demolição, bem como serviços municipais (TCHOBANOGLIOUS e KREITH, 2002).

No Brasil, normalmente avaliam-se nessa fração os resíduos classificados como resíduos sólidos urbanos, que integram os resíduos domiciliares (originários de atividades domésticas em residências urbanas ou de atividades comerciais cujas características sejam similares aos resíduos domiciliares) e os resíduos de limpeza urbana, também chamados de resíduos sólidos públicos (originários da varrição, limpeza de logradouros e vias públicas e outros serviços de limpeza urbana).

Para expor quantitativamente uma ideia de grandeza sobre a significância desses materiais, são apresentados dados publicados pela Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OECD), a qual monitora, no conjunto de seus países-membros e outros países pontualmente, a quantidade de resíduos sólidos urbanos gerados por habitante anualmente (OECD, 2018).

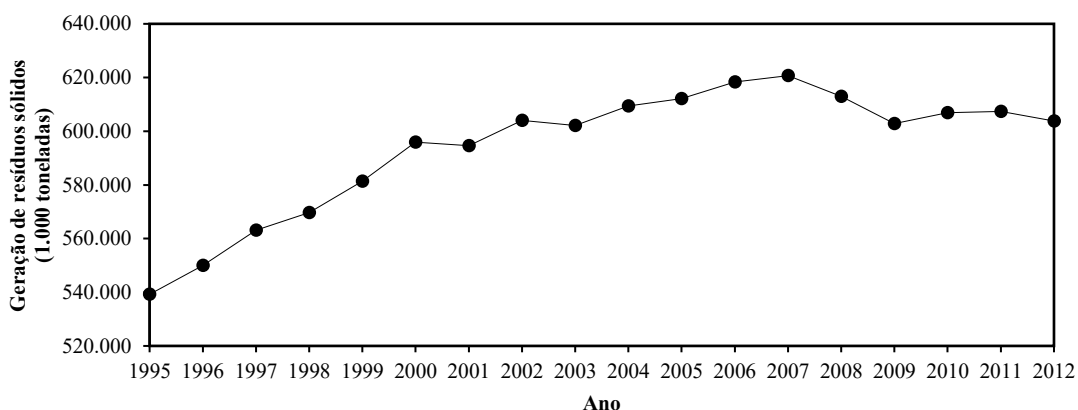
Os dados mais antigos iniciam no ano de 1975, todavia com um grupo amostral reduzido de países e ausência de informações em determinados períodos até a década de 1990. O período com a maior série sistemática de dados, englobando a maior quantidade de países inicia-se em 1995 até os dias atuais. Por isso, para iniciar a discussão sobre a significância dos resíduos sólidos urbanos, é apresentada na Figura 2 e na Figura 3, respectivamente, a geração total e o comportamento estatístico da geração *per capita* desses materiais ao longo de aproximadamente 20 anos, relativo aos seguintes países: Alemanha, Áustria, Bélgica, Coreia do Sul, Dinamarca, Eslovênia, Espanha, Estados Unidos, Estônia, Finlândia, França, Grécia, Holanda, Hungria, Irlanda, Islândia, Itália, Japão, Letônia, Luxemburgo, México, Noruega, Polônia, Portugal, Reino Unido, República Checa, Suécia, Suíça e Turquia. Os dados utilizados para a construção gráfica foram extraídos diretamente da biblioteca disponibilizada pela OECD em seu sítio eletrônico (OECD, 2018).

A Figura 2 mostra a quantidade de resíduos sólidos urbanos gerados entre os anos de 1995 e 2012, apresentados em mil toneladas por ano, ao ser aplicada a população sobre a geração *per capita* de cada país analisado. Por intermédio desse panorama é possível observar que o conjunto amostral chegou a contribuir para uma geração anual de aproximadamente 620 milhões de toneladas de resíduos no ano de 2007 e uma média de 595 milhões de toneladas por

ano ao longo do período, tendo mostrado uma tendência de queda e manutenção nos anos seguintes em 605 milhões de toneladas.

Nesses dados considera-se a quantidade de resíduos coletados e tratados, registrados e informados pelas entidades municipais, por isso seus valores podem ser ainda maiores. Contabilizam-se os resíduos domiciliares, incluindo resíduos volumosos, resíduos com características similares a esses e provenientes das atividades comerciais (escritórios, instituições e pequenas empresas), bem como resíduos de podas, limpeza e varredura de ruas e lixeiras públicas. Excluem-se dos valores apresentados, os resíduos dos serviços públicos de limpeza de redes e tratamento de esgoto municipais, também os resíduos das atividades de construção e demolição.

Figura 2: Geração de resíduos sólidos urbanos em grupo de países da OECD (1.000 toneladas).



Fonte: Adaptado de OECD (2018).

Além de analisar a quantidade total gerada, é fundamental observar o comportamento dos países relacionado à sua geração por habitante. A Figura 3 mostra o comportamento da geração *per capita* desses materiais ao longo de 20 anos, entre os anos de 1995 e 2015, em gráfico *boxplot*, de modo que seja possível visualizar a distribuição encontrada no conjunto amostral.

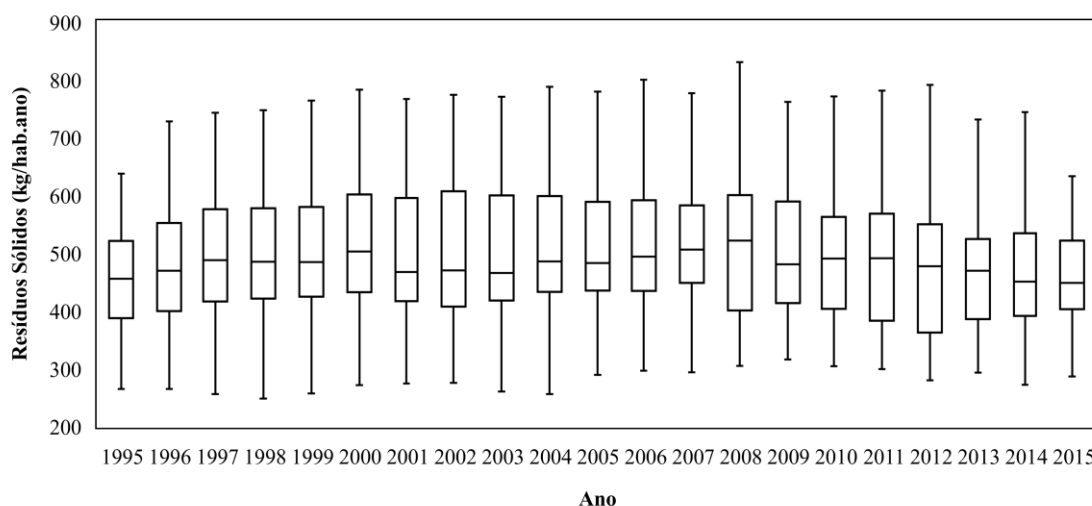
Observa-se que, ao longo dos anos monitorados, a geração *per capita* naqueles países oscilou aproximadamente entre 250 a 830 kg/hab.ano se forem considerados os pontos



extremos da Figura 3. Analisando os quartis<sup>3</sup>, percebe-se que seus valores variaram aproximadamente entre 360 a 450 kg/hab.ano no primeiro quartil e entre 520 a 610 kg/hab.ano no terceiro quartil, já a mediana (segundo quartil), oscilou aproximadamente entre 450 a 520 kg/hab.ano.

Esses resultados mostram a diversidade de comportamentos encontrados somente nos países analisados, quanto à geração anual de resíduos sólidos urbanos por habitante. É possível identificar uma tendência de diminuição do terceiro quartil do ano 2008 ao ano 2015 – o que representa que 75% das amostras (países) apresentaram tendência de queda da geração *per capita* –, bem como da mediana.

Figura 3: Panorama da geração de resíduos sólidos municipais (kg/hab.ano) de países integrantes à OECD.



Fonte: Adaptado de OECD (2018).

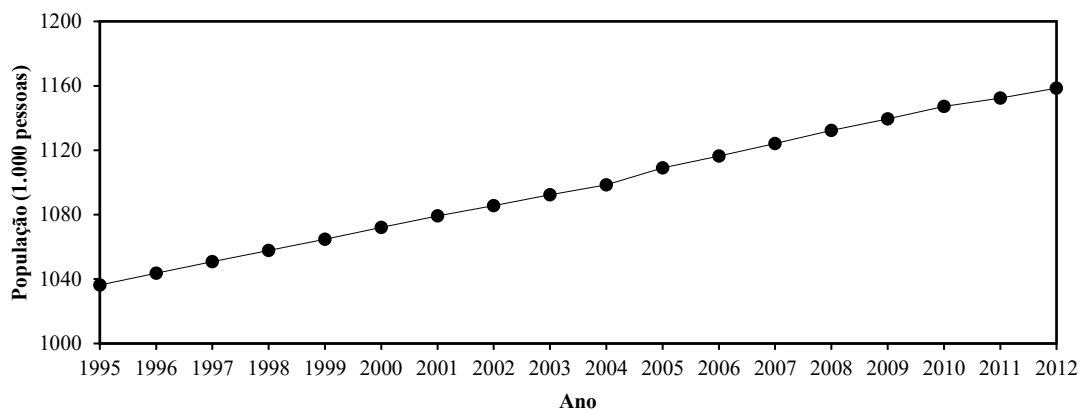
Apesar das tendências recentes de queda e manutenção, tanto para a geração *per capita*, quanto para a geração total, os dados mostram, ao menos desde o ano de 1995, um aumento sistemático nesses valores até a metade da década de 2000 (Figura 2).

<sup>3</sup> Quartis dividem um conjunto de dados em quatro partes iguais – o primeiro quartil, Q<sub>1</sub>, divide os valores que correspondem aos 25,0% mais baixos dos outros 75,0% que são maiores do que eles. O segundo quartil, Q<sub>2</sub>, é a mediana – 50,0% dos valores são menores do que a mediana e 50,0% são maiores do que a mediana. O terceiro quartil, Q<sub>3</sub>, divide a parcela correspondente a 75,0% dos valores mais baixos dos outros 25,0% que são maiores do que eles (LEVINE, STEPHAN, *et al.*, 2012).

Observando que o crescimento populacional tem se mantido constante dentro da amostra de países analisados (Figura 4), a diminuição da quantidade de resíduos sólidos urbanos gerados explica-se então por ações e medidas que incentivam a diminuição da geração *per capita*, as quais podem ser uma alternativa aos países que demonstrem crescimento nesse aspecto.

Os dados apresentados até aqui foram discutidos de forma agregada. No entanto, ao se analisar cada país isoladamente, encontram-se tendências diversificadas. Para elucidar melhor, as amostras foram divididas em subgrupos com tendências similares entre os anos de 2006 e 2012, quanto à geração *per capita* de resíduos sólidos urbanos.

Figura 4: Crescimento populacional (1.000.000 habitantes).

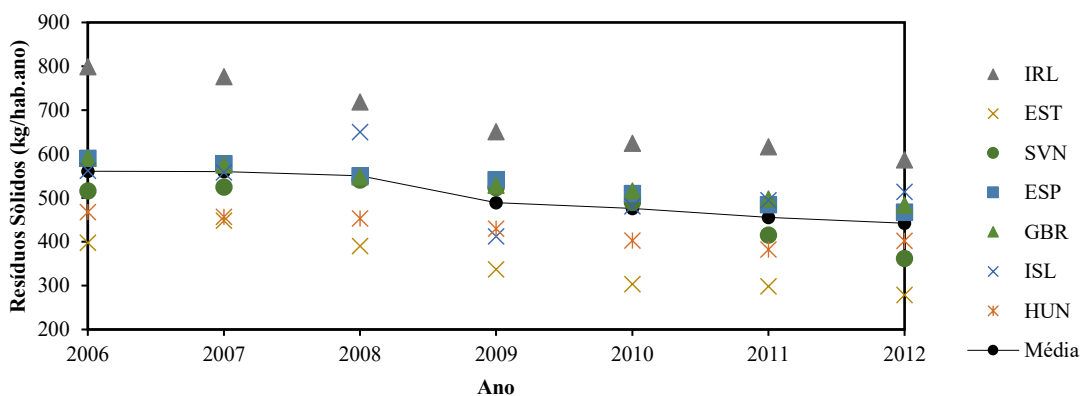


Fonte: Adaptado de OECD (2018).

A Figura 5 mostra o grupo de países com tendência declinante acentuada, a Figura 6 mostra o grupo de países com tendência declinante moderada, a Figura 7 mostra o grupo de países com tendência declinante leve e a Figura 8 mostra o grupo de países com tendência crescente.

Quanto aos países com tendência declinante acentuada (Figura 5), encontram-se em ordem decrescente: Irlanda (IRL), Estônia (EST), Eslovênia (SNV), Espanha (ESP), Reino Unido (GBR), Islândia (ISL) e Hungria (HUN).

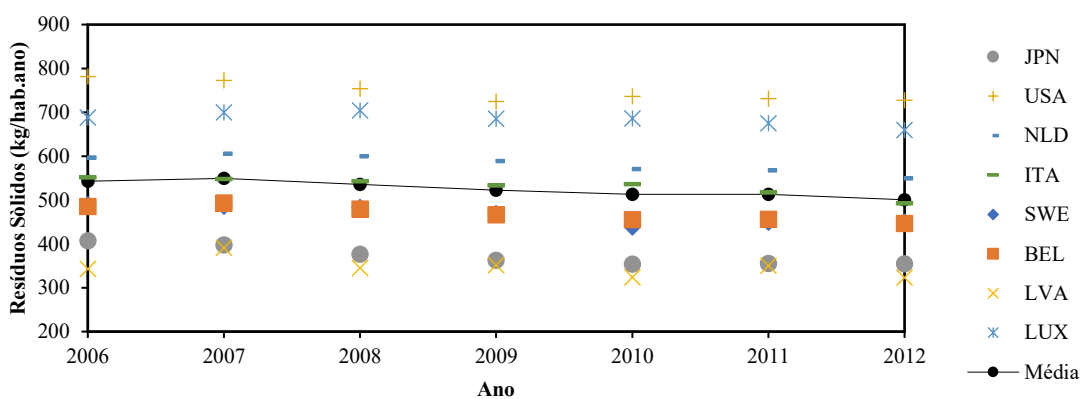
Figura 5: Grupo de países com tendência declinante acentuada quanto à geração de resíduos sólidos urbanos *per capita*.



Fonte: Adaptado de OECD (2018).

Quanto aos países com tendência declinante moderada (Figura 6), encontram-se em ordem decrescente: Japão (JPN), Estados Unidos (EUA), Países Baixos (NLD), Itália (ITA), Suécia (SWE), Bélgica (BEL), Letônia (LVA) e Luxemburgo (LUX).

Figura 6: Grupo de países com tendência declinante moderada quanto à geração de resíduos sólidos urbanos *per capita*.



Fonte: Adaptado de OECD (2018).

Esses países, assim como aqueles com tendência declinante acentuada, são exemplos que importa avaliar especificamente o contexto legal da gestão de resíduos sólidos aplicado nos últimos anos. Suas informações fundamentam os atributos definidos nos cenários que serão

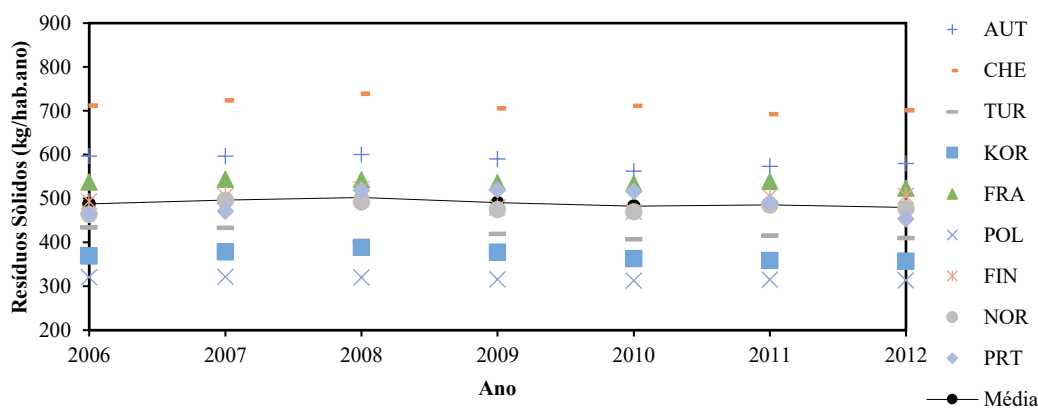
estudados quanto, por exemplo, às diretrizes e às metas de reciclagem e disposição final, ou às estratégias de gerenciamento.

Já os países com tendência declinante leve (Figura 7), encontram-se em ordem decrescente: Áustria (AUT), Suíça (CHE), Turquia (TUR), Coréia do Sul (KOR), França (FRA), Polônia (POL), Finlândia (FIN), Noruega (NOR) e Portugal (PRT).

Por fim, os países com tendência crescente (Figura 8), encontram-se em ordem decrescente: Dinamarca (DNK), República Checa (CZE), México (MEX), Alemanha (DEU), Grécia (GRC).

Do exposto, conclui-se que cada economia possui resultados distintos, os quais contribuem mais ou menos para a tendência global. Segregando-se os dados dessa maneira, pode-se identificar particularidades que podem ser extraídas para aplicação em cenários desfavoráveis. Países com tendências acentuadas e moderadas sobre o declínio da geração *per capita* devem ser analisados e deles extraídas as práticas operacionais e normativas que possam contribuir com a mitigação de tendências crescentes em outras regiões, assim como países com tendências de crescimento devem ser avaliados para que as ações implantadas inapropriadas para a gestão de resíduos sólidos não sejam repetidas, ou sejam corrigidas.

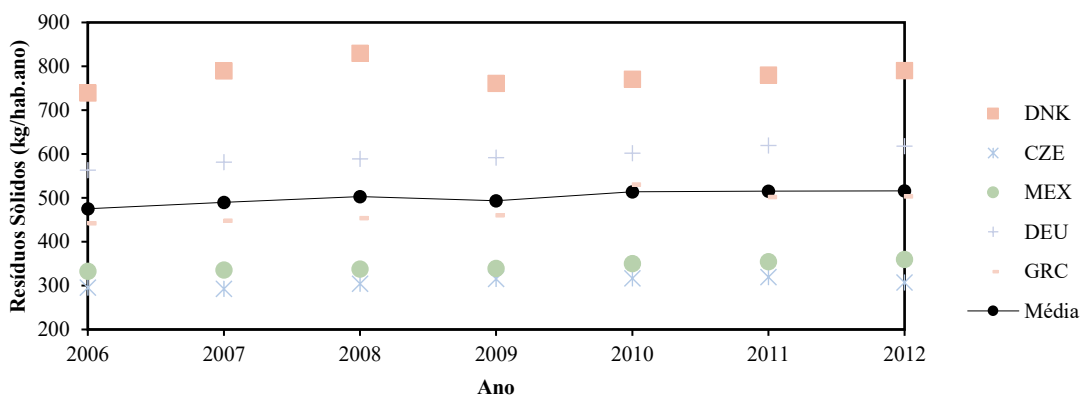
Figura 7: Grupo de países com tendência declinante leve quanto à geração de resíduos sólidos urbanos *per capita*.



Fonte: Adaptado de OECD (2018).

Evidentemente que na análise realizada, o conjunto amostral pode não representar a diversidade de hábitos econômicos e sociais dos demais países não analisados, os quais podem mostrar índices de geração diferentes daqueles, melhores ou piores.

Figura 8: Grupo de países com tendência crescente quanto à geração de resíduos sólidos urbanos *per capita*.



Fonte: Adaptado de OECD (2018).

Diversos fatores podem influenciar no comportamento de uma população quanto à geração *per capita* de resíduos sólidos, sendo diretamente dependente dos níveis de renda, bem como do número de membros das famílias, educação, desemprego, entre outros fatores sociais e econômicos (KHAN, KUMAR e SAMADDER, 2016). Wilson, Rodic, *et al.* (2015) contextualizam o exposto ao mostrar a relação existente entre o nível de renda dos países, traduzida através da Renda Nacional Bruta, expressa em USD, e a geração *per capita* de resíduos sólidos municipais, ou seja, quanto maior o primeiro atributo, maior será a geração.

Nesse contexto, retira-se que a baixa geração *per capita* não deve ser fator exclusivo para se identificar comportamentos operacionais e legais favoráveis, que possam ser extrapolados para a melhoria de cenários negativos.

Países com baixa renda possuem baixos índices de geração de resíduos, decorrentes de seu nível de industrialização reduzido, o que decorre em poucas etapas de transformação entre a produção e o consumo de bens e serviços e em menor formação de fluxos de materiais inservíveis.

Por fim, tendências decrescentes ainda merecem avaliação sobre o estado econômico da referida região em análise, já que deficiências produtivas interferem no consumo, bem como reduções no nível de consumo interferem na produção.

### 1.2.2 Panorama sobre a geração de resíduos sólidos no Brasil

A gestão de resíduos sólidos no Brasil é uma questão complexa, principalmente considerando que existem mais de cinco mil municípios com características sociais, ambientais e econômicas distintas (IBGE, 2018b). Os municípios brasileiros são autônomos para definir suas estratégias de gestão de resíduos sólidos, mas alguns autores sugerem que eles não são capazes de se organizar (MARINO, CHAVES e JUNIOR, 2018) e os resultados nacionais sobre redução da geração de resíduos sólidos, aumento da taxa de reciclagem e destinação adequada não são muito claros (CETRULO, MARQUES, *et al.*, 2018).

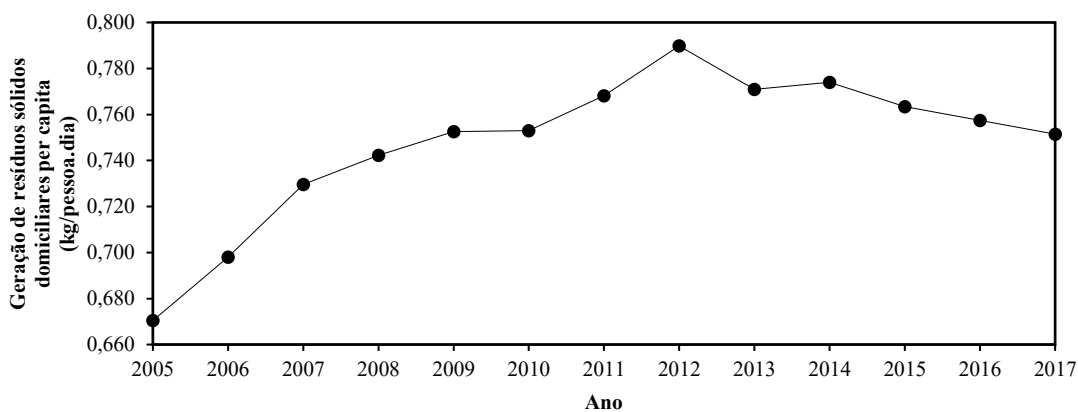
No Brasil, algumas medidas normativas e legais foram estabelecidas nos últimos anos para melhorar as práticas de gestão de resíduos sólidos. Em 2010 entrou em vigor a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) (BRASIL, 2010). A PNRS atribuiu responsabilidades aos geradores de resíduos sólidos e ao poder público (SERRA, 2015). Historicamente, a disposição de resíduos sólidos em lixões era um grande problema no Brasil e a PNRS definiu metas restritivas para fechamento de todos os lixões brasileiros até 2014, prazo esse posteriormente dilatado.

Com o objetivo de avaliar o desempenho da gestão de resíduos sólidos no Brasil Matias et al. (2021a) apresentam um panorama após uma década da Política Nacional de Resíduos Sólidos. O artigo avaliou a taxa de geração de resíduos sólidos domiciliares de 2005 a 2017, realizando uma análise de regressão segmentada tentando identificar uma mudança estatisticamente significativa no seu comportamento.

Os resultados sobre a taxa de geração de resíduos sólidos per capita brasileira são apresentados graficamente na Figura 9. Observa-se um aumento de 2005 (0,670 kg/pessoa.dia) para 2012 (0,795 kg/pessoa.dia). A partir de 2012, houve queda na taxa de crescimento, evidenciando uma diminuição na geração de resíduos sólidos domiciliares per capita.

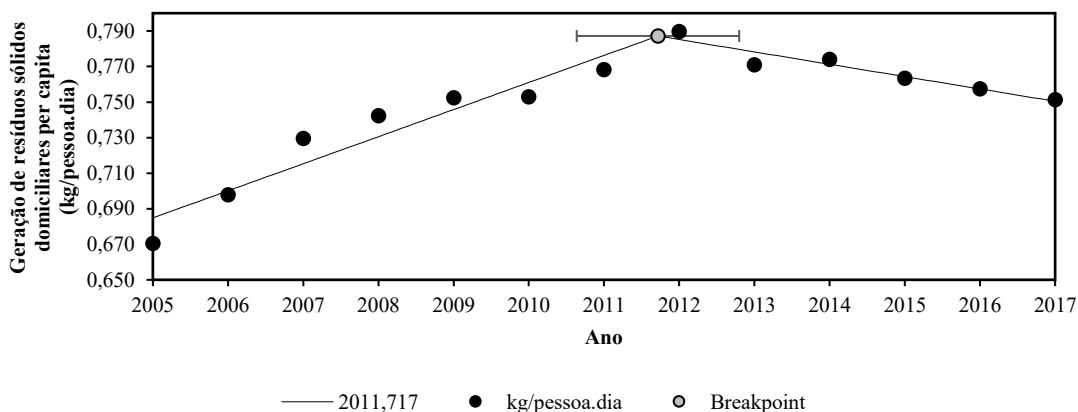
Uma regressão linear por partes foi realizada para identificar se a diminuição da taxa de geração de resíduos sólidos domiciliares per capita observada em 2012 foi estatisticamente significativa. As regressões calculadas apresentaram *breakpoint* com significância estatística em 2011.72, entre 2010.637 (ago/2010) e 2012.798 (out/2012), exatamente no período subsequente em que a PNRS entrou em vigor. A Figura 10 mostra graficamente o resultado da regressão obtida.

Figura 9: Geração de resíduos sólidos domiciliares per capita (kg/pessoa.dia) no Brasil entre 2005 e 2017.



Fonte: Matias et al. (2021a).

Figura 10: Regressão linear segmentada de uma série de geração de resíduos sólidos domiciliares per capita (kg/pessoa.dia).

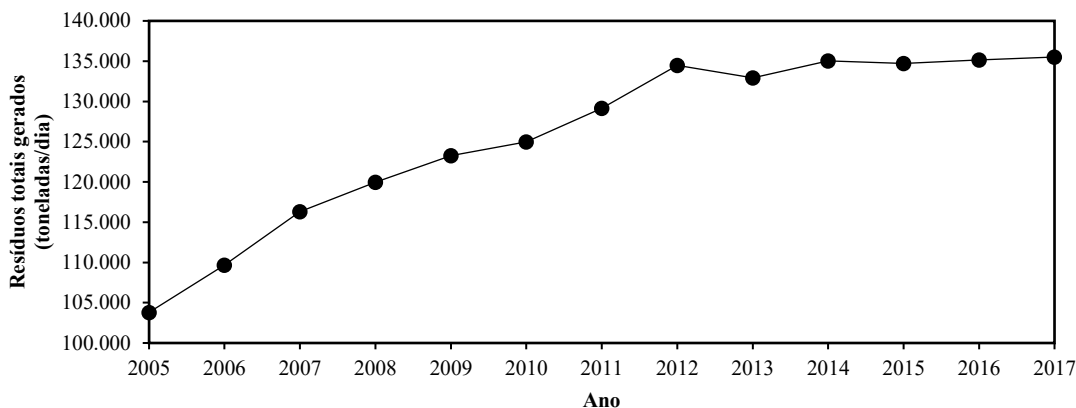


Fonte: Matias et al. (2021a).

A evolução estimada da massa total de resíduos sólidos domiciliares (ton/dia) gerados no Brasil é mostrada na Figura 11. Observa-se que 134,48 mil toneladas por dia de resíduos sólidos domiciliares foram gerados no Brasil em áreas urbanas e em 2017 esse número aumentou para 135,51 mil toneladas por dia. O Produto Interno Bruto brasileiro nominal mostrou crescimento estável no mesmo período (IBGE, 2018a), o que sugere estudo específico

para compreender se um determinado setor econômico influenciou esse comportamento. O monitoramento constante dos resultados poderá mostrar se a tendência encontrada será mantida.

Figura 11: Geração diária total de resíduos sólidos domiciliares no Brasil.



Fonte: Matias et al. (2021a).

Ao avaliar a geração de resíduos sólidos domiciliares entre as diferentes regiões brasileiras, Matias et al. (2021b) também identificam o desempenho de cada uma delas nos últimos anos e se alguma região influenciou diretamente no padrão nacional de taxa de geração de resíduos sólidos domiciliares per capita. Segundo dados do último levantamento censitário realizado no país, a região Sudeste concentra a maior população (42,13%), seguida do Nordeste (27,83%), Sul (14,36%), Norte (8,32%) e Centro-Oeste (7,37 %).

A Figura 12 apresenta os resultados obtidos para a taxa regional de geração de resíduos sólidos domiciliares per capita. Em 2017, as regiões com maior geração per capita no Brasil são o Centro-Oeste e o Sudeste. As regiões Norte, Sudeste e Centro-Oeste apresentaram tendência semelhante ao padrão nacional de taxa de geração de resíduos sólidos domiciliares per capita: ruptura por volta do ano de 2012.

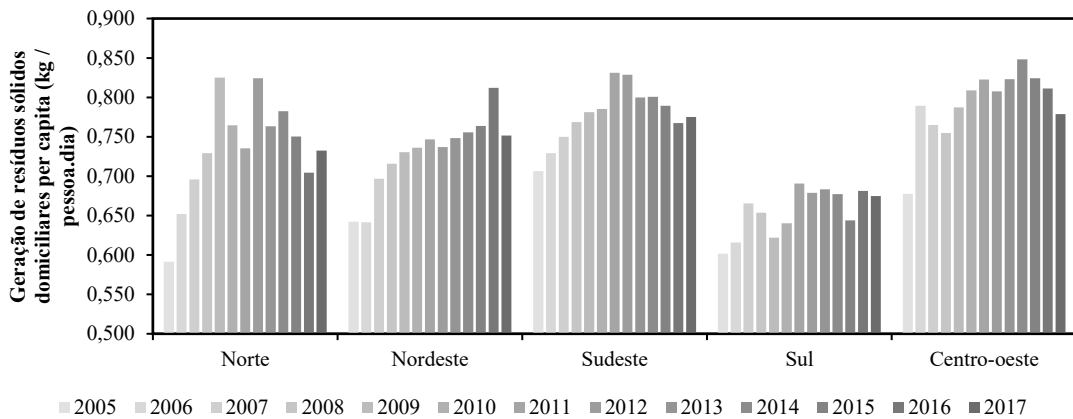
Uma análise complementar pode ser realizada com os dados obtidos por Matias et al. (2021b). Ao ser realizada a avaliação de longo prazo, tomando como parâmetros a expectativa de crescimento populacional brasileira (IBGE, 2018b), sua taxa populacional urbana<sup>4</sup>, bem

<sup>4</sup> Para o cálculo da projeção populacional urbana confrontaram-se os dados disponíveis no Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) quanto à população total brasileira entre os anos de 2000 a 2017 (IBGE, 2018c) e os dados do Banco Mundial quanto à população urbana no mesmo período (WORLD BANK, 2018). A função que descreveu o percentual da população urbana em relação à população total nesse período foi utilizada para estimar a taxa populacional urbana até o ano de 2060 e aplicá-la sobre a projeção populacional total brasileira disponível até esse período (IBGE, 2018b).



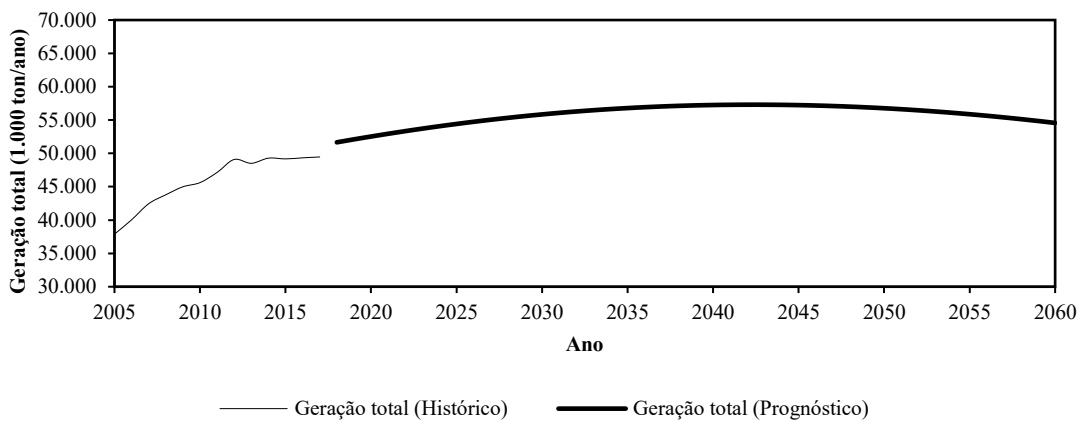
como adotando-se a equação que descreve a geração *per capita* resultante da análise discorrida (após o ponto de ruptura), o Brasil tão somente apresentará inflexão<sup>5</sup> na geração total de resíduos sólidos anual no ano de 2042, quando atingirá 57,3 milhões de toneladas de resíduos ao ano (Figura 13).

Figura 12: Evolução da geração de resíduos sólidos domiciliares per capita nas regiões brasileiras.



Fonte: Matias et al. (2021b).

Figura 13: Projeção da geração total de resíduos sólidos no Brasil.



Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

<sup>5</sup> Para essa análise adotou-se o limite superior do intervalo de confiança (cenário pessimista) da tendência da geração per capita após o ponto de ruptura do estudo apresentado por Matias et al. (2021a).

É importante destacar que, apesar dos resultados evidenciarem melhoria nos índices sobre a geração *per capita*, o gerenciamento de resíduos sólidos municipais no Brasil ainda carece de ações estruturais e estruturantes. Métodos de disposição final de resíduos ambientalmente inadequados ainda prevalecem no país, bem como a participação do setor informal nas operações de coleta se mostra sistematicamente presente. Ainda não se percebem mecanismos eficientes de reciclagem, sendo ainda o aterro de resíduos a solução mais utilizada (BRASIL, 2018).

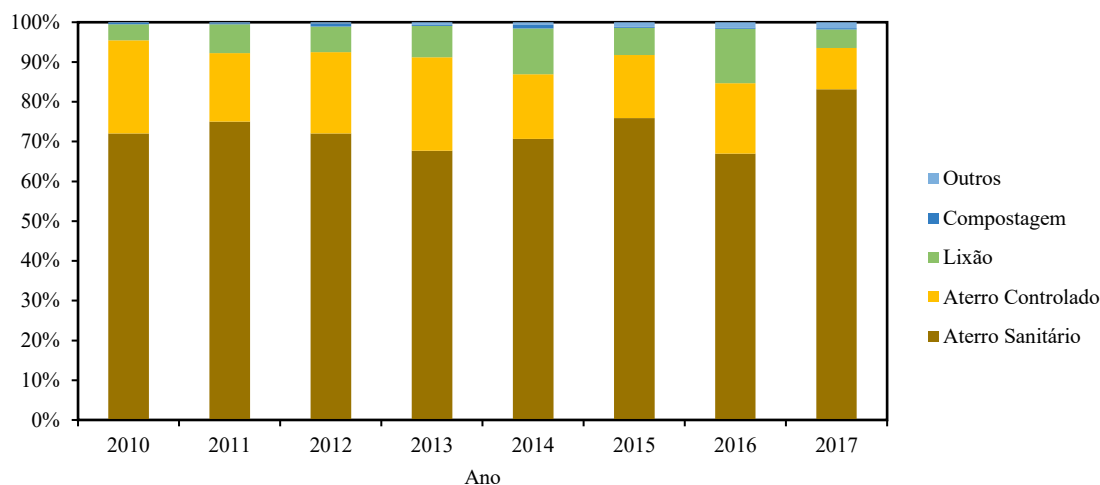
Autores ainda afirmam que a Política Nacional de Resíduos Sólidos no Brasil ainda não atingiu os resultados esperados quanto às taxas de geração, redução e reciclagem, bem como disposição final adequada (CETRULO, MARQUES, *et al.*, 2018). Também demonstram que as estruturas municipais não estão habilitadas para organizar adequadamente a gestão de resíduos sólidos em nível local (MARINO, CHAVES e JUNIOR, 2018).

Desde o estabelecimento da regulamentação brasileira sobre gestão de resíduos sólidos, esforços têm sido feitos para desviar os resíduos sólidos urbanos de aterros sanitários (COSTA, ALFAIA e CAMPOS, 2019) (BRASIL, 2010). A PNRS estabilizou o fechamento de todos os lixões brasileiros até 2014. No entanto, o uso de aterro, lixão controlado e lixão para disposição ainda é registrado no Brasil.

Dependendo da forma de descarte desses materiais, é possível que sejam gerados impactos negativos diretos e indiretos na atmosfera, na hidrosfera, na litosfera e na biosfera (BUTT, JAVADI, *et al.*, 2016). O descarte de resíduos em aterros sanitários gera lixiviado, um líquido altamente poluente (COSTA, ALFAIA e CAMPOS, 2019). Apesar da necessidade de utilização de tecnologias eficientes para o tratamento do chorume, no Brasil o monitoramento de aterros sanitários e o desempenho do tratamento do chorume são deficientes (COSTA, ALFAIA e CAMPOS, 2019).

Desde 2010, mais de 60% do RSU é encaminhado para aterros sanitários no Brasil, enquanto o restante é encaminhado em sua maioria para aterros controlados ou lixões (Figura 14). O descarte em aterros tem aumentado ao longo dos anos devido à redução de aterros e disposição controlada de aterros. É mostrado na Figura 14 o percentual de RSU enviado para aterro, lixão controlado, lixão, local de compostagem e outras formas de disposição ou tratamento.

Figura 14: Tratamento e destinação final de Resíduos Sólidos no Brasil



Fonte: Matias et al. (2021b).

No Brasil, a incineração de resíduos sólidos não é praticada e a compostagem tem baixíssima representatividade. Entre 2010 e 2017 a quantidade de resíduos sólidos descartada em aterro passou de 72,07% para 83,14%. No mesmo período, a disposição de resíduos sólidos em lixão controlado caiu de 23,39% para 10,42% (MATIAS, PINCELLI e CASTILHOS JR., 2021b).

A diminuição geral de descartes ambientais inadequados, como lixões e lixões controlados, é possivelmente devido à PNRS. O ano de 2014 foi o prazo para garantir a destinação ambientalmente adequada dos resíduos sólidos urbanos no Brasil.

Estudos têm se dedicado a avaliar estratégias que promovam a redução da geração de resíduos (WILLIS, MAUREAUD, *et al.*, 2018), a influência de instrumentos políticos sobre os volumes coletados (ANDERSSON e STAGE, 2018) e sobre as taxas de reciclagem (DA SILVA, 2018) (PARK e LAH, 2015). Isso demonstra a importância de uma organização administrativa e tomada de decisão baseados em dados e informações robustas.

Dessa forma, apresenta-se na sequência deste capítulo aspectos relacionados à evolução normativa para contextualizar as estratégias de gestão de resíduos sólidos tomadas para administrar o panorama apresentado.

### 1.2.3 Aspecto legais e normativos

As políticas e as normas relacionadas à gestão e ao gerenciamento de resíduos sólidos têm como fundamento o debate sobre qualidade e preservação ambiental reconhecido após a industrialização dos meios de produção ocorrida ao final do século XVIII.

No entanto, até a primeira metade do século XX os temas prevaleciam sobre a preservação de espécies e ambientes com valor econômico. Após a segunda guerra mundial, discussões sobre segurança ambiental foram intensificadas, motivadas pelo desenvolvimento técnico e pelo reconhecimento da capacidade do homem em influenciar e modificar a biosfera.

Segundo Bursztyn e Bursztyn (2012) a década de 1940 foi marcada por debates de proteção da natureza. Nesse período, em 1948, ocorreu a primeira reunião de caráter ambiental em escala internacional, a Conferência Científica das Nações Unidas sobre Conservação e Utilização de Recursos Naturais. Na década seguinte, devido à expansão da atividade econômica mundial advindo do modelo de crescimento adotado após a segunda guerra mundial, evidenciaram-se ameaças ao equilíbrio ecológico: aumento do lançamento de resíduos no ambiente; diversificação e mobilidade dos poluentes; e a diminuição da capacidade de absorção dos meios receptores.

Nas décadas de 1950 e 1960, ainda nas palavras dos autores,

preocupações crescentes quanto às incertezas do futuro foram despertadas por um conjunto de fatores: resultados de estudos científicos, que alertavam a sociedade sobre graves problemas ambientais decorrentes dos modelos de desenvolvimento adotados; desastres ambientais, que provocaram a morte e danos à saúde de milhares de pessoas em diferentes países; e publicação de obras relevantes sobre os problemas ambientais resultantes das atividades humanas.

O final da década de 1960 foi marcado pela realização da Conferência sobre a Biosfera (1968), em Paris, quando a comunidade internacional assumiu que a deterioração do meio ambiente era resultado da aceleração do crescimento populacional, da urbanização e da industrialização (BURSZTYN e BURSZTYN, 2012). Como consequência, nos anos 1970, a Assembleia Geral das Nações Unidas convocou a Conferência sobre o Meio Ambiente Humano, realizada em 1972, em Estocolmo.

Importante destacar que, nas palavras de Bursztyn e Bursztyn (2012), entre as décadas de 1940 e 1970, os debates ambientais eram vistos como limitadores ao crescimento econômico observado nesse período,

O período entre 1945 e 1975 – também chamado de os 30 anos gloriosos – foi marcado por grandes mudanças econômicas e sociais [...] em função de suas taxas de crescimento

excepcionais, do baixo desemprego e da expansão da produção e do consumo de massa. O consumo de matérias-primas e de energia aumentava na mesma razão, gerando preocupações quanto à disponibilidade de insumos (à montante do sistema produtivo), bem como sobre a produção de resíduos (à montante e à jusante do consumo). Por outro lado, uma vez que os consumidores e/ou degradadores não tinham praticamente quase nenhuma preocupação pelo futuro dos recursos naturais não renováveis, as consequências ambientais afloram como o reverso deste processo de crescimento econômico.

A Conferência de Estocolmo representou uma ruptura com as visões tradicionais de meio ambiente, fomentando as primeiras reflexões sobre os reveses da industrialização. Não apenas discutiu a proteção de algumas espécies, mas também aspectos político-econômicos e suas consequências sobre a natureza (CURI, 2013).

Ao final da conferência foi aprovada a Declaração sobre o Meio Ambiente Humano com 26 princípios para preservar e melhorar o meio ambiente humano e que, apesar de não terem valor jurídico direto, podem ser considerados princípios declaratórios de caráter incitativo e com alcance moral, político, operacional e que contribuíram para a aceitação de certos princípios como regras ordinárias (BURSZTYN e BURSZTYN, 2012).

Entre os resultados da reunião, destaca-se a construção do Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA), com o objetivo de coordenar e debater a gestão ambiental em escala internacional dentro das Nações Unidas. Em 1983, por iniciativa do PNUMA, foi criada a Comissão Mundial para o Desenvolvimento e Meio Ambiente (CMDMA), para discutir e alinhar aspectos econômicos e ambientais, por meio da qual se produziu o relatório conhecido como Nosso Futuro Comum ou simplesmente Relatório *Brundtland*, no qual foi cunhada a expressão desenvolvimento sustentável (CURI, 2013).

Porém, somente em 1992, na Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento realizada no Rio de Janeiro, os líderes mundiais reconheceram que a principal causa da contínua deterioração do ambiente global é o padrão insustentável de produção e consumo (UNEP, 2015).

Nesta oportunidade foi editada e adotada a Declaração do Rio sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento. O documento enumerava 27 princípios e contribuiu para a consagração de certos princípios do desenvolvimento sustentável das políticas ambientais (BURSZTYN e BURSZTYN, 2012).

Em 1994 a definição de consumo sustentável foi trazida pelo Simpósio de Oslo sobre Consumo Sustentável, sendo tratado como o uso de serviços e produtos que satisfazem as necessidades básicas e trazem uma melhor qualidade de vida, minimizando o uso de recursos naturais e materiais tóxicos, bem como as emissões de resíduos e poluentes ao longo do ciclo de vida do serviço ou do produto, de modo a não comprometer as necessidades das gerações futuras.

Nessa definição foram trazidos cinco conceitos importantes: satisfação das necessidades básicas; priorizar a preocupação com a qualidade de vida em comparação aos padrões de vida materiais; minimizar o uso de recursos, desperdício e poluição; adotar uma abordagem de ciclo de vida; e, agir com preocupação pelas gerações futuras (UN, 2018).

Alguns anos mais tarde, em 1999, a Assembleia Geral da ONU revisou as Diretrizes das Nações Unidas sobre Proteção ao Consumidor para incluir, em uma nova seção específica, o consumo sustentável nos objetivos e princípios gerais (OECD, 2008). As novas diretrizes pediam aos governos (em parceria com outras partes interessadas) que tomassem a liderança em várias ações, incluindo: desenvolvimento e implementação de estratégias que promovessem o consumo sustentável através de uma combinação de políticas; remoção de subsídios que promovessem padrões insustentáveis de consumo e produção; incentivo ao desenvolvimento e uso de produtos e serviços que fossem seguros e eficientes em termos energéticos e de recursos, considerando seus impactos completos no ciclo de vida; desenvolvimento de indicadores, metodologias e bases de dados que medissem o progresso em direção ao consumo sustentável em todos os níveis (UNCTAD, 2016).

Paralelamente às declarações e programas internacionais, tratados marcaram a história do desenvolvimento do direito internacional ambiental. Os dois principais tratados multilaterais relacionados com a gestão de resíduos são a Convenção de Londres de 1972 e a Convenção de Basileia de 1989 (JOHNSON, 2007).

A primeira baseou-se na premissa de que o despejo é permitido, a menos que expressamente proibido. Em 1996, um protocolo inverteu a abordagem da convenção, proibindo o despejo de resíduos no mar, exceto para um pequeno grupo de materiais, relacionados a atividades desenvolvidas no próprio ambiente, como a pesca. Essa mudança se deu pela importância crescente do princípio da precaução no cenário internacional (JOHNSON, 2007).

A segunda, com princípios voltados à prevenção, buscou controlar o movimento transfronteiriço de resíduos perigosos. A Convenção proibiu o envio de resíduos perigosos para

Estados não integrantes ao acordo, bem como proibiu as transferências para Estados que tenham proibido a importação de tais resíduos. Onde a remessa não é proibida, a Convenção estabeleceu um sistema de controle (JOHNSON, 2007).

No entanto, ainda que o desenvolvimento de acordos e declarações internacionais tenha atingido resultados práticos, os princípios gerais adotados nesse contexto garantiriam a soberania do Estado em seu território, traduzido pelo princípio 2 exposto na Declaração do Rio sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento.

Esse princípio confere aos Estados o direito de explorar seus próprios recursos naturais, desde que não causem danos ambientais transfronteiriços e impacte no direito de outro Estado de explorar seus próprios recursos naturais. Segundo o princípio do Estado soberano, um Estado não só pode gerar resíduos tão abundantemente como deseja, como também pode depositar os resíduos da maneira que julgar adequada dentro de seu território (JOHNSON, 2007), desde que não impacte demais territórios.

### ***1.2.3.1 Normatização internacional da gestão de resíduos sólidos***

Através do panorama exposto, Estados desenvolveram suas estruturas normativas para a gestão de resíduos sólidos e, conseqüentemente, para o desenvolvimento econômico sustentável, seja através de um modelo jurídico baseado em *Common Law*<sup>6</sup> ou *Civil Law*,<sup>7</sup> bem como em um sistema legislativo nacional e/ou supranacional, como é o caso das diretivas estabelecidas pela União Europeia.

- **Aspectos normativos dos Estados Nacionais**

No contexto legislativo são reportadas abaixo as importantes iniciativas para a gestão de resíduos sólidos encontradas em alguns Estados, baseando-se, quando integrante à União Europeia, nos documentos publicados pela Agência Europeia do Ambiente (AEA), por meio da EIONET (*European Environment Information and Observation Network*) (EEA, 2016).

---

<sup>6</sup> Sistema jurídico baseado em atos de tribunais. Para maiores informações consultar Simon (2015).

<sup>7</sup> Sistema jurídico baseado em atos legislativos. Para maiores informações consultar Hay (2015).

Inicialmente, analisando o contexto histórico da Alemanha, a responsabilidade pela gestão de resíduos e proteção ambiental é compartilhada entre o governo nacional, os estados federativos e as autoridades locais. Os estados e as autoridades locais são responsáveis pela implementação dos requisitos legais estabelecidos pela legislação da União Europeia e do governo nacional. Cada estado adota seu próprio ato de gestão de resíduos, contendo regulamentos complementares à legislação nacional.

O país tem estabelecido ações para desviar os resíduos dos aterros sanitários e aumentar a taxa de reciclagem por meio de estratégias nacionais e implementação de planos de gerenciamento nos estados e nos municípios, embora não possua plano nacional de gerenciamento de resíduos.

Em 1991, foi introduzida a responsabilidade ao produtor pelos resíduos de embalagens, em que o produtor é responsável pelo produto quando ele se torna um resíduo. Em 1999, o governo alemão estabeleceu a meta de recuperar 100% dos resíduos sólidos urbanos até 2020, de modo que a disposição final em aterro sanitário não fosse mais utilizada. Para isso, incluiu como diretriz, por exemplo, a recuperação de rejeitos da incineração de resíduos e o desenvolvimento de tecnologias de tratamento, como a triagem e o tratamento mecânico-biológico (*mechanical biological treatment – MBT*).

Ações iniciadas em 1993, seguidas em 2001, 2002 e 2005, proibiram a disposição final de resíduos sólidos urbanos em aterro sanitário sem pré-tratamento. Paralelamente foram definidos requisitos para o teor de resíduos orgânicos a serem depositados em aterro (um teor máximo de 5% de Carbono Orgânico Total - *Total Organic Carbon (TOC)* e de 18% se o resíduo tiver sido pré-tratado por MBT).

Mais tarde a Lei de Economia Circular (*Circular Economy Act*) - Lei que incorporou os requisitos das diretivas (*Waste Framework Directive - WFD*) da União Europeia à legislação Alemã - estipulou a coleta seletiva de resíduos orgânicos como obrigatória a partir de janeiro de 2012, aplicável também à coleta seletiva dos resíduos de papel, metal, plástico e vidro. A lei definiu uma taxa de reciclagem de 65% até 2020 para os resíduos urbanos, ultrapassando os requisitos das diretivas da União Europeia.

Em 2013 foi estabelecido no país o plano nacional de prevenção de resíduos em alinhamento com a Diretiva-Quadro sobre Resíduos da UE (2008/98/CE), com o objetivo de prevenir e reduzir os impactos adversos da geração e gestão de resíduos.



Na França, o panorama da gestão de resíduos entre 1992 e 2007 foi regido pela Lei dos Resíduos, adotada 1992 (Lei 92-646). Seus principais objetivos eram reduzir a geração de resíduos, minimizar a distância que o material seria transportado, promover a recuperação de materiais ou energia e proibir a disposição final de resíduos não tratados. Esta legislação, no entanto, não incluiu metas quantitativas, exceto a proibição do aterro de resíduos não tratados até 2002.

Essa lei também introduziu a exigência de que os municípios elaborassem seus planos de gestão de resíduos (no nível regional cada departamento deveria desenvolver seu próprio plano), com metas específicas de coleta e gerenciamento de resíduos.

Em 2007 e 2008, uma nova política francesa de gestão de resíduos foi desenvolvida com um envolvimento das partes interessadas - governo, sindicatos, empregadores, organizações não-governamentais (ONGs) e representantes de autoridades locais. Conhecido como o processo *Grenelle Environnement*, a consulta cobriu uma ampla gama de questões ambientais, incluindo a gestão de resíduos. Os resultados do processo moldaram o novo quadro legislativo, com metas específicas para a gestão de resíduos a nível nacional. Em 2009, foi adotada a Lei Grenelle I (Lei 2009-967), seguida, em 2010, pela Lei Grenelle II (Lei 2010-788), que contém disposições que implementam sua antecessora. Ambas as leis estabeleceram metas e objetivos relevantes relacionados, em particular, à redução da geração de resíduos, aterro e incineração, e aumento da reciclagem.

Para alcançar os objetivos da primeira Lei de Grenelle, a França decidiu aumentar o imposto sobre resíduos dispostos em aterros sanitários – implementado em 2001 –, estendendo também para a incineração em 2009, com o objetivo de criar um incentivo para desviar os resíduos dos aterros sanitários e da incineração.

O Programa Nacional de Prevenção de Resíduos 2014-2020, adotado em 2014, introduziu a meta de reduzir a geração de resíduos domiciliares e similares por pessoa em 7%, em comparação com 2010, até 2020, e uma redução de 50% do desperdício de alimentos até 2025.

A Lei sobre a transição energética para o crescimento verde (*transition énergétique pour la croissance verte*), adotada pelo Parlamento Francês em 2015, visou, entre outras coisas, promover a economia de recursos e a redução de resíduos. Para este fim, estabeleceu duas novas metas, uma relacionada à geração de resíduos municipais - uma redução *per capita* de 10% em

relação a 2010, até 2020 - e outra relacionada aos aterros sanitários - reduzindo o aterro de resíduos não perigosos, excluindo resíduos inertes, em 50% até 2025, em relação a 2010.

A lei ainda estabeleceu objetivos relativos aos resíduos orgânicos, de modo que seja implementado até 2025 mecanismos de triagem na fonte desses materiais, para todos os geradores. Dessa forma, todos os cidadãos devem ter à sua disposição uma solução que permita a valorização dos materiais orgânicos. Para isso, a autoridade local deve definir soluções técnicas para compostagem local ou coleta seletiva e uma taxa de implantação adaptada ao seu território.

Em complementação, em 2016, por meio da Lei 2016-138, relativa à luta contra ao desperdício alimentar, a França definiu a obrigação de lojas de alimentos com mais de 400 m<sup>2</sup> em oferecerem um contrato de doação às associações para a recuperação de alimentos não vendidos.

No que se refere ao instrumento político relacionado com a responsabilidade alargada do produtor (*extended producer responsibility* - EPR), iniciado em 1975, esse foi progressivamente estendido, principalmente no período de 2001-2010, a uma série de novos tipos de resíduos, incluindo medicamentos, papel e têxteis. Existem cerca de 15 regimes de responsabilidade ao produtor no país. Para os têxteis, por exemplo, os seguintes objetivos foram estabelecidos pela legislação nacional: coleta e tratamento de 50% das quantidades comercializadas; 70% de reciclagem, recuperação de materiais e reutilização de resíduos triados.

Na Suécia, já em 1969, a Lei de Proteção Ambiental impôs obrigações ambientais de longo alcance em novas instalações de tratamento de resíduos. Regulamentações entraram em vigor durante a década de 1990, incluindo um esforço concentrado em medidas para reduzir o uso de aterro sanitário e, ao longo dos anos 1994-1998, a crescente importância da responsabilidade ao produtor.

O Código Ambiental de 1999, substituindo a Lei de Proteção Ambiental anterior, formou uma legislação abrangente que rege os aspectos ambientais dentro da Suécia. A gestão de resíduos é particularmente regulada pela Lei de Resíduos de 2011, juntamente com regulamentos específicos que abrangem diferentes fluxos de resíduos e responsabilidade alargada ao produtor.

Em 2005, o plano de resíduos da Suécia (*A Strategy for Sustainable Waste Management*) estabeleceu as diretrizes da gestão desses materiais, com base nos objetivos

ambientais suecos, que foram promulgados pelo governo no mesmo ano. Em 2012 foi adotado o Plano Nacional de Gerenciamento de Resíduos, com validade até 2017.

A gestão sueca de resíduos é caracterizada por uma divisão de responsabilidades para todos os atores envolvidos. Os municípios têm a responsabilidade de coletar e descartar resíduos domiciliares, com exceção das categorias de produtos sob responsabilidade do produtor, bem como também têm o direito de escolher como organizar a gestão de resíduos em seu território.

Desde 1991, os municípios são obrigados a estabelecer um plano de gestão de resíduos para reduzir a sua quantidade e a sua periculosidade, com base em objetivos e estratégias ambientais nacionais. Os planos são coordenados por conselhos administrativos dos condados e as municipalidades podem emitir regulamentos locais sobre a gestão de resíduos domiciliares, incluindo tributos.

Em 1998, com a promulgação do Código Ambiental, dentro do qual continha capítulo sobre gerenciamento de resíduos, formularam-se regras para todas as autoridades relevantes. Em 1999, por meio da lei 1999:673, foi introduzido em 2000 um tributo de aproximadamente 27,5 euros por tonelada de resíduo disposto em aterro. Em 2002, a proibição do aterro de resíduos fósseis triados entrou em vigor e, três anos depois, foi expandida para todos os resíduos orgânicos, com apenas pequenas exceções. Juntamente com aumentos na taxa de disposição final - em 2002, 2003 e 2006 - essas medidas combinadas resultaram em um maior desvio dos resíduos dos aterros. Além disso, em 2006, foi introduzido um tributo sobre o material encaminhado para incineração, o que aumentou o desvio de resíduos para reciclagem. No entanto, essa diminuiu quando a taxa de incineração foi revogada em 2010.

Em 2005, o Riksdag, o parlamento sueco, adotou 16 objetivos ambientais, divididos em 72 objetivos intermediários. A meta estabelecida para os resíduos urbanos era reciclar pelo menos 50% dos resíduos domiciliares até 2010 e separar na fonte, bem como tratar pelo menos 35% dos resíduos domiciliares orgânicos e similares.

No Plano Nacional de Gerenciamento de Resíduos adotado em 2012, foram estabelecidas metas para reduzir o desperdício de alimentos, reduzir incêndios em lixeiras e metas de reutilização. A gestão do desperdício de alimentos tornou-se uma área prioritária e foi definida meta para que pelo menos 50% dos resíduos orgânicos de residências e outras fontes fossem triados e tratados biologicamente até 2018.

Na Irlanda, a política de gestão de resíduos a nível nacional é detalhada em um conjunto de documentos, entre eles: *Changing Our Ways* (1998), *Delivering Change* (2002), *Taking Stock and Moving Forward* (2004) e *A Resource Opportunity* (2012).

A *Changing Our Ways* (1998) definiu metas a serem atingidas até 2013: desvio de 50% do resíduo domiciliar total do aterro; redução de 65% dos resíduos orgânicos dispostos em aterro; e reciclagem de 35% dos resíduos urbanos.

Através desse documento, as autoridades regionais foram obrigadas a desenvolver planos de gerenciamento de resíduos regionais para implementar as políticas nacionais de resíduos estabelecidas. As 34 autoridades locais foram originalmente configuradas em dez regiões, posteriormente esse número foi reduzido para três.

O documento político subsequente, *Delivering Change* (2002), identificou uma série de medidas a serem tomadas visando a prevenção da geração e o incentivo à reciclagem para atingir as metas estabelecidas em *Changing Our Ways*. Esse documento estabeleceu medidas importantes para os resíduos urbanos, como o Programa Nacional de Prevenção de Resíduos, a taxa de disposição final em aterro e o Conselho Nacional de Gestão de Resíduos, com o objetivo de avaliar a contribuição dos planos de gerenciamento de resíduos locais e regionais para a gestão nacional de resíduos.

*Taking Stock and Moving Forward* (2004) revisou a política de gestão de resíduos fornecida pelos documentos anteriores para garantir que eles estivessem alinhados com a hierarquia de resíduos estabelecida pela União Europeia em suas diretivas e revisou o progresso das medidas estabelecidas anteriormente.

Em 2006 foi elaborado um plano nacional para resíduos sólido biológicos e um plano para resíduos perigosos, que foi adotado em 2014.

Um elemento-chave em 2009 foi a implementação das obrigações de pré-tratamento de resíduos municipais, com o objetivo de segregar e a recuperar resíduos alimentares provenientes do setor comercial. Fora impostas obrigações aos principais produtores de resíduos alimentares, incluindo supermercados, restaurantes e outros varejistas de alimentos, para segregar os resíduos orgânicos e disponibilizá-los para coleta seletiva e posterior tratamento biológico.

Em 2012, por meio do documento político nomeado como *A Resource Opportunity*, a Irlanda definiu como os planos de gerenciamento de resíduos desenvolvidos regionalmente ou localmente deveriam estar alinhados com a política nacional. Dentre outras previsões, o documento introduziu a regulamentação sobre resíduos de alimentos domiciliares, assegurando

a coleta seletiva de resíduos orgânicos domiciliares e exigindo que os domicílios fizessem uso da coleta.

Com relação aos Estados Unidos da América, cita-se o conteúdo trazido por Johnson (2007). A experiência do país em gestão de resíduos demonstra a força dos estados dentro de seu sistema federativo e também a importância dos tribunais em um sistema de direito comum.

Nos anos 1960 a legislatura federal publicou o primeiro instrumento normativo sobre gestão de resíduos no país. No lugar de centralizar o planejamento sobre a gestão de resíduos, a Lei Federal de Descarte de Resíduos Sólidos (*Solid Waste Disposal Act*) de 1965 estabeleceu um programa nacional de pesquisa e desenvolvimento em melhores métodos de descarte e um programa de assistência técnica e financeira aos governos estaduais e locais. O trabalho operacional foi mantido aos estados. Esses programas foram reforçados em 1970, através da Lei de Recuperação de Recursos (*Resource Recovery Act*), que exigiu uma extensa investigação sobre a recuperação de recursos pelo poder executivo do governo (JOHNSON, 2007).

No entanto, o poder executivo foi lento na condução dessa investigação, assumindo a posição de que o governo federal não teria envolvimento com a gestão de resíduos. Essa abstenção persistiu pelos próximos trinta anos da legislação federal, embora durante esse período a suprema corte americana estivesse ativa (JOHNSON, 2007).

Em uma série de julgamentos no final da década de 1970 e início da década de 1990, a suprema corte anulou, por exemplo, as tentativas dos Estados de restringir o movimento interestadual de resíduos, alegando que eles apresentavam barreiras ao comércio interestadual. Situação em contraste com a Corte Europeia de Justiça pela sua posição adotada na manutenção das restrições aos movimentos interestaduais de resíduos. Os EUA optaram por não centralizar o gerenciamento de resíduos. Isto é em grande parte devido à base legal muito forte dos estados e da tradição jurídica do direito comum (JOHNSON, 2007).

- **Aspectos normativos supranacionais**

Atos normativos supranacionais são instrumentos dedicados a organizar blocos internacionais por meio de regulamentos, diretrizes, recomendações, decisões e outros atos que definem as responsabilidades, ou direcionam estratégias, dos Estados-membro. Blocos tais

como União Europeia e Mercosul são exemplos de agrupamentos entre países, pelos quais são editadas ações estratégicas supranacionais.

Como observado anteriormente, uma série de instrumentos normativos de países integrantes à União Europeia foram desenvolvidos com base em diretivas da própria entidade. Uma diretiva é um ato legislativo que fixa um objetivo geral que todos os países devem alcançar. Contudo, cabe a cada um, individualmente, elaborar a sua própria legislação para dar cumprimento a esse objetivo (EU, 2018).

No contexto relacionado à gestão de resíduos, as principais diretivas supranacionais, relativas à União Europeia, são detalhadas abaixo, são elas: Diretiva 94/62/CE, Diretiva 1999/31/CE, Diretiva 2000/76/CE, Diretiva 2010/75/EU, Diretiva 2008/98/CE e Diretiva 2015/720.

Em 1994 foi estabelecida a Diretiva 94/62/CE. O instrumento previa medidas para limitar a produção de resíduos de embalagens e a promoção da reciclagem, reutilização e outras formas de valorização desses resíduos.

Os Estados-Membros tiveram que instaurar sistemas de recuperação, coleta e valorização, a fim de atingirem os seguintes objetivos: até 2001 a valorização ou incineração, em instalações de incineração de resíduos com recuperação de energia, de 50 % a 65 % dos resíduos de embalagens; até 2008, esse percentual deveria atingir um mínimo de 60%; e, até 2001, deveriam ser reciclados entre 25 % a 45 % dos resíduos de embalagens, passando para 55% a 80% até 2008.

Atualmente a diretiva prevê que até 2025 devam ser reciclados pelo menos 65% dos resíduos de embalagens, aumentando para 70% em 2030.

Em 1999, com a edição da Diretiva 1999/31/CE, relativa à disposição final de resíduos em aterro, a União Europeia buscou evitar, ou reduzir ao máximo, os impactos negativos da disposição final, tendo introduzido requisitos técnicos estritos sobre essa técnica. Ainda, nela foi estabelecido que os governos da UE deveriam aplicar estratégias nacionais para reduzir progressivamente a quantidade de resíduos biodegradáveis depositados em aterros.

No ano seguinte, a Diretiva 2000/76/EC, substituída pela Diretiva 2010/75/EU, abordou a prevenção e a redução dos efeitos negativos ao ambiente, bem como à saúde humana, das atividades de incineração de resíduos.

Em 2008, a Diretiva 2008/98/CE, relativa aos resíduos, estabeleceu o enquadramento legal para o tratamento dos resíduos na União Europeia (UE). Esse instrumento destinou-se a

proteger o ambiente e a saúde humana, sublinhando a importância da utilização de técnicas adequadas de gestão, valorização e reciclagem dos resíduos.

Além de estabelecer a hierarquia de resíduos (prevenção, reutilização, reciclagem e recuperação para outros fins, como energética) a diretiva ainda trouxe o princípio do poluidor-pagador, de acordo com o qual os custos da gestão de resíduos são suportados pelo produtor inicial dos resíduos; introduziu o conceito de responsabilidade alargada ao produtor, incluindo o ônus aos fabricantes sobre o recebimento e à eliminação de produtos devolvidos após terem sido utilizados; requereu às autoridades nacionais competentes a elaboração dos planos de gestão de resíduos e programas de prevenção de resíduos; introduziu objetivos de reciclagem e de valorização dos resíduos domiciliares (50%) e dos resíduos de construção e demolição (70%) até 2020. Ainda, os países da UE tiveram de transpor a diretiva para a legislação nacional até 12 de dezembro de 2010.

No ano de 2015, com a publicação da Diretiva 2015/720, a qual alterou a Diretiva 94/62/CE, a UE discorreu sobre a redução do consumo de sacos de plástico leves. Essa diretiva definiu vias e metas para a redução do consumo de sacos de plástico leves, incluindo a criação de impostos e a definição de níveis máximos de consumo a nível nacional.

As medidas deveriam incluir as seguintes regras: definir um nível máximo de consumo anual de 90 sacos de plástico leves por pessoa até ao final de 2019 (uma redução de 50% em relação a 2010), 40 sacos de plástico leves por pessoa até ao final de 2025 (uma redução de 80% em relação a 2010); e garantir que, até ao final de 2018, os sacos de plástico leves não fossem fornecidos gratuitamente nos pontos de venda de mercadorias ou produtos.

### ***1.2.3.2 Aspectos normativos brasileiros***

No Brasil, os primeiros sinais legislativos específicos à gestão de resíduos sólidos foram identificados em 1979 na Portaria Minter nº 53. O documento assumiu que os resíduos sólidos, provenientes de toda a gama de atividades humanas, são veículos de poluição do solo, do ar e das águas, e que, para o bem estar público, de acordo com os padrões internacionais, os resíduos de pelo menos 80% da população urbana das cidades com mais de 20 mil habitantes deveriam ter um sistema de destinação final sanitariamente adequado, assim como estabeleceu

que deveriam ser extintos os lixões, vazadouros ou depósitos de resíduos sólidos a céu aberto, no menor prazo possível (SERRA, 2015).

Alguns anos mais tarde, em 1981, foi editada a Política Nacional de Meio Ambiente, ainda em vigor, cujo objetivo é a preservação, melhoria e recuperação da qualidade ambiental propícia à vida, visando assegurar, no País, condições ao desenvolvimento socioeconômico, aos interesses da segurança nacional e à proteção da dignidade da vida humana (SERRA, 2015).

Através dessa política foi criado o Sistema Nacional do Meio Ambiente, no qual integram diferentes entidades, entre elas o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), órgão consultivo e deliberativo com a finalidade, entre outras, de deliberar sobre normas e padrões compatíveis com o meio ambiente ecologicamente equilibrado e essencial à sadia qualidade de vida. As resoluções do CONAMA estabelecem normas para diversos assuntos, incluindo-se aqueles relativos ao gerenciamento de resíduos sólidos, tais como transporte, incineração, reciclagem de pilhas e baterias, destinação de pneus, gestão de resíduos da construção civil.

Em 2007, com a Lei Nacional de Saneamento Básico, o Brasil definiu as diretrizes nacionais para o saneamento básico, atribuindo aos municípios a responsabilidade de administrar, operar e planejar as ações relacionadas ao tema, inclusive sobre o manejo de resíduos sólidos, permitindo a sua operação regionalizada. Foi definido que todos os municípios deveriam editar seus planos de saneamento básico, em que seriam definidas as metas de curto, médio e longo prazos para a universalização dos serviços de abastecimento de água, esgotamento sanitário, manejo de águas pluviais e manejo de resíduos sólidos.

A lei ainda atribuiu à União a elaboração do plano nacional de saneamento básico, em que deveria constar os objetivos e metas nacionais e regionalizadas desses setores. O documento foi aprovado em 2013 e trouxe as seguintes metas para a gestão de resíduos: até 2033 o atendimento urbano dos serviços de coleta deverá ser de 100%; extinção dos lixões até 2014; 43% dos municípios deverão ter coleta seletiva até 2033; e, 80% dos municípios brasileiros devem ter instituída a cobrança de taxa para a gestão de resíduos sólidos.

Todas as metas visam a universalização do saneamento no Brasil, porém não trazem especificamente estratégias para a melhoria dos índices de redução, reciclagem e tratamento dos resíduos. Somente no ano de 2010 é que uma legislação específica foi editada e publicada no Brasil para tratar sobre a gestão de resíduos sólidos nesse aspecto, a Política Nacional de Resíduos Sólidos.



A referida lei dispõe sobre as diretrizes relativas à gestão integrada e ao gerenciamento de resíduos sólidos, incluídos os perigosos, às responsabilidades dos geradores e do poder público e aos instrumentos econômicos aplicáveis.

Afirma-se pela primeira vez no país a seguinte ordem de prioridade na gestão e no gerenciamento de resíduos sólidos: não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento dos resíduos sólidos e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos.

São previstos diversos instrumentos de planejamento. Em nível nacional é previsto o plano nacional de resíduos sólidos, em que deve constar proposição de cenários, incluindo tendências internacionais e macroeconômicas; metas de redução, reutilização, reciclagem, entre outras, com vistas a reduzir a quantidade de resíduos e rejeitos encaminhados para disposição final ambientalmente adequada; metas para o aproveitamento energético dos gases gerados nas unidades de disposição final de resíduos sólidos; metas para a eliminação e recuperação de lixões, associadas à inclusão social e à emancipação econômica de catadores de materiais reutilizáveis e recicláveis; entre outros assuntos.

São igualmente previstos em nível estadual e municipal, respectivamente, os planos estaduais de resíduos sólidos e os planos municipais de gestão integrada de resíduos sólidos. À exemplo do planejamento nacional, esses também devem apresentar metas específicas sobre redução, reutilização, reciclagem, entre outras, com vistas a reduzir a quantidade de resíduos e rejeitos encaminhados para disposição final ambientalmente adequada no âmbito de seus territórios.

A política ainda permitiu o estabelecimento de instrumentos econômicos para a prevenção e a redução da geração de resíduos sólidos no processo produtivo, bem como normas com o objetivo de conceder incentivos fiscais, financeiros ou creditícios, porém não definiu explicitamente suas formas.

O plano nacional de resíduos sólidos, ainda em versão preliminar, traz a proposição de metas para a gestão de resíduos sólidos no Brasil. Em complementação ao plano nacional de saneamento básico, traz metas para diferentes cenários. Tomando o cenário mais favorável consta, até 2031, a redução de 70% dos resíduos recicláveis secos dispostos em aterros, 100% de disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos, 70% de redução do percentual de resíduos úmidos dispostos em aterros, recuperação de 300MW/h de gases de aterro sanitário, entre outras previsões gerenciais.

Segundo Costa e Ferreira Dias (2020), a ausência de metas claras na PNRS para reduzir a geração de resíduos sólidos e as emissões de gases de efeito estufa, ou a geração de energia a partir do biogás e iniciativas de coleta seletiva, fragilizou a melhoria da gestão dos resíduos sólidos urbanos e conseqüentemente, agravou os impactos ambientais.

Ainda segundo os autores, após uma década, existe um distanciamento entre o que está estabelecido na PNRS e as transações que envolvem os processos de geração, coleta, reciclagem e destinação final de resíduos sólidos no Brasil.

Além disso, orientações deficientes afetam a avaliação de desempenho do setor, uma vez que não estão estabelecidas metodologias oficiais para padronizar ou fazer valer a existência de um processo de coleta, padronização e interpretação de dados (IBÁÑEZ-FORÉS, COUTINHO-NÓBREGA, *et al.*, 2018a).

Alguns estudos que avaliam o desempenho da gestão de resíduos sólidos no Brasil se dedicam a propor métodos e indicadores de avaliação, outros avaliam situações específicas e restritas (DEUS, MELE, *et al.*, 2020b; DEUS, MELE, *et al.*, 2020a; PAES, MEDEIROS, *et al.*, 2020; SIMAN, YAMANE, *et al.*, 2020), que mostram que melhorias ainda são necessárias: a coleta seletiva está crescendo lentamente (IBÁÑEZ-FORÉS, COUTINHO-NÓBREGA, *et al.*, 2018a); estratégias de recuperação de energia, como a incineração, em termos econômicos, não apresentam bons resultados considerando os valores das tarifas de venda de energia atualmente utilizadas no mercado brasileiro de energia (SILVA, SANTOS, *et al.*, 2020); entre outros aspectos.

O cenário posto permite, dessa maneira, a definição de estratégias desconexas entre as unidades federativas, desde o planejamento local, até o nacional.

## **2 PROBLEMA DE PESQUISA**

Dado o contexto exposto quanto à geração de resíduos sólidos, observa-se que – paralelamente às definições de padrões e condutas internacionais para adoção de práticas de produção e consumo sustentáveis, com vistas à redução da geração e ao aumento da reciclagem – os resultados atingidos por cada país e sua contribuição para os cenários prognosticados são heterogêneos, consequência de estratégias normativas específicas e autônomas, quando inexistentes documentos específicos supranacionais.

Apesar dos esforços e dos avanços trazidos pelas diretrizes do direito ambiental internacional, através de seus princípios e de suas declarações relacionados ao tema, ainda não

se pode afirmar com precisão a existência de um regime referencial, aceito internacionalmente, que englobe todos os aspectos relativos ao gerenciamento e como administrar esse complexo problema (REI e NETO, 2012).

No entanto, analisando-se preliminarmente estruturas normativas e estratégias de gerenciamento específicas, entende-se que há um consenso sobre a influência econômica ao tema e o fomento a práticas de modelos que buscam como objetivo a não geração de resíduos pela substituição de uma economia linear por uma economia circular (FERREIRA, AVELINO, *et al.*, 2016). Para tanto, cada país deve ter uma política de gestão integrada de resíduos sólidos que identifique aspectos econômicos e operacionais, bem como é igualmente necessário dispor de um sistema jurídico em conformidade com sua política nacional (SHEKDAR, 2008).

Tomando-se como exemplo o sistema europeu que, segundo Mannarino, Ferreira e Gandolla (2016), as mudanças na gestão de resíduos sólidos urbanos na Europa podem ser atribuídas em grande parte à legislação local, que determina metas para a evolução do setor.

A Diretiva 1994/62/EC, mais tarde revisada, determinou que 50% das embalagens em circulação no mercado fosse recolhida até o ano de 2001. Em seguida, a Diretiva 1999/31/EC determinou metas progressivas para a redução da disposição de matéria orgânica biodegradável diretamente nos aterros sanitários. Os autores ainda destacam que além da legislação, instrumentos econômicos também se mostraram importantes na mudança de gestão de resíduos na Europa. Foi adotado o princípio da causalidade, o qual atribuiu responsabilidades ao gerador pelos resíduos gerados. Uma importante expressão desse princípio é a taxa cobrada pela quantidade de resíduos sólidos gerados.

Dessa maneira, evidencia-se que instrumentos normativos e estratégias econômicas são mecanismos que podem ser capazes de incentivar padrões de produção e consumo sustentáveis, diminuir a geração de resíduos sólidos e efetivar a economia circular como potência motriz à reciclagem.

Todavia, tanto instrumentos normativos quanto operacionais devem ser avaliados em diferentes aspectos (econômico, social, energético e ambiental) para que se possa mensurar a efetividade e, sobretudo, a eficiência dos seus resultados. Essa necessidade se mostra ainda mais importante quando inexitem diretrizes aceitas e aplicadas ordenadamente, sob a égide do princípio da precaução.

A ausência de análise multicritério pode refletir em resultados indesejados e inesperados em áreas não monitoradas, de difícil reversibilidade.

Dado o contexto heterogêneo internacional e analisando o cenário nacional, no Brasil, a problemática da gestão de resíduos sólidos somente passou a integrar a agenda governamental a partir do século XX, particularmente entre as décadas de 1940 e 1970, período caracterizado por altas taxas de crescimento demográfico e migração para as cidades, resultando em um aporte populacional superior a 34 milhões de habitantes em áreas urbanas (NETO, 2013). Neto (2013) destaca que

apesar da expressiva relevância, observa-se que no Brasil o arcabouço legal sobre resíduos sólidos ainda se encontra em consolidação, após longo período de excessiva pulverização em torno de diversas leis, decretos, portarias e resoluções. Além da insegurança legal causada por essa dispersão em torno de inúmeras leis, dificultando seu cumprimento, o grande período de ausência da Política Nacional de Resíduos Sólidos dificultou o financiamento de programas e projetos e a minimização dos impactos dos resíduos.

Entende-se que a ausência de políticas, ou suas edições tardias, que estabeleçam um marco inicial e legal, propicia a execução de ações difusas e aleatórias, com tendência à ineficiência do sistema como um todo. A Lei Nacional de Saneamento Básico (BRASIL, 2007), estabeleceu diretrizes para a gestão do saneamento no Brasil. Já em 2010 foi sancionada a Política Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010), que trouxe princípios, objetivos e instrumentos, diretrizes relativas ao gerenciamento de resíduos sólidos, a responsabilidade dos geradores e do poder público e os instrumentos econômicos aplicáveis (MELO, 2014).

Contudo, os resultados atingidos sobre a gestão e o gerenciamento de resíduos sólidos no Brasil, até a vigência das leis supramencionadas, foram sendo construídos segundo diretrizes locais e desconexas entre si, de livre iniciativa, inobservada a relação dos indicadores decorrentes de geração de resíduos sólidos, reciclagem e disposição final com os objetivos nacionais e internacionais de desenvolvimento sustentável. Esse cenário propiciou um panorama em que se predomina um espaço a ser preenchido quanto à definição de um modelo gerencial e operacional integrado, aceito nacionalmente, para administrar e ordenar as ações relacionadas ao tema, em direção a um objetivo comum.

As incertezas sobre os reais resultados de desempenho das atividades locais e a sua interferência nos resultados nacionais, bem como a deficiência do referido regime referencial de gerenciamento, poderão ser minimizadas quando as práticas utilizadas, ou de potencial utilização – trazidas à exemplo de práticas nacionais e internacionais –, forem avaliadas e

validadas segundo critérios econômicos, sociais, energéticos e ambientais, e então possam ser difundidas como diretriz nacional, na medida de sua aplicabilidade.

Entretanto, a ausência de ferramentas que permitam a avaliação integrada, por técnicos e gestores, das práticas potenciais para o gerenciamento de resíduos sólidos domiciliares em países em desenvolvimento, segundo critérios supramencionados – e que, através dessas, seja possível modelar e avaliar o desempenho de longo prazo de diferentes cenários potenciais – não permite o adequado gerenciamento de desempenho e a definição de alternativas a serem impulsionadas em escala nacional. Também, a consequência da falta dessas informações, ou de informações incompletas, resulta em tomadas de decisão arbitrárias por gestores públicos, podendo ser regressas ao desempenho alcançado, afastando boas práticas de governança.

### 3 HIPÓTESES

A gestão de resíduos sólidos domiciliares se relaciona com diferentes aspectos socioeconômicos e ambientais, além de apresentar múltiplas tecnologias e modelos de gerenciamento. Dessa forma, duas hipóteses principais são levantadas:

**Primeira Hipótese:** os resultados de desempenho, sob critérios econômico, social, energético e/ou ambiental, da aplicação de uma determinada alternativa operacional para a gestão dos resíduos sólidos domiciliares, são independentes entre si e se mostram desejáveis, ou não, somente com a definição dos atributos a serem preferencialmente adotados em uma tomada de decisão.

**Segunda Hipótese:** o desenvolvimento de ferramenta que permita a avaliação integrada de critérios econômicos, sociais, energéticos e ambientais das práticas sobre o gerenciamento de resíduos sólidos domiciliares permite a identificação de um modelo operacional a ser impulsionado em escala regional.

## **4 OBJETIVO**

### **4.1 OBJETIVO GERAL**

Elaborar ferramenta de apoio à decisão para a melhoria da governança no gerenciamento de resíduos sólidos domiciliares no Brasil e em países em desenvolvimento, que permita avaliar e identificar o desempenho econômico, social, energético e ambiental de diferentes cenários operacionais logísticos, de tratamento e disposição final.

### **4.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

1. Discutir o panorama global da gestão de resíduos sólidos domiciliares e identificar as metas e as diretrizes normativas nacionais, internacionais e supranacionais que fundamentam o tema;
2. Caracterizar, nos aspectos econômico, social, energético e ambiental, os principais sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos domiciliares, desde as estratégias de logística de coleta até as tecnologias empregadas no tratamento e disposição final;
3. Elaborar ferramenta para apoio à decisão na avaliação integrada de desempenho econômico, social, energético e ambiental, no longo prazo, dos sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos domiciliares;
4. Avaliar o desempenho econômico, social, energético e ambiental de distintos cenários gerenciais aplicáveis à gestão de resíduos sólidos domiciliares no Brasil.

## **5 ASPECTOS GERAIS SOBRE A GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS DOMICILIARES**

O gerenciamento de resíduos sólidos domiciliares, entendido como as etapas operacionais envolvidas desde o acondicionamento, transporte, tratamento, até a disposição final desses materiais, dispõe atualmente de uma diversidade grande de ferramentas e tecnologias para aplicação em diferentes contextos sociais e econômicos. Esse panorama se torna mais amplo quando discutidas as características e as espécies de materiais, as quais exigem, cada qual, procedimentos e técnicas específicas para seu correto gerenciamento.

Neste tópico serão abordadas de maneira não exaustiva as tecnologias e os sistemas mais empregados nas etapas de acondicionamento, coleta, transporte, tratamento e disposição final de resíduos sólidos domiciliares, de modo a fornecer um panorama sobre os diferentes fatores a serem gerenciados nessas fases.

### **5.1 EVOLUÇÃO DO GERENCIAMENTO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS DOMICILIARES**

O gerenciamento de resíduos sólidos domiciliares está associado ao controle da geração, armazenamento, coleta, transferência e transporte, processamento e disposição final, de uma forma que esteja em acordo com os princípios de saúde, economia, engenharia, conservação, estética, atitudes públicas e outras considerações ambientais. Pode-se considerar também que o gerenciamento dos resíduos é pautado nas dimensões econômica, social e ambiental (RAMACHANDRA, 2006) (HANNAN, AL MAMUN, *et al.*, 2015) (FILHO, BRANDLI, *et al.*, 2016).

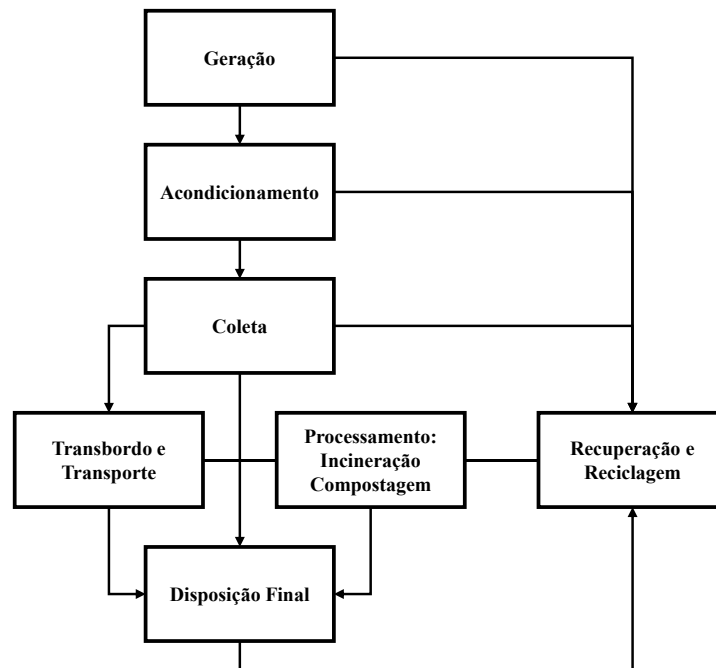
Uma vez que o gerenciamento dos resíduos é dependente de vários elementos associados, o mesmo pode ser entendido como um sistema (RAMACHANDRA, 2006) (FILHO, BRANDLI, *et al.*, 2016). Os sistemas quando colocados em prática objetivam, por exemplo, oferecer os serviços de coleta e disposição a custos mínimos, ao mesmo tempo em que preservam a saúde pública e garantem o menor impacto negativo possível ao meio ambiente (RAMACHANDRA, 2006).

Os sistemas de gerenciamento encontrados no mundo apresentam diferenças entre si, uma vez que são definidos pelos hábitos da população, nível socioeconômico e disponibilidade de recursos financeiros, pelas características políticas e de governança, que definem as



estratégias de gestão e pelas características físicas dos resíduos, que influenciam na escolha das tecnologias para o tratamento. Apesar dessas particularidades, Ramachandra (2006), propõe um modelo genérico (Figura 15), contendo os elementos básicos de um sistema de gerenciamento de resíduos sólidos municipais e que, sendo, portanto, genérico em sua forma, é aplicável a qualquer região independente de seu nível de desenvolvimento.

Figura 15: Representação de um Sistema de Gerenciamento de Resíduos genérico.



Fonte: Adaptado de Ramachandra (2006).

Outra generalização que pode ser reconhecida nos sistemas de gerenciamento é quanto à hierarquia estabelecida no controle dos resíduos e que classifica as opções de gerenciamento destes em uma ordem de prioridades: não geração e redução; reuso; reciclagem; recuperação energética; tratamento; e disposição final. Nesta hierarquia a preferência é não gerar resíduos, embora isso esteja, muitas vezes, fora das políticas e regulamentos de determinados países. Quando há realmente um desperdício, a ação preferida é a reutilização, seguida da reciclagem do material (incluindo o tratamento biológico em que os nutrientes são reutilizados) e outros processos de recuperação energética, ficando por último a disposição em aterros (FILHO, BRANDLI, *et al.*, 2016).

Embora os elementos básicos que compõe os sistemas e a tendência de utilização da hierarquia de resíduos, estejam presentes na essência dos os sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos domiciliares, particularidades são observadas, sendo definidas pelas características socioeconômicas de cada região.

Nos países em desenvolvimento, as principais atividades concentram-se na estruturação do sistema de coleta dos resíduos e na modernização da infraestrutura existente para o gerenciamento desses materiais (desde o despejo à céu aberto até o aterro controlado e ambientalmente saudável). Países com economias em transição (por exemplo, países da Europa Oriental) tendem a ter uma infraestrutura de gestão de resíduos mais extensa (baseada principalmente em aterros sanitários), mas exigem investimentos substanciais na atualização do sistema para recuperação e outras opções de hierarquia superior. Mesmo nos países desenvolvidos, onde o gerenciamento já é mais consolidado, muitos sistemas municipais de gestão de resíduos e tecnologias/instalações existentes estão envelhecendo e precisam ser atualizados para atender às demandas da comunidade e atender às exigências e às metas regulatórias e ambientais (FILHO, BRANDLI, *et al.*, 2016).

Devido a uma série de particularidade, soluções de gerenciamento de resíduos em uma região podem não ser apropriadas em outros lugares. Por exemplo, a recuperação energética e a digestão anaeróbica, que são usadas em muitos países desenvolvidos, são limitadas nos países em desenvolvimento, devido aos seus altos custos e aos rigorosos requisitos operacionais associados (MARSHALL e FARAHBAKHS, 2013). Apesar disso, a observação crítica das práticas que já estejam em funcionamento em uma região, bem como uma boa avaliação dos sistemas, é uma forma de orientar a tomada de decisão, principalmente nas regiões onde tais práticas sejam menos estruturadas.

O gerenciamento dos resíduos é uma tarefa complexa que requer a aplicação da solução técnica apropriada, capacidade organizacional suficiente, e cooperação entre uma ampla gama de *stakeholders*.

Seadon (2010) destaca que quando os resíduos são vistos como parte de um sistema, a relação dos resíduos com outras partes do sistema é revelada e, assim, aumenta o potencial para uma maior sustentabilidade da operação. Conceitualmente, essa visão mais ampla aumenta a dificuldade de gerenciar o desperdício, exigindo uma abordagem que lide com tal complexidade.

A abordagem convencional dos sistemas de gerenciamento é reducionista, não adaptada para lidar com a complexidade. Nesta abordagem, os processos do sistema, como as operações

de geração, coleta e descarte de resíduos, são considerados independentes, embora cada um esteja interligado e influenciado pelos demais (SEADON, 2010). Consequentemente, existe a tendência em lidar com um tipo de resíduo de cada vez, levando a um foco em tecnologias únicas em vez de sistemas integrados. Desta forma, enquanto um problema pode ser resolvido, outros são frequentemente gerados com cada solução compartimentada.

Essa tendência de analisar as coisas em pedaços pequenos e compreensíveis e traçar caminhos lineares de causa a efeito é cada vez mais reconhecida como problemática. Isso é evidenciado no setor de gerenciamento de resíduos sólidos pela crescente demanda por abordagens que reconhecem as esferas social, cultural, política e ambiental, que se envolvam com uma ampla comunidade de partes interessadas, e que considerem o sistema como um todo por meio de metodologias integradas e holísticas (MORRISSEY e BROWNE, 2004) (SEADON, 2006) (MARSHALL e FARAHBAKHS, 2013) (RIGAMONTI, STERPI e GROSSO, 2016) (CHIFARI, LO PIANO, *et al.*, 2018).

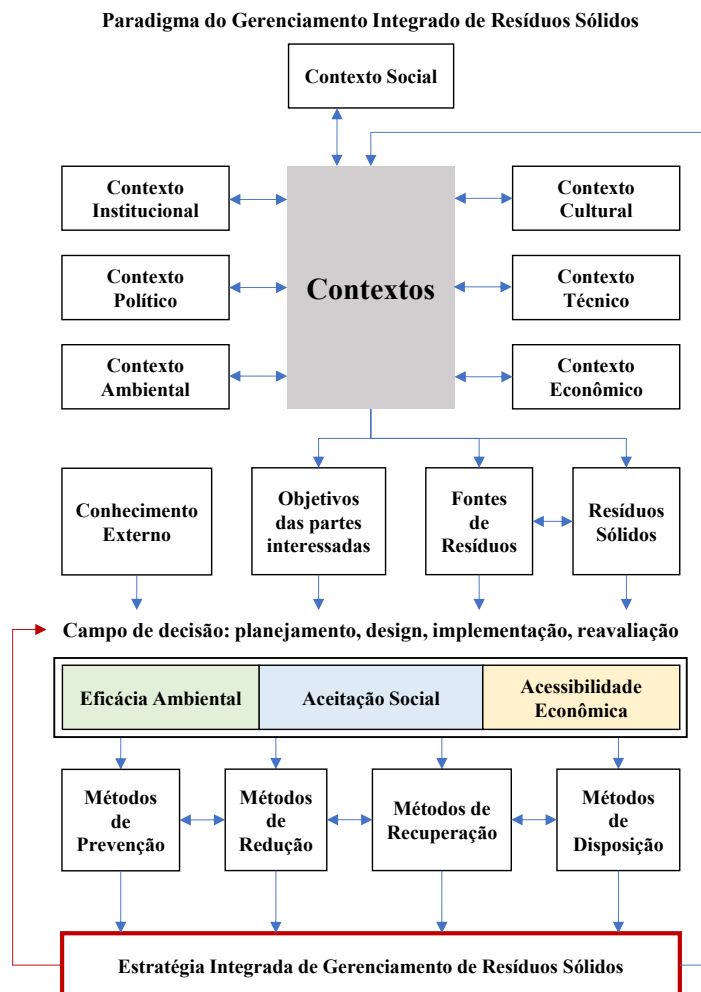
O conceito de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos busca alcançar um equilíbrio entre as três dimensões da gestão de resíduos: a eficácia ambiental, a aceitabilidade social e a acessibilidade econômica (Figura 16) (MORRISSEY e BROWNE, 2004) (MARSHALL e FARAHBAKHS, 2013).

Observa-se que na composição do contexto geral estão presentes diversas dimensões, como a técnica, a social, a econômica, a política, a ambiental e a institucional. Deste contexto derivam detalhes de maior especificidade, como as fontes e tipos de resíduos, perícia externa, e os objetivos específicos de cada *stakeholder*, que direcionam o planejamento, design, implementação e a reavaliação dos sistemas. Cada uma destas ações estratégicas é possibilitada pela utilização de métodos de prevenção, redução, recuperação e disposição que, combinados, compõe a estratégia integrada de gerenciamento de resíduos sólidos. Por fim, este sistema integrado, por meio do monitoramento de seu desempenho, retroalimenta a tomada de decisão, tornando o processo dinâmico e adaptativo (MARSHALL e FARAHBAKHS, 2013).

Com a complexidade envolvida no processo, a tomada de decisão também se torna gradativamente mais difícil, justificando a necessidade cada vez maior de avaliar a performance do sistema de gerenciamento de forma também integrada. Só assim é possível contemplar as múltiplas dimensões envolvidas nos processos e priorizar decisões mais sustentáveis e que favorecem o cumprimento de metas e o atendimento às legislações vigentes.

Dessa forma, antes de especificar informações relacionadas às ferramentas de avaliação de desempenho e atributos operacionais, importa detalhar e descrever as principais etapas de manejo de resíduos sólidos domiciliares e suas tecnologias, desde a coleta e o transporte, até o tratamento e a disposição final desses materiais.

Figura 16: O paradigma do Sistema Integrado de Gerenciamento de Resíduos Sólidos



Fonte: Adaptado de Marshall e Farahbaksh (2013).

## 5.2 ACONDICIONAMENTO, COLETA E TRANSPORTE

A etapa de coleta de resíduos sólidos domiciliares é um componente fundamental no gerenciamento desses materiais, uma grande variedade de alternativas técnicas e estratégias operacionais são aplicadas nessa fase, as quais merecem compreensão de suas aplicações e limitações.

Nos países em desenvolvimento, os resíduos sólidos domiciliares, normalmente, são coletados por trabalho manual, acondicionados em lixeiras e transportados em caminhões para descarte, e em alguns casos de modo informal. Em contrapartida, nos países desenvolvidos, evoluiu-se para sistemas organizados com coleta de diferentes espécies de materiais de forma segregada, aplicações de modelos de otimização para redução de custos, combustíveis ecológicos utilizados para reduzir impactos ambientais, aplicação de sensores de nível de enchimento em contêineres e identificação por radiofrequência, bem como caminhões com sistemas de posicionamento global (RODRIGUES, MARTINHO e PIRES, 2016).

Para ser possível a caracterização dos diferentes componentes dos sistemas de acondicionamento, coleta e transporte encontrados e reportados na literatura, o trabalho de Rodrigues, Martinho e Pires (2016) propõe uma taxonomia dividida em componentes que serão reportados e detalhados a seguir: acondicionamento, equipamentos de coleta e método de coleta. Ainda, serão discutidas a operacionalização da coleta e as estratégias de transporte normalmente encontradas.

### **5.2.1 Acondicionamento**

A unidade de acondicionamento pode ser definida como instrumento para a disponibilização temporária dos resíduos sólidos pelos geradores ao serviço de coleta. Incluem-se sacos, caixas, lixeiras, contêineres, tambores, os quais podem ser móveis ou fixos, subterrâneos ou superficiais, adaptados para coleta mecanizada ou não.

A taxonomia proposta por Rodrigues, Martinho e Pires (2016) classifica o acondicionamento quanto à localização, à mobilidade, à compactação, ao acesso e à adaptação ao veículo de coleta, conforme mostrado no Quadro 1.

A posição em relação ao solo atribui à unidade de acondicionamento sua classificação quanto à localização, podendo ser dividida em unidades superficiais, parcialmente subterrâneas e subterrâneas.

Quando se analisa sua mobilidade, interessa-se em classificá-lo em unidade móvel (com ou sem rodas) ou fixa. No que se refere à compactação, é possível encontrar unidades projetadas para maximizar o volume disponibilizado pela sua compressão.

Unidades parcialmente subterrâneas ou subterrâneas devem ser acessíveis à coleta, no entanto, não é necessário que toda a sua estrutura seja removível para a coleta, mas apenas o compartimento em que são disponibilizados os resíduos, como é denominada a sua classificação: compartimento de resíduos. Nesse caso, diferentes suprimentos energéticos são encontrados para a operação das plataformas que dão acesso ao compartimento de resíduos, esse subterrâneo ou parcialmente subterrâneo. Já, quando o acesso à unidade se dá pela movimentação de toda a estrutura, sua classificação é denominada de acesso à unidade completa.

Quadro 1: Classificação proposta por Rodrigues, Martinho e Pires (2016) sobre as características das unidades de acondicionamento de resíduos.

Classificação	Parâmetros
<b>Localização</b>	Superficial Parcialmente subterrâneo Subterrâneo
<b>Mobilidade</b>	Fixo Móvel <ul style="list-style-type: none"> <li>• Com rodas</li> <li>• Sem rodas</li> </ul>
<b>Acesso à unidade de acondicionamento</b>	Unidade completa Compartimento de resíduos <ul style="list-style-type: none"> <li>• Plataforma elevada e aberta</li> <li>• Plataforma aberta</li> <li>• Plataforma elevada</li> </ul> Suprimento energético da plataforma <ul style="list-style-type: none"> <li>• Cilindro à gás</li> <li>• Hidráulica</li> <li>• Eletrohidraulico</li> </ul>
<b>Compactação</b>	Com sistema de compactação Sem sistema de compactação
<b>Adaptação ao veículo de coleta</b>	Sem adaptação Sistema de içamento de anel simples Sistema de içamento com anel duplo Sistema de içamento tipo cogumelo (disco duplo) Suporte para levantamento frontal Suporte para levantamento lateral

Fonte: Adaptado de Rodrigues, Martinho e Pires (2016).

Por fim, é possível ainda classificar as unidades de acondicionamento de resíduos sólidos de acordo com suas estruturas disponíveis para içamento e movimentação pelo veículo de coleta: sem adaptação, sistema de içamento de anel simples, sistema de içamento com anel duplo, sistema de içamento tipo cogumelo (anel duplo), suporte para levantamento frontal e suporte para levantamento lateral.

Do exposto, identificam-se algumas características comumente encontradas no Brasil relacionadas às técnicas de acondicionamento de resíduos sólidos. Aquelas que podem ser destacadas são sacos plásticos (Figura 17A) disponibilizados na testada dos imóveis para coleta (classificação: superficial, móvel sem rodas, unidade completa, sem compactação e sem adaptação ao veículo de coleta); contêineres (Figura 17B e Figura 17C) individuais e coletivos (classificação: superficial, móvel com rodas, unidade completa, sem sistema de compactação, com sistema de suporte para levantamento frontal); e, lixeiras juntas ao muro da unidade geradora ou no passeio (classificação: superficial, fixa, unidade completa, sem compactação e sem adaptação ao veículo de coleta).

Figura 17: Espécies de unidades de acondicionamento de resíduos sólidos domiciliares comumente encontrados no Brasil. (A) Sacos plásticos disponibilizadas no meio fio para coleta; (B) Contêineres individuais e coletivos; (C) Lixeiras juntas ao muro da unidade geradora ou no passeio.



(A)



(B)



(C)

Fonte: Compilação do autor<sup>8</sup>.

Em complementação à taxonomia apresentada, faz-se a menção de dois grupos de classificação que passaram a ser utilizados com maior ênfase em sistemas de gerenciamento que utilizam informações remotas para gerenciamento de coletas e identificação de geradores, principalmente quando utilizado sistema de cobrança aos geradores pela quantidade gerada: tecnologia de mensuração e identificação do gerador (Quadro 2).

Unidades de acondicionamento com a mensuração volumétrica de resíduos ou peso da sua massa, pela presença de sensores, são utilizados normalmente em contêineres coletivos para

---

<sup>8</sup> Imagens obtidas através da busca em plataformas tais como Google Imagens e Unsplash

identificação de seu preenchimento, de modo que a coleta seja realizada apenas sobre aqueles que necessitem de esvaziamento.

Ainda, quando se deseja identificar a fonte geradora, é possível encontrar sistemas identificadores nas unidades de acondicionamento de resíduos sólidos domiciliares, seja através de códigos de barras ou etiquetas de identificação por radiofrequência, as quais são registradas no momento da coleta (ELIA, GNONI e TORNESE, 2015). Essa tecnologia é empregada principalmente em sistemas que tributam os geradores por quantidade gerada, modelo comumente denominado por *Pay-As-You-Throw* (PAYT).

Quadro 2: Classificação das unidades de acondicionamento segundo a tecnologia de mensuração dos resíduos e a identificação do gerador.

Classificação	Parâmetros
Tecnologia de mensuração	Sem mensuração
Tecnologia de mensuração	Sem mensuração
	Com mensuração <ul style="list-style-type: none"> <li>• Volumétrica</li> <li>• Por peso</li> </ul>
Identificação do gerador	Sem identificação
	Com identificação <ul style="list-style-type: none"> <li>• QR code</li> <li>• RFID / NFC</li> <li>• Código de barras</li> </ul>

Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

No Brasil não se encontram práticas sistemáticas que envolvam ações de mensuração e identificação do gerador nas unidades de acondicionamento. Principais referências são reportadas na literatura internacional (ELIA, GNONI e TORNESE, 2015).

### 5.2.2 Equipamentos de coleta

Quando se analisam as características relacionadas aos veículos empregados durante a operação de coleta, ainda sobre a proposta taxonômica trazida por Rodrigues, Martinho e Pires (2016) os autores os classificam em tipo de caçamba, mecanização da caçamba, espécie de içamento e localização do carregamento de resíduos (Quadro 3).

A caçamba é o local onde efetivamente os resíduos são dispostos durante a coleta. Os veículos podem ser sem caçamba, casos quando se faz o transporte de unidades de acondicionamento móveis em plataformas; com caçamba aberta ou fechada, nesses dois últimos



casos a caçamba poderá ser compartimentada para receber diferentes espécies de materiais, assim como ter apenas um compartimento.

Quanto à mecanização da caçamba dos veículos, esses podem ser sem mecanização, com compactação (intermitente ou contínua) ou apenas com empacotamento mecanizado, ou seja, os resíduos são recolhidos de maneira mecanizada, todavia não ocorre sua compactação.

O sistema de içamento das unidades de acondicionamento, quando existente, pode ser por meio de guindaste (gancho simples, gancho duplo e disco duplo), içamento assistido (garfo ou barras), içamento automático, braço automatizado ou elevação em gancho.

Quadro 3: Classificação proposta por Rodrigues, Martinho e Pires (2016) sobre as características dos veículos coletores de resíduos sólidos.

<b>Classificação</b>	<b>Parâmetros</b>
<b>Tipo de caçamba</b>	Sem caçamba
	Aberta (único ou múltiplos compartimentos)
	Fechada (único ou múltiplos compartimentos)
<b>Mecanização da caçamba</b>	Sem mecanização
	Com compactação <ul style="list-style-type: none"> <li>• Intermitente</li> <li>• Contínuo</li> </ul>
	Empacotamento mecanizado
<b>Içamento mecânico</b>	Sem içamento
	Guindaste <ul style="list-style-type: none"> <li>• Gancho simples</li> <li>• Gancho duplo</li> <li>• Disco duplo</li> </ul>
	Içamento assistido <ul style="list-style-type: none"> <li>• Garfo</li> <li>• Barras</li> </ul>
	Içamento automático
	Braço automatizado
	Elevação em gancho
<b>Localização do carregamento</b>	Extremidade traseira
	Lateral
	Não específico

Fonte: Adaptado de Rodrigues, Martinho e Pires (2016).

Por fim, quanto à localização do carregamento, essa pode ser pela extremidade traseira do veículo, lateral ou não específico, normalmente quando a disposição se dá em caçamba aberta.

No Brasil encontram-se tecnologias diversificadas sobre os veículos de coleta de resíduos sólidos. No entanto, seguindo a taxonomia, destacam-se veículos coletores com caçamba fechada, com compactação e com carregamento pela extremidade traseira (Figura 18).

A exemplo das unidades de acondicionamento, é possível estender a taxonomia para as categorias tecnologia de mensuração, quando o veículo coletor possui instalado, ou não, sistema que permita a identificação da massa ou do volume coletado (Quadro 4) - nesses casos são instaladas células de carga sob a caçamba do veículo, ou no sistema de içamento é registrada a massa do carregamento. Ainda, classificam-se os veículos pela possibilidade de identificação do gerador, ou seja, nesse caso, existindo um identificador na unidade de acondicionamento (QR code, código de barras, tag RFID), o veículo deve estar equipado com sistema de identificação por meio de leitores e receptores de dados (Quadro 4).

Quadro 4: Classificação dos veículos de coleta segundo a tecnologia de mensuração dos

Classificação	Parâmetros
Tecnologia de mensuração	Sem mensuração
	Mensuração volumétrica
	Mensuração por peso
Identificação do gerador	Sem identificação
	Com identificação <ul style="list-style-type: none"> <li>• QR code</li> <li>• RFID / NFC</li> <li>• Código de barras</li> </ul>

Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Figura 18: Espécies de veículos coletores de resíduos sólidos comumente encontrados no Brasil. (A) Veículo com caçamba fechada com um compartimento, sem mecanização, sem içamento e carregamento pela extremidade traseira; (B) Veículo com caçamba fechada com um compartimento, com compactação, com içamento assistido e carregamento pela extremidade traseira; (C) Veículo com caçamba aberta com um compartimento, sem mecanização (compactação), sem içamento e com carregamento não específico.



(A)



(B)



(C)

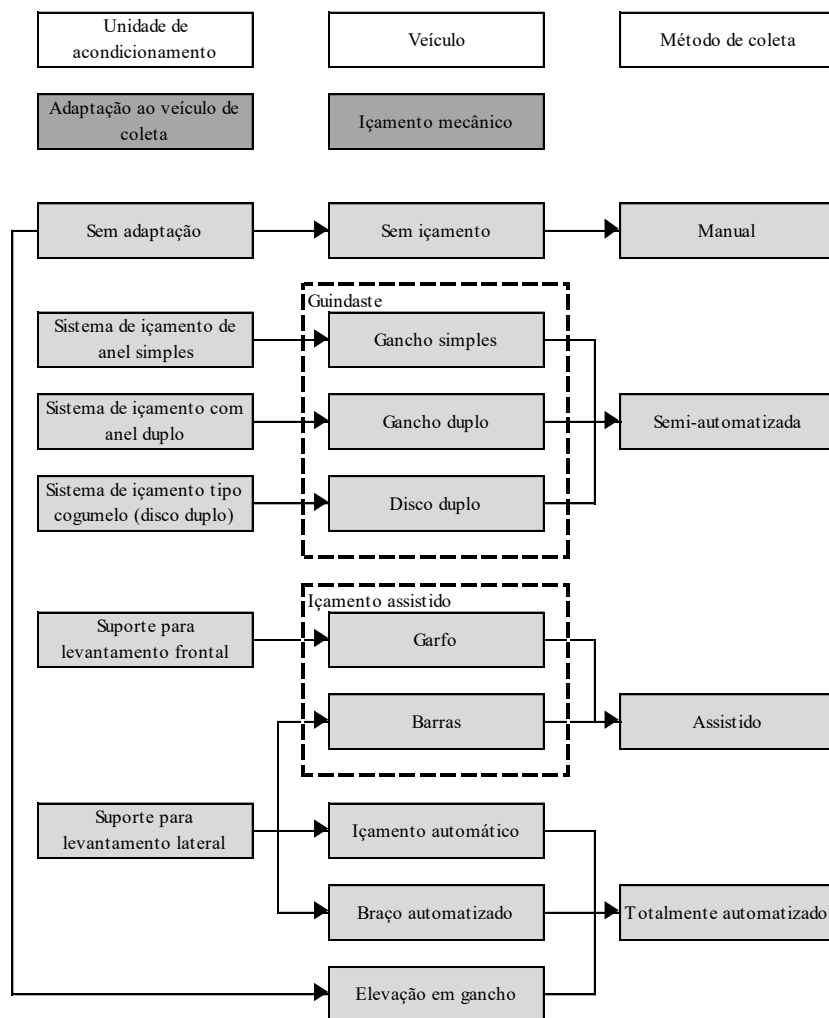
Fonte: Compilação do autor<sup>8</sup>.

### 5.2.3 Método de coleta

Os métodos de coleta referem-se à maneira como o conteúdo da unidade de acondicionamento de resíduos municipais é disponibilizado no interior do veículo de coleta.

A proposta de classificação é demonstrada na Figura 19, em que se observa a relação entre a classificação da unidade de acondicionamento quanto à sua adaptação ao veículo de coleta e ao tipo de içamento mecânico disponível.

Figura 19: Classificação proposta por Rodrigues, Martinho e Pires (2016) sobre métodos de coleta de resíduos sólidos.



Fonte: Adaptado de Rodrigues, Martinho e Pires (2016).

Segundo Rodrigues, Martinho e Pires (2016) o método de coleta pode ser manual, quando o operador transporta, levanta e descarrega lixeiras, contêineres ou sacos no veículo, sem auxílio mecânico; a coleta assistida é uma mistura de processos manuais e mecânicos em que o deslocamento do contentor próximo ao veículo é manual e a mecanização ocorre apenas no levantamento e esvaziamento pelo veículo por içamento; a coleta semiautomatizada é um processo mecanizado de todas as etapas envolvidas na coleta, mas o trabalhador deve estar fora do veículo para controlar o acoplamento e fornecer assistência manual no acoplamento e desacoplamento do contêiner ao veículo (guindaste).

Por fim, a coleta totalmente automatizada não envolve intervenção direta dos trabalhadores, e a interação entre o contêiner e o veículo é controlada por um único operador dentro da cabine do veículo.

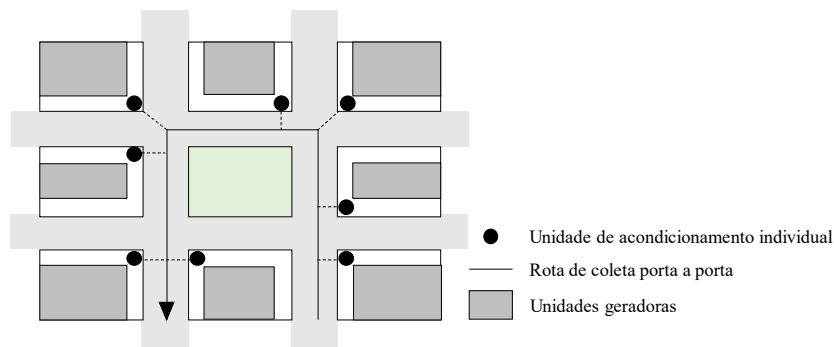
No Brasil, encontra-se normalmente métodos manuais ou assistidos, embora alguns municípios já utilizem métodos semiautomatizados durante a coleta.

#### 5.2.4 Operacionalização da coleta

A coleta de resíduos sólidos domiciliares pode ser operada de algumas maneiras, em resumo, atribuíveis aos seguintes principais métodos: coleta porta a porta e coleta ponto em ponto, sendo os sistemas mistos também frequentemente adotados.

Durante a operação porta a porta, a coleta é realizada em cada unidade geradora com a passagem do veículo de coleta normalmente em frente ao imóvel gerador (Figura 20).

Figura 20: Procedimento de coleta porta a porta, em que o operador realiza o procedimento em cada unidade geradora. Os geradores são responsáveis pela disponibilização de seus resíduos apenas na testada de seus imóveis.

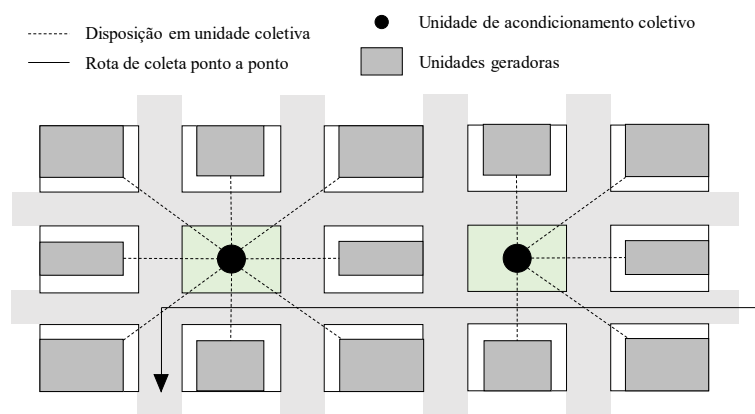


Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Em alguns casos, os agentes de coleta realizam o transporte manual e a reunião do material em local onde há a passagem do veículo – normalmente provenientes de ruas sem saída ou de locais onde não é possível a passagem do veículo de coleta –, porém, nesse caso mantêm-se temporariamente o material em localização vulnerável ao contato com animais e transeuntes.

Na segunda situação, os geradores devem disponibilizar seus resíduos em pontos coletivos, normalmente em contêineres públicos, segregados ou não por espécie de material. Os veículos de coleta realizam o esvaziamento desses pontos em datas e horários definidos ou quando o limite de armazenamento temporário é atingido. Esse método é aplicado em regiões onde os veículos de coleta possuem dificuldade de acesso aos trechos de coleta, ou o traçado em determinadas áreas não apresenta viabilidade técnica e econômica para o atendimento pelo serviço porta a porta (Figura 21).

Figura 21: Coleta ponto a ponto, em que o operador realiza o procedimento em apenas um ponto. Os geradores são responsáveis pela disposição de seus resíduos nesses pontos.



Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Autores ainda reportam na literatura outros métodos de operacionalização da coleta, como é complementado no Quadro 5.

Ainda, no que se refere à operacionalização da coleta, uma outra abordagem pode ser realizada sobre sua classificação, ou seja, além do modo como os materiais são efetivamente coletados é possível estudar as estratégias por tipo de material a ser coletado. Municípios têm adotado sistemas independentes de coleta para diferentes tipos de materiais, em que roteiros exclusivos são realizados para a coleta de um tipo específico de material (coleta seletiva), ou

os veículos são compartimentados para realizar a segregação de um conjunto de materiais em um único roteiro.

No entanto, aplicam-se igualmente sistemas de coleta integrais (convencionais), nomeadas também por coletas indiferenciadas, em que os materiais são coletados e mantidos em um mesmo compartimento dentro de um veículo de coleta e encaminhado para tratamento ou disposição final.

Também, reporta-se aos sistemas de coleta seletiva como uma técnica de gerenciamento de resíduos sólidos domiciliares por fluxos individuais, ou diferenciados, já as coletas convencionais por fluxos mistos.

Outros sistemas mais complexos de coleta reportados na literatura, que podem ser destacados, são os sistemas de coleta subterrânea automatizada à vácuo (*Automated Vacuum Collection Systems – AVAC* ou *Automated Waste Collection Systems – AWCS*). Tais sistemas consistem de uma rede à vácuo de tubos totalmente fechada, em que o ciclo de coleta inicia quando os resíduos são dispostos através de entradas para recipientes subterrâneos especiais, os quais possuem uma capacidade de até 500 L (NAKOU, BENARDOS e KALIAMPAKOS, 2014).

Quadro 5: Espécies de operacionalização da etapa de coleta de resíduos sólidos domiciliares.

<b>Tipo de coleta</b>	<b>Descrição</b>
<b>Coleta porta a porta</b>	Recipientes como contêineres, lixeiras, sacolas e sacos de unidades individuais são disponibilizados próximos à fonte de geração, normalmente junto à testada do imóvel, para coleta. O gerador é responsável por suas unidades de acondicionamento. Neste procedimento o serviço de coleta deve ser disponibilizado e, cada logradouro e via pública com fontes geradoras.
<b>Coleta ponto em ponto</b>	Os geradores dispõem cada fração de seus resíduos em contêineres específicos coletivos localizados em áreas públicas adjacentes, em alguns casos segregados por espécie de material: vidro, papel, embalagens plásticas, frações orgânicas e rejeitos. Neste procedimento o serviço de coleta atua especificamente nos pontos coletivos.
<b>Pontos verdes, Pontos de entrega voluntária, Ecopontos</b>	Locais projetados para receber materiais dos geradores não cobertos por sistemas de coleta tradicionais, como resíduos perigosos, eletrodomésticos e roupas.
<b>Centros de recompra</b>	Estabelecimentos onde os geradores podem entregar materiais em troca de pagamento em dinheiro, como por exemplo, coleta de materiais recicláveis.

Fonte: Adaptado de Rodrigues, Martinho e Pires (2016).

Ainda segundo os autores, esses contêineres são esvaziados regularmente, automaticamente ou em intervalos especificados. Quando esvaziados, os sacos de resíduos caem na rede principal e o seu transporte automatizado ocorre por aspiração a vácuo através de uma infraestrutura subterrânea, em direção a uma estação central. Os resíduos são então

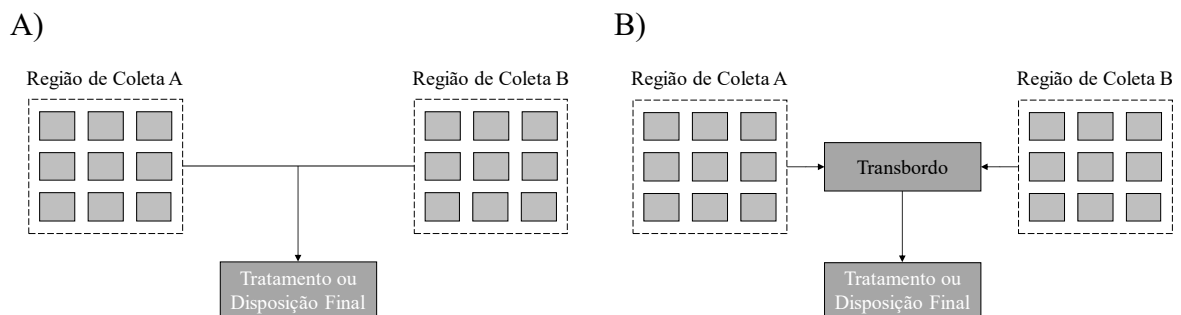
separados, compactados e armazenados de acordo com seu tipo (fluxo de resíduos). O ar é transportado para um sistema de tratamento antes de ser lançado de volta à atmosfera. Os resíduos são então transportados usando métodos convencionais (caminhões) para posterior tratamento, reciclagem, incineração ou disposição final.

### 5.2.5 Transporte

A etapa de transporte no gerenciamento de resíduos sólidos domiciliares está relacionada às alternativas técnicas que se dispõe para encaminhar a quantidade de material coletada às unidades de tratamento e de disposição final.

A alternativa adotada geralmente é aquela em que se encontram os menores custos para a operacionalização do sistema. De acordo com a quantidade coletada, capacidade dos veículos de coleta e a distância entre os pontos de geração e disposição final ou tratamento, os operadores optam por utilizar o mesmo veículo de coleta (Figura 22A) ou utilizam de unidades de transferências (transbordo) onde os resíduos provenientes da coleta são armazenados temporariamente e acumulados para serem transportados uma única vez ao seu destino por veículos adaptados para esse fim (Figura 22B).

Figura 22: (A) Estratégia de coleta em que os veículos encaminham diretamente os resíduos à unidade de tratamento ou disposição final; (B) Estratégia de coleta com utilização de estação de transferência de resíduos sólidos domiciliares (Estação de Transbordo).



Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

### 5.3 TRATAMENTO E DISPOSIÇÃO FINAL

As tecnologias de tratamento de resíduos sólidos domiciliares são desenvolvidas com o objetivo principal de recuperar materiais descartados ainda com valor econômico e social e inseri-los novamente aos processos de produção ou inativá-los de modo a reduzir o seu potencial impacto ambiental.

Dessa maneira, os processos de tratamento envolvem desde a recuperação específica do material e seu encaminhamento a centrais de reciclagem, bem como aos processos de recuperação biológica e energética, são exemplos: compostagem, incineração, gaseificação, entre outros. São encontradas na literatura classificações em que agregam técnicas de conversão térmica, tratamento biológico, recuperação e reciclagem de materiais e outros métodos (combustível derivado de rejeito, ou *Refuse-Derived Fuel* – RDF) (Quadro 6).

Quadro 6: Classificação e espécies de unidades de tratamento de resíduos sólidos.

Classificação	Espécies
Conversão Térmica	Combustão térmica (incineração) Métodos avançados de combustão térmica
Tratamento Biológico	Compostagem Digestão anaeróbica Tratamento mecânico-biológico Outros
Recuperação e reciclagem de materiais	Unidades de recuperação de materiais (MRF - <i>Material Recovery Facilities</i> ) Processos de reciclagem / Indústrias
Outros métodos / tratamento híbridos	Combustível derivado de rejeito Métodos de adensamento e peletização

Fonte: Adaptado de Aleluia & Ferrão (2017)

Autores afirmam que as unidades de compostagem e digestão anaeróbica são adequadas para gerenciar os fluxos de resíduos sólidos domiciliares com as características encontradas nos países em desenvolvimento. Esses materiais tendem a ser ricos em matéria orgânica e têm um baixo valor calorífico. Os métodos biológicos são, em princípio, os mais apropriados para tratar a fração orgânica biodegradável dos resíduos (ALELUIA e FERRÃO, 2017).

O gerenciamento dos resíduos sólidos domiciliares é realizado fundamentalmente pela sua coleta e disposição final em aterro sanitário, ou são tratados por meio de incineração (FEL, WEN, *et al.*, 2018), ainda que tecnologias estejam sendo empregadas para a recuperação e o



tratamento das frações orgânicas e das frações secas (papel, plástico, metal, vidro) por meio de fluxos seletivos.

No entanto, mesmo que os materiais sejam disponibilizados para a coleta previamente segregados, ainda podem apresentar índices de mistura e contaminação. As tecnologias de tratamento necessitam de condições operacionais específicas, ou seja, alguns processos de recuperação orgânica – como a compostagem, a digestão anaeróbica – necessitam estar isentos de materiais inorgânicos, assim como processos de tratamento de frações secas necessitam estar isentos de umidade (materiais orgânicos) para sua máxima eficiência.

Nesse contexto, sistemas de tratamento mecânico-biológico (*Mechanical-Biological Treatment* – MBT) são utilizados para realizar a separação mecânica de diferentes tipos de materiais contidos nos resíduos sólidos domiciliares, tais como plástico, metais, alimentos, bem como a estabilização biológica da matéria orgânica através de processos como digestão anaeróbica ou compostagem. O objetivo desses sistemas é separar de forma complementar a fração biodegradável e os materiais recicláveis de fluxos mistos de resíduos, ou melhorar a separação dos fluxos individuais, e recuperá-los posteriormente (FEI, WEN, *et al.*, 2018).

Ainda segundo os autores, a partir da triagem mecânica, diversos processos podem decorrer com maior eficiência. Normalmente, os principais produtos são: (1) combustível derivado de resíduos (*Refuse Derived Fuel* – RDF), que possui alto poder calorífico devido ao elevado teor de papel e plástico; (2) resíduo orgânico estabilizado (*Stabilized Organic Waste* – SOW), que é produzido a partir do tratamento biológico da fração orgânica dos resíduos; (3) metais ferrosos e não ferrosos para potencial reciclagem; (4) resíduos inertes que são depositados em aterros.

Como citado anteriormente, algumas plantas de tratamento MBT tratam a fração orgânica presente nos resíduos sólidos domiciliares por meio de compostagem, processo de decomposição biológica da fração orgânica biodegradável de resíduos sólidos sob condições controladas a um estado suficientemente estável para armazenamento e manuseio livres de danos e para uso seguro em aplicações no solo (TCHOBANOGLIOUS e KREITH, 2002).

No entanto, a compostagem tem se mostrado mais eficiente quando realizada a separação da fração orgânica a ser descartada diretamente na fonte, ou seja, pelos geradores, antes da coleta, já que a utilização do composto como biofertilizante é limitada pelo alto teor de sal e metais pesados quando o material entra em contato com outras espécies de resíduos

(LIU, XING e LIU, 2017). Alguns métodos de compostagem são apresentados na Figura 23, pode-se observar a ampla gama de capacidades de processamento das plantas pesquisadas. A menor delas consiste em cestas de compostagem doméstica, enquanto as maiores são instalações em escala industrial.

Figura 23: Métodos de compostagem com diferentes capacidades de processamento de resíduos sólidos.



A) Unidade doméstica de compostagem



B) Compostagem em módulos (blocos)



C) Compostagem em leiras manuais



D) Compostagem em leiras mecanizada

Fonte: Adaptado de Aleluia e Ferrão (2017)

A recuperação energética, em inglês *Waste-to-Energy* (WTE), mostra-se uma alternativa para a conversão da matéria em energia. Existem três tipos fundamentais de tecnologias WTE: (1) conversão térmica (incineração, pirólise e gaseificação), (2) conversão bioquímica, (3) aterro sanitário com recuperação de gás.

A conversão térmica refere-se ao tratamento térmico da matéria orgânica presente nos resíduos sólidos domiciliares para produção de energia térmica, óleo combustível ou gás. É geralmente aplicada para resíduos com baixo teor de umidade e com alta porcentagem de matéria orgânica não biodegradável (KUMAR e SAMADDER, 2017). O método mais utilizado

é a incineração, em que ocorre a destruição de resíduos pela combustão em altas temperaturas (entre 750 e 1000°C). Aproximadamente 70% da massa total de resíduos e 90% do volume total podem ser reduzidos. Nesse processo, poluentes atmosféricos como SO<sub>x</sub>, CO<sub>x</sub> e NO<sub>x</sub>, prejudiciais à saúde humana, são emitidos e merecem atenção (TOZLU, ÖZAHİ e ABUŞOĞLU, 2016).

Segundo Kumar e Sammdder (2017), em algumas situações, combustíveis auxiliares são usados juntamente com os resíduos durante a incineração, sendo desnecessário quando o Poder Calorífero Inferior (PCI) dos resíduos está entre 1000 kcal/kg e 1700 kcal/kg ou superior, devendo ser maior que 1900 kcal/kg para que a operação de incineração seja viável. Os autores ainda afirmam que um incinerador típico gera 544 kWh de energia e 180 kg de resíduos por tonelada de resíduos incinerados.

Na pirólise, o tratamento térmico é realizado em um ambiente livre de oxigênio, com temperaturas que variam entre 400 a 1000°C. Nesse processo produz-se gás de pirólise, óleo e carvão, cuja produção e qualidade dependem principalmente da taxa de aquecimento, temperatura do processo, tempo de residência, composição dos resíduos e tamanho das partículas dos resíduos. Em temperaturas mais baixas (500 - 550°C), óleo de pirólise, cera e alcatrão são os principais produtos, e em temperatura mais alta (> 700 °C), os gases de pirólise (H<sub>2</sub>, CO, hidrocarbonetos, H<sub>2</sub>O, N<sub>2</sub>) destacam-se como produtos (KUMAR e SAMADDER, 2017).

O terceiro método de conversão térmica, a gasificação, representa um processo em que os resíduos são convertidos em syngas (mistura de gás inflamável de hidrogênio e monóxido de carbono e menores quantidades de metano, dióxido de carbono e hidrocarbonetos), que ocorre pela sua reação a altas temperaturas (>700°C), sem combustão, com uma quantidade controlada de oxigênio e/ou vapor (TOZLU, ÖZAHİ e ABUŞOĞLU, 2016).

Kumar e Sammdder (2017) reportam que as tecnologias de pirólise e gaseificação são mais favoráveis do que a tecnologia de incineração para resíduos sólidos domiciliares segundo o impacto ambiental e recuperação energética decorrentes, embora não se perceba a sua utilização recorrente em países em desenvolvimento. As tecnologias de pirólise e gaseificação podem reduzir o volume de resíduos em 95% e exigir uma limpeza menos intensiva dos gases de combustão em comparação com a incineração.

O segundo grupo de tecnologia WTE, a conversão bioquímica, é baseada principalmente na reação enzimática promovida por microrganismos. Esses processos são geralmente aplicados para os resíduos com alta porcentagem de matéria orgânica biodegradável e alto teor de umidade. Destaca-se a digestão anaeróbia (ou biometanização). Nela o resíduo é disposto em um ambiente livre de oxigênio, em que uma combinação de processos biológicos decompõe o material a 65 °C. O biogás produzido é utilizado na geração energética, utilizada inclusive para a manutenção da temperatura e como combustível. Os materiais inorgânicos e os inertes decorrentes, não decompostos, são incinerados ou gaseificados.

Na digestão anaeróbia pode-se obter 2 a 4 vezes mais metano, em 3 semanas de operação, se comparado com a produção de metano durante 6 a 7 anos de operação de um aterro sanitário, para uma tonelada de resíduos sólido municipais (KUMAR e SAMADDER, 2017). Os mesmos autores afirmam que cerca de 150 kg de metano podem ser gerados a partir da digestão anaeróbica de 1 tonelada de resíduos, considerando 60% de matéria orgânica e 40% de umidade.

No último grupo, o aterro sanitário, trata-se de uma das tecnologias mais utilizadas para gerenciamento final de resíduos sólidos domiciliares, em que ocorre o confinamento, em menor área e volume possível, de resíduos em área devidamente preparada tecnicamente para a disposição dos materiais. Quando utilizado como tecnologia WTE, recupera-se o biogás produzido pela decomposição do material aterrado para fins energéticos. Especificamente, a matéria orgânica presente nos resíduos depositados em aterros sofre decomposição química e biológica, o que resulta na produção de gás de aterro, ou *landfill gas* (LFG). O LFG contém 50-60% de metano e é considerado como uma das principais fontes de emissões antropogênicas de metano (KUMAR e SAMADDER, 2017).

Alguns autores definem a disposição final de resíduos sólidos domiciliares como uma alternativa de tratamento desses materiais. No entanto, preferiu-se segregá-lo em item específico pois essa técnica representa o último estágio de gerenciamento quando nenhuma outra técnica pôde ser aplicada sobre os materiais descartados, seja por motivos econômicos, sociais, ambientais ou políticos.

De modo abrangente, a disposição final refere-se a um método no qual o resíduo é acondicionado no solo e aterrado. Exige-se que esses locais sejam devidamente preparados para o tipo de resíduo a ser acumulado, ou seja, impermeabilização da base para evitar contaminação do solo e mananciais subterrâneos (HAN, MA, *et al.*, 2016), drenagem de líquidos percoladores (chorume) para tratamento, drenagem e tratamento de gases, entre outros. Quando os

mecanismos de engenharia são executados para minimizar ao máximo os potenciais impactos ambientais em uma área de disposição final, dá-se o nome de aterro sanitário.

Alguns países têm buscado a redução da disposição final em aterros sanitários, promovendo alternativas de tratamento e reciclagem. No entanto, essa técnica é um método comumente usado para a eliminação de resíduos sólidos domiciliares (ZHANG, YUE e NIE, 2012).

## **6 MODELOS APLICADOS À AVALIAÇÃO DE DESEMPENHO E SUPORTE À DECISÃO NO GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS DOMICILIARES**

Uma vez considerando que o gerenciamento dos resíduos é um sistema dependente de vários elementos associados e que, quando vistos dessa maneira, a relação dos resíduos sólidos com outras áreas socioeconômicas é revelada e, assim, cresce o potencial para buscar uma maior sustentabilidade da operação (SEADON, 2010).

Conceitualmente, essa visão mais ampla aumenta a dificuldade de gerenciar suas etapas, exigindo uma abordagem que lide com tal complexidade e requer a aplicação da solução técnica apropriada, capacidade organizacional suficiente e cooperação entre uma ampla gama de *stakeholders*.

Os sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos municipais encontrados no mundo apresentam diferenças entre si, uma vez que são definidos pelos hábitos da população, nível socioeconômico e disponibilidade de recursos financeiros, pelas características políticas e de governança, que definem as estratégias de gestão e pelas características físicas dos resíduos, que influenciam na escolha das tecnologias para o tratamento. Apesar dessas particularidades, Ramachandra (2006), propõe um modelo genérico contendo elementos básicos, aplicável a qualquer região independente de seu nível de desenvolvimento: geração, armazenamento, coleta, coleta e transporte, processamento (incineração, compostagem), recuperação, reciclagem e descarte.

No entanto, essa tendência de analisar as coisas em pedaços pequenos e compreensíveis e traçar caminhos retos de causa a efeito é cada vez mais reconhecida como problemática. Isso é evidenciado no setor de gerenciamento de resíduos sólidos pela crescente demanda por abordagens de avaliação e metodologias integradas e holísticas que avaliem as

esferas social, cultural, política e ambiental (MORRISSEY e BROWNE, 2004) (SEADON, 2006) (MARSHALL e FARAHBAKHS, 2013) (RIGAMONTI, STERPI e GROSSO, 2016) (CHIFARI, LO PIANO, *et al.*, 2018).

Dessa forma, observa-se atualmente uma pluralidade de modelos, ferramentas e indicadores que buscam avaliar e representar o desempenho desses diferentes arranjos sob diferentes óticas, dentre elas ambiental, econômica e social, as quais desempenham importante papel na definição de políticas públicas.

Um modelo é uma representação matemática de um sistema e que nos permite racionalizar sobre este sistema e prever seu comportamento (FORD, 1999). Os modelos de apoio à decisão são instrumentos importantes para avaliar o desempenho dos sistemas operacionais em aplicação, bem como suas alternativas, por meio de ferramentas (hardware e software). Através deles são analisados critérios em conflito potencial, tais como aspectos econômicos, ambientais, políticos e sociais, e identificado o cenário em que o máximo benefício possa ser alcançado.

Para que se construa um modelo apropriado, é importante que se utilizem técnicas relevantes e métodos matemáticos apropriados, já que seus resultados podem implicar em novas políticas, projetos, programas ou simplesmente reformas legislativas (MAKARICHI, TECHATO e JUTIDAMRONGPHAN, 2018).

## **6.1 CLASSIFICAÇÃO DOS MODELOS CONFORME PROPOSTO NA LITERATURA**

Os modelos decisórios, especificamente aplicados à gestão de resíduos sólidos, tem sido reportados na literatura majoritariamente através de diferentes métodos que utilizam otimização matemática, análise estatística, métodos probabilísticos, simulações, inteligência artificial, entre outros, para determinar a melhor decisão através de uma abordagem racional e científica. Tais métodos são combinados com tecnologias de informação e comunicação para dar suporte aos gestores públicos na tomada de decisão, auxiliando na identificação das melhores alternativas para a manutenção de um ambiente sustentável.

O trabalho realizado por Ferreira (2019) traz um panorama importante e faz uma revisão sobre modelos e indicadores de performance. Segundo a autora, tais modelos são relatados na literatura por vezes dentro do domínio da pesquisa operacional na Pesquisa Operacional (OR), que, segundo (VIDAL, 2006), pode ser conceituada como uma disciplina

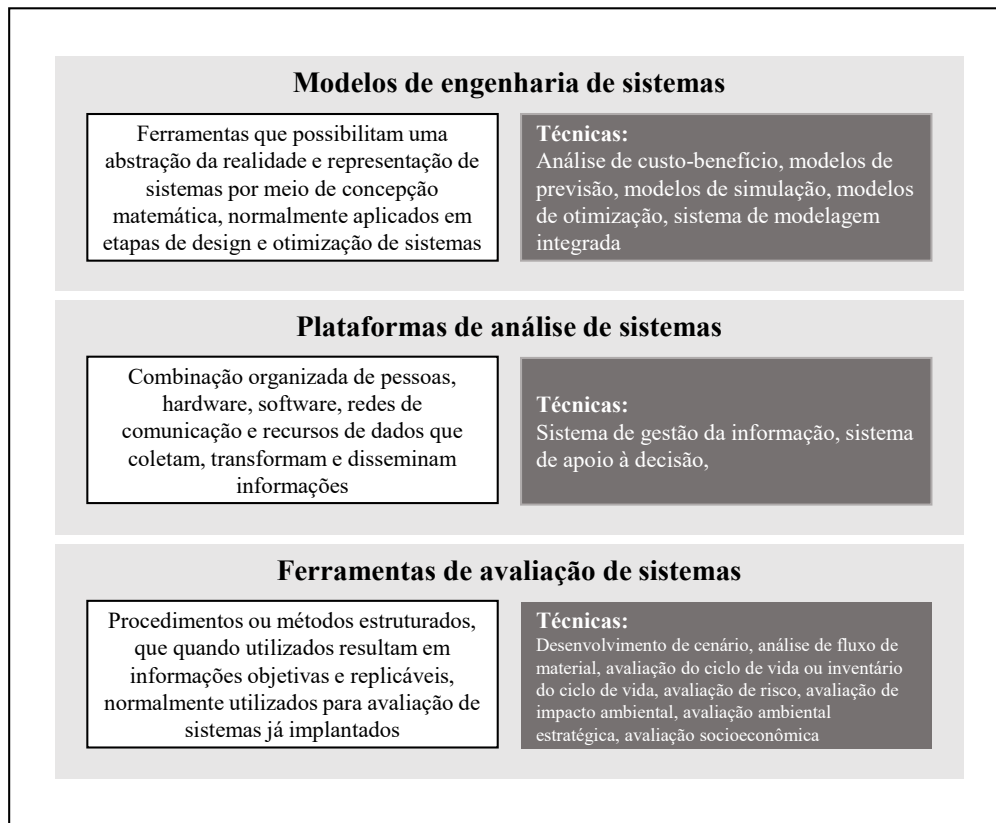
orientada à resolução de problemas ou tomada de decisão baseada em técnicas analíticas; e outras dentro do domínio da engenharia de sistemas, técnica que utiliza o conhecimento de vários ramos da engenharia e da ciência para introduzir inovações tecnológicas nas etapas de planejamento e desenvolvimento de um sistema (BLANCHARD e FABRYCKY, 2011).

Melaré, González, *et al.* (2017) apresentam uma classificação sob orientação da pesquisa operacional e citam os seguintes grupos de métodos decisórios já utilizados e reportados na gestão de resíduos sólidos municipais: métodos de otimização matemática, técnicas de processos estocásticos, métodos estatísticos, métodos de análise de decisão multicritério, teoria e métodos de gráficos e redes e técnicas de otimização modernas (métodos heurísticos). Tais métodos, segundo os mesmos autores, são representados por um conjunto específico de técnicas e são apoiados e traduzidos por tecnologias de informação e comunicação, ou seja, linguagens de programação, geotecnologias (GIS, GPS, GSM, etc.), banco de dados, entre outros.

Outra classificação utilizada, com raiz na Engenharia de Sistemas, é discutida por Chang, Pires e Martinho (2011) e apresentado de maneira simplificada por Pires, Martinho e Chang (2011), Roberts *et al.*, (2018) e Cobo *et al.* (2018). As técnicas disponíveis para análise dos sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos são apresentadas segundo os autores em: modelos de engenharia de sistemas; plataformas de análise de sistemas; e, ferramentas de avaliação de sistemas. Uma série de técnicas pode ser associada a cada domínio (Figura 24).

Segundo Roberts *et al.* (2018), enquanto as ferramentas de avaliação de sistemas (*Systems assessment tools*), como a Análise do Ciclo de Vida, focam na avaliação dos sistemas existentes, passados ou hipotéticos; os modelos de engenharia de sistemas (*Systems engineering models*) enfatizam o design e a otimização de um sistema específico. Pires, Martinho e Chang (2011) afirmam que os modelos de engenharia são úteis para resolver complexidades relacionadas a localização de instalações, seleção de tecnologias e comparação de opções para o gerenciamento. No entanto, na maioria das vezes, depois que os sistemas foram criados e implementados, é necessário avaliar seu desempenho e considerar como melhorias podem ser implementadas, sendo, portanto, úteis as ferramentas de avaliação.

Figura 24: Ferramentas utilizadas na análise de sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos, com base na Engenharia de sistemas.



Fonte: Adaptado de Chang, Pires e Martinho (2011) .

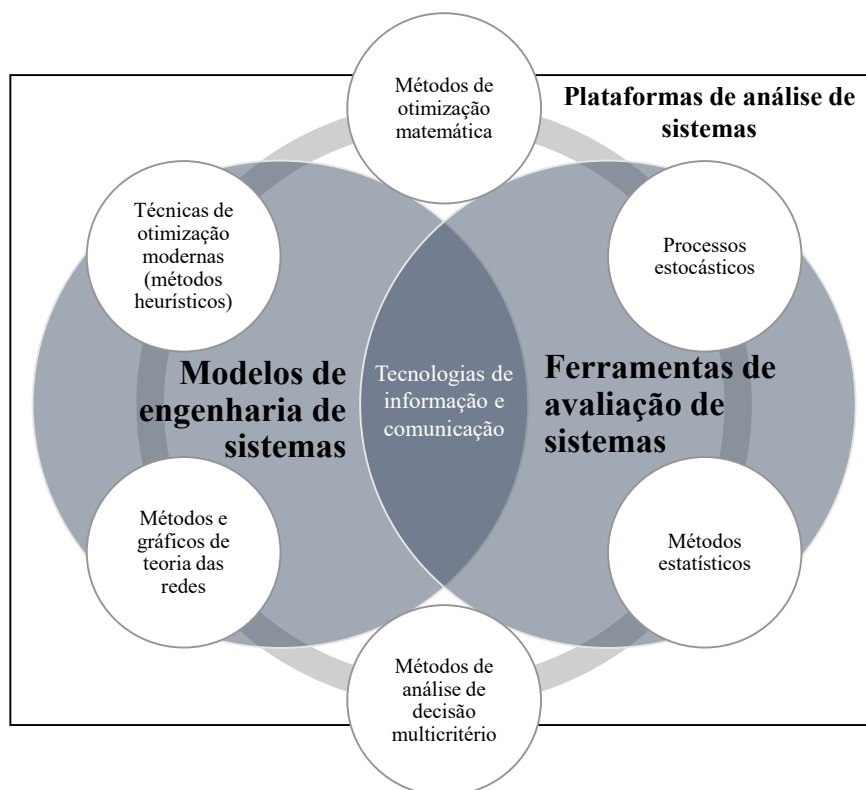
O acoplamento desses dois tipos de metodologias é recomendado porque levará a um melhor entendimento do sistema de gerenciamento de resíduos e também porque a análise de sustentabilidade de um sistema requer uma abordagem integrada (COBO, DOMINGUEZ-RAMOS e IRABIEN, 2018).

Sendo assim, enquanto as combinações integradas de modelos como simulação, otimização e previsão, podem favorecer a complexa avaliações de sistemas baseada em múltiplos critérios, as ferramentas de avaliação de sistemas podem fornecer informações de base para restringir as opções.

Tais classificações apresentadas são instrumento de apoio para visualizar as diferentes técnicas utilizadas e disponíveis aos pesquisadores e gestores da área, podendo ser encontrados alguns pontos de intersecção entre elas (Figura 25). Ambas as abordagens classificatórias pressupõem um método matemático sendo representado através de modelos de engenharia e ferramentas de avaliação, ambas baseadas em tecnologias de comunicação e informação, conectadas aos tomadores de decisão através e plataformas de análise.



Figura 25: Componentes encontrados na avaliação de desempenho dos sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos municipais.



Fonte: Adaptado de Melaré, González, et al. (2017) e Chang, Pires e Martinho (2011).

Tais modelos fundamentam as ferramentas de avaliação de desempenho, cada qual com abordagens específicas que integram uma ou mais características e dimensões de avaliação.

## 6.2 ABORDAGEM E FERRAMENTAS DE AVALIAÇÃO DE DESEMPENHO

O desenvolvimento de ferramentas que analisam os custos das alternativas de gestão no gerenciamento de resíduos sólidos é um dos primeiros conjuntos de informações que se tem reportado na literatura (HANANDEH e EL-ZEIN, 2010).

No entanto, o aumento da conscientização sobre a necessidade de estimar os impactos ambientais dos sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos abriu o caminho para uma nova geração de modelos de otimização combinados (econômico-ambiental) (HANANDEH e EL-ZEIN, 2010) (LIU, SUN e LIU, 2017) (ROBERTS, TURNER, *et al.*, 2018).

Um exemplo é o SMART (*solid waste management resource recovery tool*), modelo de otimização multiperíodo baseado numa programação linear inteira mista, que inclui um sofisticado modelo de custeio financeiro baseado em cálculos de valor presente líquido (excluindo descontos) (TAN, LEE, *et al.*, 2014) (ROBERTS, TURNER, *et al.*, 2018). SMART, assim como muitos outros modelos de otimização combinados (econômico-ambiental), foram primeiramente desenvolvidos para modelagem de custos.

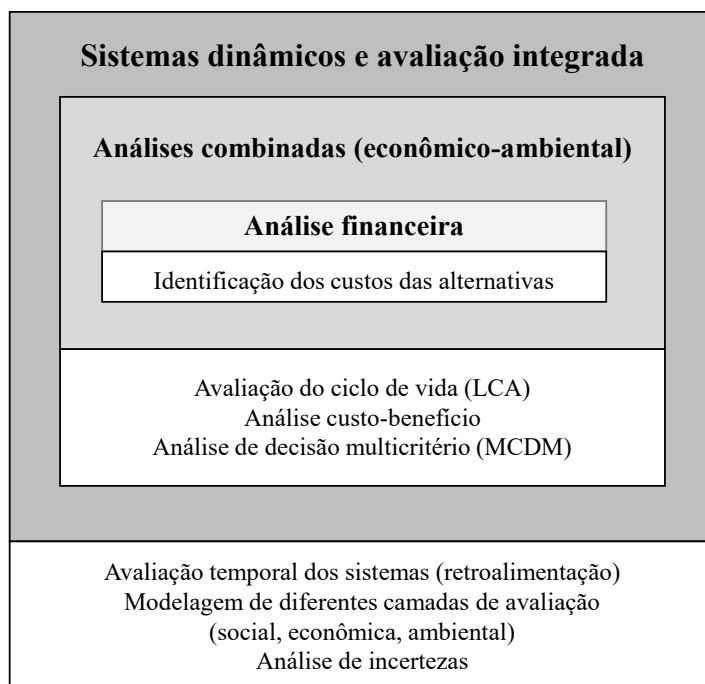
Nesse contexto, segundo Morrissey e Browne (2004) e Karmperis *et al.*, (2013) as abordagens de avaliação e apoio à decisão mais reportadas no campo da gestão de resíduos sólidos foram a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), a análise custo-benefício e a análise de decisão multicritério (*multiple-criteria decision-making* - MCDM). Enquanto a análise do ciclo de vida concentra-se em aspectos ambientais, e a análise custo-benefício na maximização da eficiência econômica, a decisão multicritério, no entanto, permite a consideração dos três pilares da sustentabilidade: critérios econômicos, sociais e ambientais.

Allesch e Brunner (2014) apresentam resultados semelhantes. Os autores conduziram uma revisão de literatura que, após avaliar 151 artigos, demonstrou que 41% utilizaram a avaliação do ciclo de vida como método para avaliar o gerenciamento de resíduos sólidos urbanos.

Já em relação ao uso da análise de decisão multicritério Goulart Coelho, Lange e Coelho (2017) demonstram que a AHP (*Analytic Hierarchy Process*), é o mais largamente utilizado, sendo o método escolhido por 35% dos estudos avaliados pelo autor, em uma amostra de 260 artigos.

No entanto, o gerenciamento de resíduos sólidos municipais requer uma avaliação pela performance temporal, necessitando-se que um sistema seja reavaliado de forma dinâmica pelas constantes observações ao longo do tempo. Modelagens dinâmicas tem sido reportadas de modo a incorporar tal necessidade, ao mesmo tempo em que tais avaliações estão cada vez mais incorporando diferentes camadas (econômico, ambiental, social, etc.) e buscando cada vez mais diminuir as incertezas (Figura 26). É possível fazer uma breve discussão sobre cada uma dessas abordagens apresentadas na literatura.

Figura 26: Abordagens e evolução das ferramentas de avaliação de desempenho.



### 6.2.1 Aplicação da ACV na avaliação de desempenho

A ACV tem potencialidades e pode contribuir com a avaliação dos sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos municipais. Karmperis *et al.* (2013) destacam, por exemplo, a simplicidade do modelo, sua capacidade de favorecer melhorias ambientais e benefícios econômicos, bem como a possibilidade que a ferramenta oferece de comparar e distinguir quais os melhores cenários e estratégias para o gerenciamento. Por outro lado, Rigamonti, Sterpi e Grosso (2016) e Bertanza, Ziliani e Menoni (2018) afirmam que os modelos padronizados disponíveis, principalmente àqueles baseados na Avaliação do Ciclo de Vida requerem experiência e conhecimentos específicos para sua utilização, além da montagem de um grandes bancos de dados, coletas sistemáticas e procedimentos de processamento.

Uma das principais fraquezas observadas no uso da ACV está relacionada às hipóteses assumidas inicialmente, e ao longo do modelo, como as condições de limite do sistema, as fontes de dados de entrada, os critérios de avaliação de impacto e pesos, que podem ser atribuídos de maneira subjetiva ou até mesmo arbitrária (KARMPERIS, ARAVOSSIS, *et al.*, 2013).

Para Khandelwal *et al.* (2019) a confiabilidade do estudo da ACV depende da adequada definição dos objetivos, do escopo e da unidade funcional. Considerações importantes podem ser feitas acerca da escolha da unidade de medida funcional. Khandelwal *et al.* (2019) após a avaliação dos 153 estudos, demonstraram que 88 desses utilizam a tonelada como unidade, representando o total de resíduos gerados. Esta escolha demonstra que, em sua maioria, os estudos praticam modelos nos quais a quantidade de resíduos não é afetada pelas medidas de gerenciamento investigadas.

Uma das formas de aperfeiçoar esta lacuna é por meio da utilização de unidade funcionais que considerem quantidades anuais de resíduos gerados em uma determinada área geográfica. Como exemplos Mersoni e Reichert (2017) utilizam a tonelada/ano, enquanto que Ibáñez-Forés, Bovea, Coutinho-Nóbrega, Medeiros-García e Barreto-Lins (2018b) utilizaram a tonelada/habitante-ano.

A utilização de uma unidade funcional mais adequada é claramente uma medida simples, mas que passa a não ser suficiente à medida que se deseja realizar avaliações mais complexas. Para que se possa planejar o gerenciamento dos resíduos sólidos para as variações nos fluxos de massa, e para que se possa definir sobre os adequados investimentos a serem realizados na implementação de tecnologias e estratégias, a utilização dos modelos dinâmicos passa a ser mais adequada.

Para Ekvall *et al.* (2007) este tipo de modelo, considerado estático, não permite avaliar mudanças na quantidade de resíduos, sendo, portanto, inadequados para avaliar cenários sob a ótica da prevenção, já que negligenciam a produção e o consumo de materiais. Sendo assim, só servem para solucionar necessidades da sociedade atual por não considerarem as tendências do fluxo de resíduos, que podem mudar significativamente ao longo deste tempo.

### **6.2.2 Abordagem dinâmica na avaliação de desempenho**

Ao se estudar um cenário pela performance temporal de diferentes fatores, entende-se que esse deve ser considerado como um sistema dinâmico, em que o cálculo de seu desempenho deve ser constantemente reavaliado pela retroalimentação de informações obtidas ao longo do período de observação.

A modelagem dinâmica de sistemas é cada vez mais aplicada para ajudar a entender os desafios de planejamento e análise de custo-benefício. Mais especificamente, na gestão de resíduos, modelos e sistemas dinâmicos têm sido usados para orientar a tomada de decisão em

escala regional ou para projetos específicos (HÉNAULT-ETHIER, MARTIN e HOUSSET, 2017).

Os sistemas dinâmicos apresentam a vantagem de poder prever as tendências futuras para encontrar as formas mais eficazes de resolver problemas. A simulação envolve várias etapas: (1) identificação do problema; (2) identificação dos estoques e fluxos mais importantes que alteram esses níveis de estoque; (3) identificação das fontes de informação que impactam os fluxos; (4) identificação do loop de feedback principal; (5) desenho de um diagrama de loop que liga os estoques, fluxos e fontes de informação; (6) descrição das equações que determinam os fluxos; (7) estimativa dos parâmetros e condições por métodos estatísticos, por dados de pesquisa de mercado, por fontes relevantes de informação; (8) simulação do modelo e análise dos resultados.

Aqui podem ser citados: o SWOLF (*Solid Waste Optimization Life-cycle Framework*), uma ferramenta de otimização dinâmica para a análise integrada de sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos, baseados em programação linear de múltiplos estágios, que permite o desenvolvimento de estratégias integradas de gerenciamento considerando a infraestrutura existente e futura; o OptiWaste, um modelo de otimização baseado na ACV que utiliza programação linear e permite a otimização de múltiplos critérios usando fatores de ponderação (ROBERTS, TURNER, et al., 2018); e, o sistema SIWMS (*Stochastic Integrated Waste Management Simulator*), que considera as emissões de CO<sub>2</sub> dos veículos utilizados para a coleta e o transporte de resíduos (HANANDEH e EL-ZEIN, 2010) (LIU, SUN e LIU, 2017).

Uma característica comum aos modelos de otimização baseados no ACV é o uso da técnica de programação linear. Estes modelos não são capazes de considerar variações regionais e temporais, ou mudanças na composição do fluxo de resíduos pós-tratamento, e que afetam fortemente a performance econômica e ambiental do sistema (WORLD BANK, 2012).

Roberts *et al.* (2018) apresentam outra proposta de modelagem dinâmica, através da aplicação do modelo SWIMS (*Solid Waste Infrastructure Modelling System*), que visa avaliar a performance ambiental e econômica dos sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos. O modelo baseado em programação não-linear, permite uma modelagem heterogênea dos fluxos de massa de resíduos, isto é, fluxos que contenham um ou múltiplos tipos de materiais. Sendo assim, um benefício possibilitado pelo uso do modelo é a identificação de trajetórias ótimas para o tratamento de diferentes fluxos de resíduos, com base em suas

propriedades físico-químicas, e que podem ser otimizadas em relação à massa do fluxo e à localização geográfica em relação ao local de tratamento mais adequado.

O modelo é baseado na análise do ciclo de vida e foi inicialmente desenvolvido para aplicação na Grã-Bretanha embora possa ser generalizado para outros países. Sua estrutura, pode ser sumarizada em seis etapas: (1) Determinação da massa total de resíduos e sua composição; (2) O comportamento de cada gerador de resíduos é capturado em termos das regras que determinam a disposição dos resíduos, incluindo seus contaminantes e processos de coleta. A mistura de resíduos é então rotulada como pertencente a um fluxo específico e então encaminhado à primeira unidade de tratamento, como um fluxo de massa; (3) Com base nos critérios e restrições da otimização e por meio de algoritmos, são determinados os caminhos para que cada fluxo de massa seja encaminhado a unidade de tratamento ideal, até que todo resíduo tenha sido tratado; (4) Os resíduos são tratados, sendo removidos do sistema, ou rejeitados, retornando à outros fluxos para que sejam encaminhado a outras unidades de tratamento; (5) Uma vez que o SWIMS considera os resíduos futuros que serão incorporados ao sistema, a capacidade máxima de uma unidade de tratamento é levada em consideração e sendo considerada insuficiente, o modelo determina quando um aumento de capacidade será necessário. (6) Por fim, com base nas decisões estratégicas do usuário são definidas quais unidades de tratamento poderão ser projetadas

Modelos como este permitem que sejam definidas as regras de composição e descarte de resíduos para cada tipo específico de gerador, permitindo simular mudanças no comportamento do sistema variando a proporção de cada tipo de gerador no modelo ao longo do tempo. Desta forma, conforme afirmam Roberts *et al.* (2018), o modelo passa a ser ferramenta importante para incorporar a Economia Circular nas estratégias de gerenciamento de resíduos sólidos e podem explorar o impacto das políticas para reduzir ainda mais a geração de resíduos versus a dependência de soluções baseadas em infraestrutura, o que é particularmente relevante em áreas com crescimento populacional ascendente. No entanto, embora apresente a vantagem de considerar as tendências comportamentais dos geradores de resíduos, é limitado a uma avaliação das dimensões econômicas e ambientais.

### 6.2.3 Incertezas na avaliação de desempenho e a abordagem integrada

Quando métodos se baseiam em modelagem determinística, é sugerido por Karmperis *et al.* (2013) que sejam aplicadas análises de sensibilidade, para averiguar se os dados de entrada estão corretos, bem como gerenciar as incertezas.

Tais incertezas podem ser incorporadas tanto aos modelos dinâmicos quanto aos estáticos, uma vez que ao se modelarem cenários de médio e longo prazo, os dados de entrada se tornam gradativamente mais especulativos, bem como nos modelos estáticos pelas diversas suposições que devem ser assumidas pelos analistas (KARMPERIS, ARAVOSSIS, *et al.*, 2013) (ROBERTS, TURNER, *et al.*, 2018).

A análise de sensibilidade permite identificar quando uma consideração assumida inicialmente tem influência nos resultados e caso tenha qual delas apresenta a maior influência. Além disso, permite avaliar a robustez do Inventário do Ciclo de Vida e onde se concentra a maior necessidade por dados mais precisos (KHANDELWAL, DHAR, *et al.*, 2019). Após a avaliação dos 153 trabalhos, Kandelwal *et al.* (2019) constataram que 66 realizaram uma análise de sensibilidade, sendo principalmente aplicadas em relação a eficiência do tratamento, composição dos resíduos, eficiência de triagem, taxa de reciclagem, avaliação de impacto, recuperação de energia, sequestro de carbono e escolha de unidades funcionais. Outros estudos, no entanto, não apresentam este tipo de análise (MERSONI e REICHERT, 2017) (RIPA, FIORENTINO, *et al.*, 2017) (IBÁÑEZ-FORÉS, BOVEA, *et al.*, 2018b).

As incertezas na avaliação dos sistemas de gerenciamento de resíduos sólido, segundo Karmperis *et al.* (2013), são uma fraqueza comum às técnicas de avaliação, a necessária contribuição de profissionais na tomada de decisão em alguma etapa de sua construção. Isto é observado, por exemplo, em modelos baseados nas análises de decisão multicritério, em que a seleção dos critérios de avaliação e principalmente a atribuição dos pesos, conferem subjetividade ao processo, uma vez que são dependentes da opinião, muitas vezes divergente, dos diversos *stakeholders* envolvidos na cadeia de gerenciamento de resíduos.

Sob essa ótica, no estudo conduzido por Li, Nativattananon e Li (2015) foi proposto um modelo baseado na combinação de outras quatro ferramentas, para avaliar a sustentabilidade do gerenciamento de resíduos sólidos urbanos da China, segundo a sua efetividade ambiental, eficiência econômica e segurança da saúde pública. As ferramentas utilizadas foram: ACV,

contabilidade de custos completa (*full costing accounting* - FCA) e avaliação do risco à saúde (*health risk assessment* - HRA), sendo por fim combinadas por meio de uma análise de decisão multicritério do tipo AHP, com participação de *stakeholders*. Os cálculos do modelo proposto foram realizados em três etapas. Primeiramente, os resultados quantitativos de ACV, HRA e FCA foram transformados para a escala AHP, seguindo a metodologia de classificação por pares, descrita anteriormente, com base no julgamento do autor. Em seguida uma comparação por pares foi novamente conduzida com base na opinião de diferentes *stakeholders*, para determinar a importância de cada critério de sustentabilidade ambiental, econômica e social, dentro do modelo. A terceira e última etapa calculou as prioridades dos cenários em relação aos critérios (ambiental, social e econômico) e as prioridades dos critérios em relação à meta de sustentabilidade, resultando uma pontuação para cada cenário relativo à sua capacidade de alcançar sustentabilidade como sistema de gerenciamento.

Devido à grande quantidade de etapas e considerações assumidas durante a aplicação do modelo, uma completa análise de sensibilidade foi conduzida, sendo aplicada em relação aos seguintes aspectos: taxa de recuperação bruta de energia com relação ao índice obtido na ACV; taxa de coleta do gás de aterro em relação aos índices obtidos na HRA; custo de energia com relação ao índice obtido na FCA e prioridade do critério em relação ao resultado geral da AHP.

Outro exemplo de combinação de ferramentas com objetivo de minimizar incertezas é apresentado por Soltani, Sadiq e Hewage (2017). O modelo proposto avalia e compara os impactos da sustentabilidade do ciclo de vida de diferentes opções de tratamento de resíduos usando ferramentas de Análise de Ciclo de Vida no âmbito ambiental e econômico. A estrutura então usa a AHP para projetar as preferências das partes interessadas na agregação dos resultados da ACV em um índice de sustentabilidade. Por fim, utiliza a teoria de jogo (*game-theoretic approach*) para selecionar as opções mais sustentáveis das partes interessadas e modelar seus diálogos sobre como chegar a uma decisão mútua. A teoria dos jogos tem ganhado espaço no campo da minimização de incerteza e pode ser melhor compreendida pelos estudos de Karmperis *et al.* (2013) e Soltani, Sadiq e Hewage (2017).

Dentre as abordagens apresentadas, é preciso destacar a prevalência de ferramentas que fornecem resultados específicos e os impactos sociais, ambientais e econômicos muitas vezes não são considerados em uma mesma avaliação (HÉNAULT-ETHIER, MARTIN e HOUSSET, 2017).



#### 6.2.4 Abordagem integrada na avaliação de desempenho

Uma vez que os processos de gerenciamento de resíduos lidam com fatores de ordem social, econômica e ambiental dentro de um contexto de incerteza, é natural que ocorra um aumento da complexidade que pode levar a decisões insensatas. Por esta razão, como forma de aprimoramento algumas metodologias possuem sua arquitetura organizada em diversas camadas, integrando o conceito de *workflow* com a simulação de diversos cenários, com a modelagem e o desenvolvimento de relatórios de sustentabilidade para apoio à decisão (MELARÉ, GONZÁLEZ, *et al.*, 2017).

Uma ferramenta de avaliação integrada que pode ser destacadas é o *Waste Model*, sob domínio da União Europeia, elaborado através da Direção Geral do Ambiente (*European Commission DG Environment*).

O referido modelo foi desenvolvido com ênfase aos Estados-Membro da União Europeia e permite a projeção dos fluxos de resíduos, avaliação de custos e benefícios, emprego e outros indicadores, de acordo com a adoção de diferentes cenários, baseado nas estratégias de gerenciamento empregadas nesses países. Seu objetivo principal é auxiliar na avaliação e na definição de estratégias nacionais de gestão de resíduos, planejamento e formulação de políticas que auxiliem no cumprimento de metas ambientais relacionadas ao tema, estabelecidas nas Diretivas do Parlamento Europeu (EUROPEAN COMMISSION, 2014).

O modelo divide-se em módulos, cada qual com objetivos particulares, porém, inter-relacionados entre si: (1) Módulo de Fluxo de Massa, em que se modelam os fluxos de material em cada nível da hierarquia e como eles são tratados ou gerenciados; (2) Módulo de Prevenção de Resíduos, através do qual calculam-se os impactos e os custos de implementação de iniciativas para a redução da geração de resíduos; (3) Módulo de Coleta, utilizado para definir como o resíduo é coletado e quais são os seus custos e a sua logística; (4) Módulo de Custos, baseado no fluxo de massa dos resíduos, calculam-se os custos de gerenciamento através de diferentes vias (incineração, reciclagem, aterro sanitário); (5) Módulo de Impactos Ambientais, em que se estimam as emissões atmosféricas locais, e (6) Módulo de Emprego, usado para quantificar os impactos que mudanças sociais e econômicas terão sobre os índices de emprego.

Um trabalho semelhante, desenvolvido no Canadá, com ênfase na gestão de resíduos sólidos orgânicos, teve como objetivo a criação de um modelo dinâmico de gerenciamento de

resíduos orgânicos em escala provincial, nomeado D-MOWIQ (*Dynamic Model for Organic Waste Management in Quebec*), através do qual é possível identificar as interconexões existentes no gerenciamento de resíduos orgânicos e examinar as tendências de longo prazo de cenários específicos, sob uma perspectiva econômica, social e ambiental (HÉNAULT-ETHIER, MARTIN e HOUSSET, 2017).

O D-MOWIQ é constituído igualmente em módulos com informações que permitem caracterizar atributos dos sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos, sendo eles relacionados à população envolvida, tecnologias empregadas, impactos ambientais e aspectos financeiros. Dessa forma, integram-se essas informações para a otimização dos investimentos governamentais e acompanhamento dos resultados a serem atingidos segundo políticas públicas definidas.

Conforme observa Rodrigues et. al (2018) os responsáveis pela gestão dos resíduos sólidos municipais, incluindo gestores públicos, necessitam avaliar uma ampla gama de critérios necessários para retratar o resultado econômico e social, bem como as condições humanas e ambientais, das operações de gerenciamento de resíduos sólidos. Dessa maneira, trabalhos específicos vêm sendo desenvolvidos para disponibilizar ferramentas que permitam avaliar o desempenho dos sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos domiciliares nos fatores sociais, econômicos e ambientais e seus comportamentos sobre diferentes estratégias políticas e operacionais.

### **6.3 DIMENSÕES ANALISADAS NOS SISTEMAS DE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS MUNICIPAIS**

As abordagens vistas até agora permitiram proporcionar uma interpretação dos aspectos avaliados e da forma de avaliação dos sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos. No entanto, tais avaliações se tornam informações para a tomada de decisão por meio de indicadores de desempenho, os quais também são comumente citados e discutidos na literatura.

De acordo com o conceito *triple bottom line* (formado pelos pilares econômico, ambiental e social), o desempenho de cada sistema deve (1) levar em conta o valor do meio ambiente e das pessoas, (2) promover a responsabilidade social e (3) promover a qualidade de vida da população, já que os resultados têm mostrado que a gestão é sustentável apenas quando se consideram todos os aspectos, a saber, ambientais, sociais e econômicos (MELARÉ, GONZÁLEZ, et al., 2017).

Paralelamente aos modelos apresentados, pesquisas sobre métodos de avaliação dos sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos têm sido realizadas através do desenvolvimento de indicadores de desempenho que permitam avaliar não somente um determinado atributo, mas também informações vinculadas às características ambientais, econômicas e mais recentemente sociais, de maneira mais integrada.

As estratégias de gerenciamento de resíduos sólidos domiciliares têm se preocupado cada vez mais em discutir a implementação de alternativas que visam a prevenção e a minimização de emissões de gases de efeito estufa, a redução de contaminantes, a eficiência energética, a conservação de recursos, a geração de renda, entre outros fatores.

A ideia de desenvolver indicadores para avaliar a sustentabilidade teve início na Conferência Mundial sobre o Meio Ambiente (Rio 92), conforme registrado na Agenda 21, capítulo 40:

40.4 Os métodos de avaliação das interações entre diferentes parâmetros setoriais ambientais, demográficos, sociais e de desenvolvimento não são suficientemente desenvolvidos ou aplicados. É preciso desenvolver indicadores de desenvolvimento sustentável que sirvam de base sólida para tomada de decisões em todos os níveis, e que contribuam a uma sustentabilidade autorregulada dos sistemas integrados do meio ambiente e desenvolvimento.

Um indicador pode ser descrito como um parâmetro que aponta para, fornece informações sobre e/ou descreve o estado de um fenômeno, ambiente ou área, com uma significância que se estende além daquela diretamente associada a um valor de parâmetro (OECD, 2003)

Segundo a *European Environmental Agency* (EEA), os indicadores são concebidos para responder às principais questões políticas, apoiar a formulação de estratégias e definição de metas, bem como possibilitar a comunicação dos resultados do monitoramento e avaliação das políticas aos decisores e ao público (EEA, 2017).

Os indicadores são úteis para avaliar e melhorar o gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos em diferentes perspectivas, como: diagnosticar seu status para detectar problemas; avaliar o desempenho, incluindo o alcance de metas e políticas; estabelecer valores de referência através de estudos de caso e selecionar as melhores práticas; comparar diferentes sistemas de gerenciamento entre si; analisar a evolução de um único sistema (análise temporal)

para prever mudanças no futuro ou para apoiar o planejamento e a tomada de decisões (CERVANTES, MARTÍNEZ, *et al.*, 2018).

Conforme observa Siche *et al.* (2007), um sistema não pode ter sua sustentabilidade determinada pela avaliação de apenas um indicador ou indicadores que se refiram a apenas um aspecto do sistema, sendo ideal que todas as dimensões da sustentabilidade sejam consideradas. Segundo o mesmo autor, os indicadores e parâmetros monitorados em um sistema podem ser expressos na forma de um índice, que pode ser entendido como:

[...] um valor numérico que representa a correta interpretação da realidade de um sistema simples ou complexo (natural, econômico ou social), utilizando, em seu cálculo, bases científicas e métodos adequados. [...] é considerado um nível superior da junção de um jogo de indicadores ou variáveis.

Pesquisas sobre métodos de avaliação dos sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos têm sido realizadas através do desenvolvimento de indicadores de desempenho que permitam avaliar não somente um determinado atributo, mas também informações vinculadas às características ambientais e econômicas decorrentes. Um exemplo é o Índice de Lixo Zero (*Zero Waste Index*), seu fundamento está em calcular o índice de substituição de matérias-primas virgens, utilizadas nos sistemas de produção, por materiais recuperados, ainda com valor econômico (ZAMAN e LEHMANN, 2013), para que seja possível valorar a capacidade de preservação dos recursos ambientais vinculados a um determinado sistema.

O desenvolvimento desse índice se deu como alternativa à taxa de desvio de resíduos dos aterros sanitários – um dos indicadores de avaliação de desempenho para sistemas de gerenciamento de resíduos que identifica a taxa de resíduos encaminhados para disposição final, sobre a quantidade total de resíduos gerenciados. Entendendo que nessa avaliação, diferentes questões sociais, econômicas e ambientais devem ser envolvidas, o indicador utilizado se mostrou limitado nesses aspectos (ZAMAN, 2014).

Dessa forma, o *Zero Waste Index* (ZWI) é baseado na quantidade de material recuperado que pode potencialmente substituir as entradas de material virgem nos sistemas de produção. Seu cálculo consiste na relação entre a soma dos produtos entre a quantidade de resíduos gerenciados e seu fator de substituição, a saber, a taxa potencial de utilização de cada espécie de material recuperado em detrimento à utilização de materiais virgens, dividido pela soma da quantidade de resíduos gerados no sistema.

Um resultado decorrente das substituições de materiais virgens por materiais recuperados é a mudança no consumo energético, no uso de recursos ambientais, bem como nas emissões de gases de efeito estufa (GEE) registradas nos processos de produção, para cada

tonelada de material virgem substituído. Esses índices de consumo e emissão podem ser extraídos do banco de dados de diferentes ferramentas de avaliação de ciclo de vida e permitem uma avaliação mais ampla sobre os efeitos do aumento da reciclagem e da diminuição da disposição final de resíduos sobre aspectos ambientais e econômicos.

Do exposto, cresce a necessidade de instrumentos que possam avaliar uma ampla faixa de critérios sobre o gerenciamento de resíduos sólidos domiciliares. Fundamentalmente, esgotadas as possibilidades de não geração e redução de resíduos sólidos, espera-se que os materiais descartados possam ser majoritariamente reaproveitados nos processos de produção de bens e serviços, com o maior benefício social, econômico e ambiental.

Para Rodrigues *et al.* (2018) a literatura sugere que os indicadores de gerenciamento de desempenho devem conciliar uma abordagem de conformidade e controle para incluir melhorias de desempenho e aprendizado. Segundo o mesmo autor, o uso de indicadores provê informações sobre os aspectos de performance física, social e ambiental, permitindo uma análise de tendências e relações de causa e efeito que são um passo além da análise de dados primários, e que geram uma base para um sistema de gerenciamento integrado e de melhoria contínua.

### **6.3.1 Indicadores reportados na literatura**

O interesse nos indicadores de performance para avaliação dos sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos não é um assunto novo, embora atenções mais recentes estejam sendo dadas aos aspectos de modernização destes sistemas, sendo a grande maioria focado em países de alta renda conforme avaliado por Wilson *et al.* (2015). Segundo o mesmo autor os trabalhos (Quadro 7) têm principalmente se dedicado a propor indicadores para prevenção de resíduos, gerenciamento dos sistemas baseado no conceito lixo zero, políticas relacionadas aos 3Rs (reduzir, reutilizar e reciclar), bem como para avaliar sistemas de coleta e reciclagem ou ainda comparar e selecionar tecnologias de tratamento, estes últimos muitas vezes sobrepondo-se ao uso das ferramentas de avaliação do ciclo de vida.

Rodrigues *et al.* (2018) realizaram uma revisão sistemática de literatura, que partiu de uma seleção de 4.981 artigos com títulos alinhados ao tema da pesquisa que procurava verificar

como a literatura científica apresenta os critérios que estabelecem os indicadores de avaliação de desempenho nas operações sustentáveis da gestão municipal de resíduos.

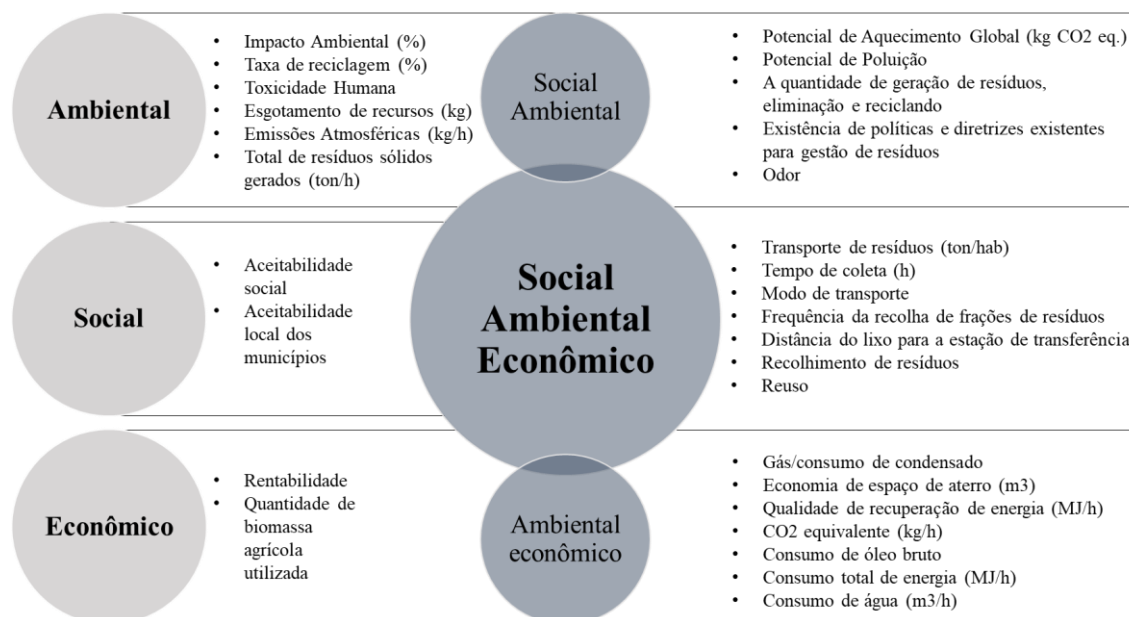
Quadro 7: Trabalhos relacionados ao uso de indicadores para avaliação dos sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos.

<b>Trabalho</b>	<b>Autor</b>	<b>Ano</b>
<b>An environmental analysis for comparing waste management options and strategies</b>	Marchettini, M.; Ridolfi, R.; Rustici, M.	2007
<b>Development of a new quality fair access best value performance indicator (BVPI) for recycling services</b>	Harder, M. K.; Stantzos, N.; Woodard, R.; Read, A.	2008
<b>Review of recycling performance indicators</b>	Wen, L.; Lin, C. H.; Lee, S. C.	2009
<b>A screening life cycle metric to bench-mark the environmental sustainability of waste management systems.</b>	Kaufman, S.; Krishnan, N.; Themelis, N.	2010
<b>Indicators of waste management efficiency related to different territorial conditions</b>	Passarini, F.; Vassura, I.; Monti, F.; Morselli, L.; Villani, B.	2011
<b>Selection and validation of indicators for programs selective collection evaluation with social inclusion</b>	Bringhentia, J. R.; Zandonadeb, E.; Gunther, W. M. R.	2011
<b>Proposal of an environmental performance index to assess solid waste treatment technologies.</b>	Coelho, H. Lange, L.; Coelho, L.	2012
<b>Building waste management core indicators through Spatial Material Flow Analysis: net recovery and transport intensity indexes.</b>	Vivanco, D. F.; Ventosa, L. P.; Durany, X. G.	2012
<b>Selective waste collection effectiveness indicators proposal applied in Ibiopor Brazil as a waste management tool.</b>	Caio, D. Z.; Fernando, F.	2013
<b>Ranking municipal solid waste treatment alternatives based on ecological footprint and multi-criteria analysis.</b>	Herva, M. e Roca	2013
<b>The zero waste index: a performance measurement tool for waste management system in a zero waste city</b>	Zaman, A. U.; Lehmann, S.	2013
<b>Identification of key assessment indicators of the zero waste management systems</b>	Zaman, A. U.	2014

Fonte: Adaptado de Wilson *et al.* (2015) e Rigamonti, Sterpi e Grosso, (2016).

Como resultado os autores apresentam uma lista de indicadores identificados com base nas leituras realizadas e que foram classificados por área de importância junto as questões sustentáveis. A Figura 27 apresenta um resumo dos indicadores apresentados no estudo. Observa-se que nem todos os indicadores estavam relacionados às suas unidades de medida, bem como não foram apresentados detalhamentos sobre os métodos de cálculo.

Figura 27: Indicadores segundo a área de importância junto as questões sustentáveis.



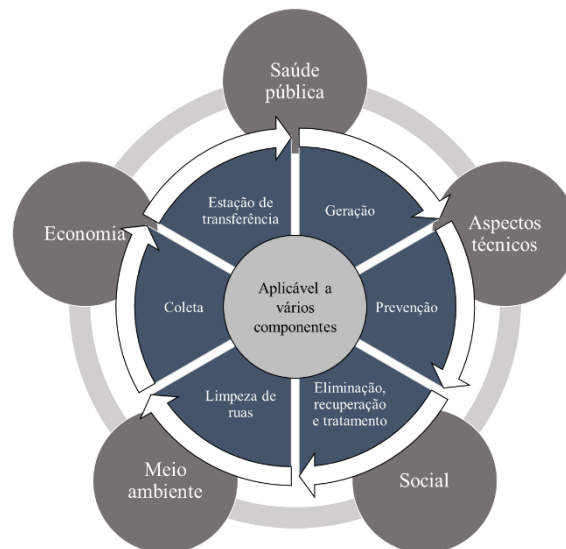
Fonte: Adaptado de Rodrigues *et al.* (2018).

Outra revisão sistemática de literatura sobre o uso de indicadores é apresentada por Cervantes *et al.* (2018). O estudo teve por objetivo revisar a literatura acerca dos indicadores existentes para avaliar os sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos em diferentes cenários, assim como avaliar as forças e fraquezas que ainda dificultam os seus usos. Após a avaliação de 40 grupos de estudos que apresentavam um total de 1262 indicadores, foram eliminadas as repetições levando a uma proposta final de 377 indicadores. Estes indicadores foram organizados em cinco dimensões e também foram classificados com base no componente do sistema ao qual pertencem (Figura 28).

Apesar dos esforços em propor um grande conjunto de indicadores para a avaliação dos sistemas de resíduos sólidos, observa-se que assim como em Rodrigues *et al.* (2018) os indicadores não foram apresentados junto a seus métodos de cálculo e unidades de medida, o que parece ser uma recorrência na literatura, conforme demonstrado por Cervantes *et al.* (2018). A apresentação de equações de cálculo dos indicadores é encontrada dispersa na literatura, sendo em diversos casos proposta em estudos que objetivam avaliar os sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos, sem a utilização de modelos padronizados ou como forma de complementá-los. Exemplos são encontrados em Rigamonti, Sterpi e Grosso (2016),

Liu, Sun e Liu (2017), Rajeifar *et al.* (2017), Pivato *et al.* (2017), Aleluia e Ferrão (2017), Bertanza, Ziliani e Menoni (2018) e Kavals *et al.* (2018).

Figura 28: Dimensões dos indicadores e componentes do sistema ao qual pertencem de acordo com Cervantes *et al.* (2018).



Fonte: Adaptado de Cervantes *et al.* (2018).

Como forma de exemplificar o cálculo de alguns indicadores utilizados na literatura estudada, serão apresentadas equações relacionadas à critérios gerais das principais dimensões da sustentabilidade, a saber, econômico, social, energético e ambiental.

- **Dimensão econômica**

A avaliação econômica do gerenciamento de resíduos sólidos municipais é normalmente vista como uma composição entre despesas financeiras associadas ao investimento (CAPEX) e à operação (OPEX) de toda a cadeia de gerenciamento de resíduos sólidos municipais, ou seja, coleta e transporte; tratamento e processamento de resíduos; e disposição final.

Segundo Silva *et al.* (2020) a relação entre esses dois parâmetros, acrescidas as receitas da operação, pode ser representado pelo Valor Presente Líquido (VPL) segundo a Equação 1. Quando os valores do VPL são positivos, a proposta de investimento é economicamente viável. Além disso, quanto maior o VPL, mais atraente é a proposta.



$$NPV = \sum_{t=1}^m \frac{R-C_{o\&m}}{(1+i)^n} - I \quad \text{Equação 1}$$

Em que,

R : receitas decorrentes da operação em \$/ano;

Co & m : custo de operação e manutenção em \$/ano;

i : taxa de interesse (%);

I : investimento inicial em \$;

m : tempo do projeto; e,

n : período da análise.

Essa avaliação se refere à análise de viabilidade econômica por meio de um Fluxo de Caixa (FC) e, conseqüentemente, além do Valor Presente Líquido (VPL), indicadores como Taxa Interna de Retorno (TIR), Taxa Mínima de Atratividade (TMA) e período de retorno são avaliados (COLVERO, RAMALHO, *et al.*, 2020).

Segundo Colvero *et. al* (2020) FC é o valor líquido dos fundos obtidos pela soma algébrica de entradas (receitas) e saídas (custos) durante o tempo do projeto. A TIR é uma medida de referência que define um VPL igual a zero. Quando a TIR for maior que a TMA estipulada, o projeto será economicamente viável, caso contrário, deverá ser rejeitado. E, finalmente, o período de retorno é o tempo (em anos) necessário para recuperar o capital investido.

Considerando que em alguns casos duas ou mais opções de gerenciamento devam ser avaliadas, sendo que tais opções possam ter horizontes (prazos) diferentes, é possível avaliar suas despesas, receitas e investimentos segundo o parâmetro chamado de Valor Anual Uniforme Equivalente (VAUE) (SANAYE, 2016). A VAUE é definida como a diferença entre a receita anual uniforme equivalente (RAUE) e o custo (CAUE):

$$VAUE = RAUE - CAUE \quad \text{Equação 2}$$

CAUE inclui custo anualizado de investimento ( $C_{in}$ ), operacional ( $C_{op}$ ), ambos de acordo com a capacidade nominal da unidade ( $C_{a_{nom}}$ ) e de manutenção ( $C_{ma}$ ):

$$CAUE = (C_{in} \times \delta(i,n) + C_{ma}) \times Ca_{nom} + C_{op} \quad \text{Equação 3}$$

Neste caso, quando os investimentos realizados não são uniformes, eles podem ser traduzidos como pagamentos uniformes de custo de investimento (ou capital) durante cada ano, que é uma função da taxa de juros ( $i$ ) e do tempo de vida do sistema ( $n$ ), denominado Fator de Recuperação de Capital, traduzido no fator  $\delta(i, n)$ :

$$\delta(i,n) = \frac{i(1+i)^n}{i(1+i)^n - 1} \quad \text{Equação 4}$$

Já a receita anual uniforme equivalente (RAUE) inclui a receita periódica constante ( $I$ ) e também um fator de amortização ( $\gamma(i, n)$ ), resultando em uma renda anual uniforme de acordo com o valor principal ( $SV$ ), que é uma função da taxa de juros ( $i$ ) e da vida do sistema ( $n$ ).

$$RAUE = SV \times \gamma(i,n) + I \quad \text{Equação 5}$$

$$\gamma(i,n) = \frac{i}{(1+i)^n - 1} \quad \text{Equação 6}$$

Segundo Aleluia e Ferrão (2017), os mecanismos de geração de receita (ou recuperação de custos) consistem essencialmente em dois componentes: receita gerada pela venda de recursos gerados a partir de resíduos tratados (por exemplo, composto, energia, materiais recicláveis, etc.); e pagamentos recebidos (e / ou custos evitados) devido à existência de esquemas públicos de apoio à implementação de estações de tratamento de resíduos. Os instrumentos geralmente empregados incluem, entre outros, subsídios, isenções de impostos ou taxas de depreciação acelerada.

Além disso, a análise deve também considerar os custos externos dessa cadeia, ou seja, aqueles causados direta ou indiretamente pela operação da planta, mas cujos efeitos são suportados por uma parte que não seja seu proprietário ou operador. Esses custos consistem, essencialmente, em externalidades ambientais e sociais negativas e, portanto, pode ser necessária a intervenção de políticas públicas para corrigi-las e internalizá-las (ALELUIA e FERRÃO, 2017).

- **Dimensão social**

Para alcançar o cenário mais próximo do desenvolvimento sustentável, não apenas os impactos econômicos e ambientais, mas também o bem-estar das pessoas e as condições de trabalho devem ser considerados. Esse conceito é fundamental quando se descrevem as etapas de coleta e transporte de resíduos em países em desenvolvimento, onde se encontram as principais atividades informais do setor.

Nesses países, sistemas de coleta de materiais recicláveis são principalmente operados por coletores informais (catadores). Por exemplo, no Peru, 19,7% dos resíduos municipais são encaminhados à reciclagem por serviços informais, sendo que o índice geral é de 20%. Em Istambul apenas 2,09% em 20% dos resíduos de embalagens domésticas são coletados formalmente, enquanto 17,91% são coletados por catadores. Portanto, os impactos sociais devem ser levados em conta, considerando as desvantagens de sistemas informais, tais como, condições inadequadas de trabalho, trabalho infantil, questões de saúde e segurança, etc. (YILDIZ-GEYHANA, ALTUN-ÇİFTÇIOĞLU e KADIRGAN, 2017).

Contudo, as determinações dos impactos sociais não são tão evidentes como os impactos ambientais. Ao contrário desses, os impactos sociais não são fáceis de mensurar por fluxos físicos. Assim, é difícil vincular diretamente um impacto social a um processo ou produto. Nos últimos anos, muitos pesquisadores se concentraram na avaliação da avaliação do ciclo de vida social (*Social Life Cycle Assessment – SLCA*) como uma ferramenta para medir os impactos sociais (Quadro 8), entretanto, alguns poucos estudos sobre sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos domiciliares (Quadro 9).

Quadro 8: Trabalhos relacionados à Avaliação do Ciclo de Vida Social.

Trabalho	Autores	Ano
The integration of economic and social aspects in life cycle impact assessment	B.P. Weidema	2006
Feasibility Study: Integration of Social Aspects into LCA. Prepared for the UNEP Life Cycle Initiative	R. Grießhammer, C. Benoit, L.C. Dreyer, A. Flysjö, A. Manhart, B. Mazijn, A.L. Méthot, B. Weidema	2006
Life cycle sustainability assessment of products	W. Klöpffer	2008
Methodologies for social life cycle assessment	A. Jorgensen, A. Le Bocq, L. Nazarkina, M. Hauschild	2008

<b>Trabalho</b>	<b>Autores</b>	<b>Ano</b>
<b>A conceptual framework for impact assessment within SLCA</b>	C. Reitinger, M. Dumke, M. Barosevcic, R. Hillerbrand	2011
<b>Impact assessment in SLCA: sorting the LCIA methods according to their outcomes</b>	J. Parent, C. Cucuzzella, J.P. Reveret	2010

Fonte: Yıldız-Geyhana, Altun-Çiftçioğlu e Kadirgan (2017).

Os impactos sociais são normalmente classificados em categorias como: (1) saúde e segurança; (2) condições de trabalho; (3) direitos humanos; (4) repercussão socioeconômica. Assim como em uma análise de ciclo de vida ambiental, o inventário de ciclo de vida também deve ser levantado através de indicadores. Os indicadores reportados na literatura são diversos, para cada categoria supracitada é possível listar, respectivamente: (1) número de incidentes, grau de risco de saúde ocupacional, presença de equipamentos de proteção; (2) satisfação no trabalho, cumprimento das disposições legais de carga horária, percentual de trabalhadores que recebem um salário digno, pagamento regular, existência de contratos de trabalho legal, existência de seguridade social; (3) presença de trabalho infantil, presença de discriminação política, regional e religiosa; e (4) número de novos empregos criados, número de empregos perdidos, número de pessoas que apoiam o sistema, número de reclamações identificadas, contribuição do sistema para o desenvolvimento econômico (YILDIZ-GEYHANA, ALTUN-ÇİFTÇIOĞLU e KADIRGAN, 2017).

Quadro 9: Trabalhos relacionados à Avaliação do Ciclo de Vida Social na gestão de resíduos.

<b>Trabalho</b>	<b>Autores</b>	<b>Ano</b>
<b>Comparative life cycle assessment and social life cycle assessment of used polyethylene terephthalate (PET) bottles in Mauritius</b>	R. Foolmaun, T. Ramjeeawon	2013
<b>Pneumatic vs. door-to-door waste collection systems in existing urban areas: a comparison of economic performance</b>	N. Teerioja, K. Moliis, E. Kuvaja, M. Ollikainen, H. Punkkinen, E. Merta	2012
<b>Environmental, economic and social cost and benefits of a packaging waste management system: a Portuguese case study</b>	P. Ferrao, P. Ribeiro, J. Rodrigues, A. Marques, M. Preto, M. Amaral, T. Domingos, A. Lopes, I. Costa	2013
<b>Application of LCSA to used cooking oil waste management</b>	E. Vinyes, J. Oliver-Sola, C. Ugaya	2013
<b>Development of a social impact assessment methodology for recycling systems in low-income countries</b>	S. Aparcana, S. Salhofer	2013
<b>Application of a methodology for the social life cycle assessment of recycling systems in low income countries: three Peruvian case studies</b>	S. Aparcana, S. Salhofer	2013
<b>Social Life Cycle Inventory and Impact Assessment of Informal recycling of Electronic ICT.</b>	S. Umair, A. Björklund, E. Ekener-Petersen	2013

Trabalho	Autores	Ano
Social life cycle assessment of different packaging waste collection system	Eren Yıldız-Geyhana, Gökçen Alev Altun-Çiftçioğlu, Mehmet Arif Neşet Kadırgan	2017

Fonte: Yıldız-Geyhana, Altun-Çiftçioğlu e Kadırgan (2017).

No entanto, muitos desses indicadores ainda são subjetivos e necessitam de avaliações qualitativas, através da aplicação de questionários ou entrevistas, dificultando sua relação direta a uma unidade funcional de avaliação.

Entende-se, porém, que alguns indicadores apresentados pelos autores, tais como a parcela de participação do setor informal no gerenciamento de resíduos sólidos, podem trazer importantes resultados para a tomada de decisão. Ainda, quanto maior a parcela de contribuição do setor informal sobre as etapas de gerenciamento de resíduos sólidos domiciliares, maiores serão as chances de prevalecerem condições sociais inapropriadas.

A participação do setor informal e formal pode ser calculado conforme Equação 7, através do índice de formalidade ( $I_f$ ), em que se dimensiona a quantidade mássica de resíduos administrados pelos setores formal e informal no período em análise, em comparação à quantidade total administrada no local em estudo.

$$I_f (\%) = \frac{\text{massa (ton) de resíduos coletada pelo setor n}}{\text{massa (ton) total de resíduos coletada}} \quad \text{Equação 7}$$

O número de pessoas envolvidas dos setores formal e informal que desempenham atividades nas diferentes etapas de gerenciamento, por massa de resíduos sólidos administradas no respectivo setor (índice de empregabilidade), é um importante demonstrativo da empregabilidade obtida em cada setor (Equação 8). Não deve ser entendido como um indicador de eficiência, já que outras variáveis devem ser incorporadas nesse sentido. Seu objetivo é identificar o número de pessoas ocupadas e o impacto decorrente de estratégias políticas e gerenciais.

$$I_e (\text{pessoas/ton}) = \frac{\text{pessoas empregadas no setor n}}{\text{massa (ton) total de resíduos coletada pelo setor n}} \quad \text{Equação 8}$$

Um terceiro indicador social a ser explorado é a renda obtida por pessoa ( $I_r$ ), por massa de resíduos administrada (Equação 9). Nesse critério o objetivo é avaliar o potencial gerador de renda nos processos de gerenciamento de resíduos sólidos domiciliares, pelo pagamento de salários e benefícios sociais (setor formal) ou pela venda de materiais (setor informal) às pessoas admitidas e integrantes aos sistemas. Importa-se neste critério em admitir o potencial gerador de renda apenas às atividades operacionais, descartando-se renda advinda de lucro, dividendos, pró-labore ou outra fonte que remunere diretores, acionistas e etc., de modo a minimizar influências da concentração de renda nesses cenários.

$$I_r (\$/\text{pessoa.ton}) = \frac{\text{renda (\$) auferida pelo setor n} / \text{n}^\circ \text{ de empregados}}{\text{massa (ton) total de resíduos coletada pelo setor n}} \quad \text{Equação 9}$$

É possível ainda admitir um quarto indicador baseado na jornada de trabalho semanal empreendida por pessoa, por cada setor (informal e formal), para administrar a quantidade mássica de resíduo identificada pela Equação 7. Tomando-se a carga horária total do período analisado de cada indivíduo do setor em análise, dividindo-se pelo número de dias do respectivo período, pelo número de pessoas envolvidas na operação, então multiplicando-se pelo número de dias em uma semana (7), chega-se a dimensionar o estresse semanal de trabalho (Equação 10).

$$I_j (\text{horas}/\text{dia.pessoa}) = \frac{(\sum_{i=1}^j \text{carga horária total do indivíduo i do setor n})}{\text{número de dias} \times \text{número de indivíduos}} \quad \text{Equação 10}$$

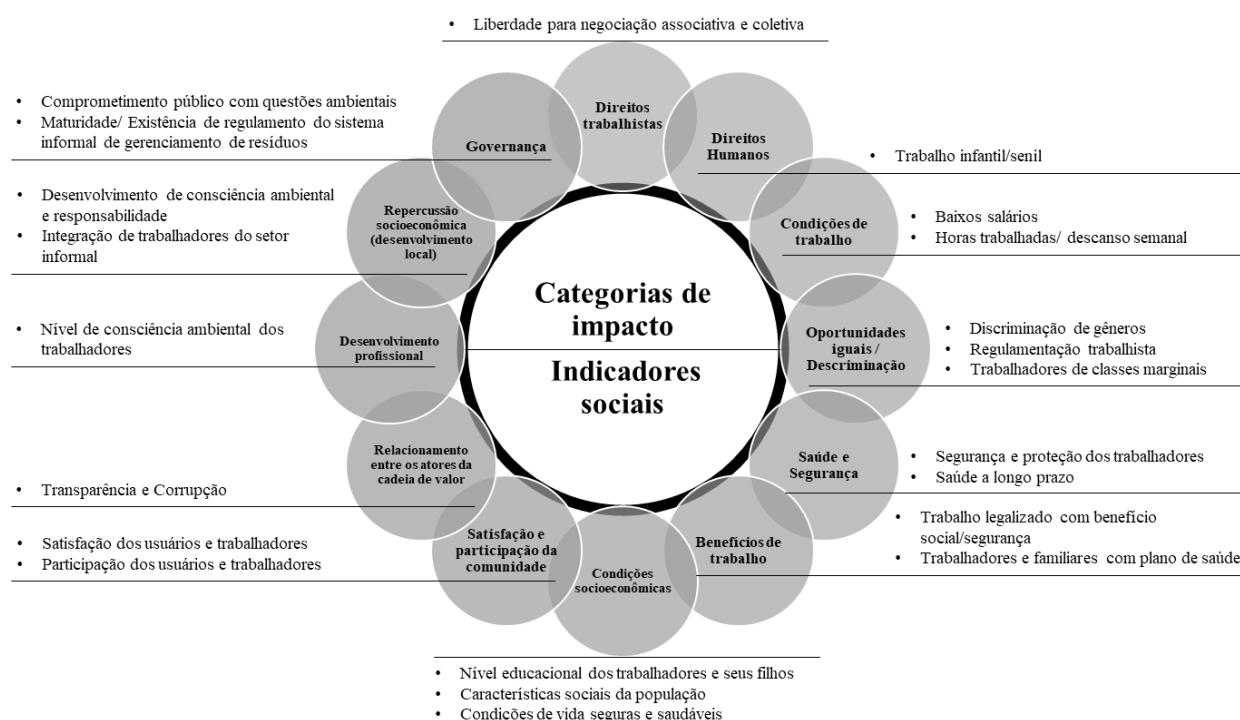
Assim como mostraram as pesquisas supracitadas, outros fatores podem ser levantados para assegurar que os aspectos sociais e ambientais estejam sendo analisados em sua máxima amplitude. No entanto, a interpretação de muitas informações pode se tornar tão complexa quanto modelar cada etapa de gerenciamento. Por isso, indicadores chave, vinculados a uma unidade funcional, podem fornecer um conjunto de resultados tão importante quanto um grande número de parâmetros monitorados.

Yildiz-geyhan, Altun-Çiftçiöğlü e Kadirgan (2017) ainda se refere em seu estudo à falta de consenso entre os métodos de avaliação do impacto social, entre as categorias de impacto utilizadas e também em relação a participação dos *stakeholders* no processo. Seguindo

esta problemática (IBÁÑEZ-FORÉS, BOVEA, *et al.*, 2019) apresentam uma proposta para categorias, indicadores e métricas de impacto social (Figura 29). A proposta, apresentada na Figura 29 é resultado da consideração dos indicadores e métricas referentes a atual estrutura do SLCA (UNEP, 2013), conclusões retiradas da literatura e aplicação de questionário aos *stakeholders* (trabalhadores, usuários e autoridades municipais).

Assim como mostraram as pesquisas supracitadas, outros fatores podem ser levantados para assegurar que os aspectos sociais e ambientais estejam sendo analisados em sua máxima amplitude. No entanto, a interpretação de muitas informações pode se tornar tão complexa quanto modelar cada etapa de gerenciamento. Por isso, indicadores chave, vinculados a uma unidade funcional, podem fornecer um conjunto de resultados tão importante quanto um grande número de parâmetros monitorados.

Figura 29: Proposta de Indicadores e Métricas para avaliação da dimensão social dos sistemas de gerenciamento de resíduos sólido domiciliares.



Fonte: Adaptado de Ibáñez-Forés, Bovea, Coutinho-Nóbrega, & de Medeiros (2019).

- **Dimensão ambiental**

Uma abordagem integrada sob a ótica ambiental é refletida no trabalho de Liu, Sun e Liu (2017). A fim de avaliar o desempenho ambiental e esclarecer as vantagens e as desvantagens de diferentes rotas de tratamento dos resíduos sólidos domiciliares, os autores avaliaram os índices de redução das frações orgânicas e inorgânicas desses materiais, bem como seu volume em água, as taxas de estabilização da fração orgânica, a geração de Gases de Efeito Estufa (GEE), além do consumo energético associado a um conjunto de alternativas e etapas de gerenciamento, fornecendo algumas diretrizes sobre o planejamento da gestão de resíduos em países em desenvolvimento com características semelhantes de resíduos: Ásia, África e América Latina.

O índice de redução de resíduos ( $I_R$ ) refere-se à proporção mássica de resíduo reciclado e tratado em relação ao resíduo total coletado, calculado pela Equação 11, sendo mensurado o resultado mássico orgânico e inorgânico remanescente a ser encaminhado para disposição final.

$$I_R(\%) = 1 - \left( \frac{\text{massa (ton) de resíduos disposta em aterro}}{\text{massa (ton) total de resíduos coletada}} \right) \quad \text{Equação 11}$$

A taxa de estabilização ( $T_E$ ) refere-se à quantidade de carbono de origem biológica mineralizada ou imobilizada (*Biological Source Carbon* - BSC), ou seja, a quantidade desse material que não é emitida para a atmosfera, seja pela imobilização em longo prazo do material em aterro sanitário<sup>9</sup>, seja pela sua redução ou transformação por meio de tratamento específico. Pode ser calculado pela Equação 12.

$$T_E (\%) = 1 - \left( \frac{\text{massa (ton) de BSC emitida à atmosfera}}{\text{massa (ton) total de BSC}} \right) \quad \text{Equação 12}$$

Dependendo da origem, o carbono contido nos resíduos sólidos domiciliares pode ser dividido em fonte biológica (*Biological Source Carbon* – BSC) e fonte fóssil (*Fossil Source Carbon* – FSC). O primeiro é detectável em resíduos originários de matéria vegetal e animal, como alimentos e resíduos de poda, papel e madeira, enquanto o último é detectável em

---

<sup>9</sup> A massa final disposta em aterro sanitário pode ser dividida em três partes: (1) componentes inorgânicos, (2) componentes orgânicos não biodegradáveis em condição anaeróbica e (3) fração de água retida no aterro sanitário.



plásticos e tecidos sintéticos (PIVATO, RAGA, *et al.*, 2017). Durante o gerenciamento de resíduos, o BSC é o componente mais ativo e degradável, bem como o precursor de muitos tipos de contaminantes líquidos e gasosos. Existe uma correlação positiva significativa entre a emissão do BSC ainda na forma biológica e as emissões de poluentes tanto para a atmosfera quanto ao ambiente aquático. Portanto, a eficácia de uma via de tratamento de resíduos pode ser refletida pela taxa de estabilização da fração BSC. A fração FSC normalmente é analisada segundo aspectos energéticos e à valoração de materiais (plásticos, materiais sintéticos, etc.).

Quanto ao balanço das emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE), mensurado em  $\text{kgCO}_2\text{-eq}$ , Liu, Sun e Liu (2017) analisam os resultados das alternativas de gerenciamento de resíduos sólidos domiciliares quanto: (1) à retenção de longo prazo da fração BSC no solo, nesse aspecto considera-se o aterro sanitário como um sumidouro de carbono no longo prazo, onde a quantidade de material orgânico retido traduz-se em um benefício quanto à quantidade de substâncias não emitidas à ecossfera, mensuradas em  $\text{kgCO}_2\text{-eq}$ ; (2) ao balanço energético, isto é, o consumo e a geração energética dos processos de tratamento de resíduos reflete no resultado (balanço) de GEEs emitidos ou evitados, por exemplo, a geração energética por meio do aproveitamento energético dos gases de aterros sanitários resulta em um benefício ambiental quando comparado às emissões decorrentes caso a unidade não dispusesse dessa conversão; (3) à quantidade de metano ( $\text{CH}_4$ ) e óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) emitidos da fração BSC nas etapas de tratamento; e, (4) à emissão de carbono fóssil (FSC) à ecossfera, mensurado igualmente em  $\text{kgCO}_2\text{-Eq}$ .

De acordo com Pivato, Raga *et. al* (2017) é possível dimensionar os fluxos totais de GEEs através da soma das seguintes emissões: emissões indiretas associadas ao transporte entre as unidades de geração, tratamento e disposição final; emissões do tratamento derivadas dos próprios resíduos (emissões diretas) e do combustível usado para seu tratamento antes da disposição final; emissões resultantes da disposição final dos resíduos; emissões evitadas como resultado de energia útil gerada ou de materiais recuperados; e, emissões evitadas devido ao sequestro do carbono no aterro, impedindo de ser devolvido à atmosfera como dióxido de carbono por mais de 100 anos.

- **Dimensão energética**

O consumo e a geração energética das etapas de gerenciamento de resíduos sólidos domiciliares muitas vezes são analisados ora sobre aspectos econômicos, quando o resultado líquido do balanço entre consumo e geração de uma determinada tecnologia é entendido como um fator financeiro positivo ou negativo, ora ambiental, quando a quantidade energética requerida pode ser convertida em um potencial impacto ambiental negativo quando a matriz energética da atividade é fundamentada em fontes não renováveis, ou positivo, quando a geração energética da atividade pode reduzir o consumo dessas matrizes.

Aqui, interessa-se analisar, de maneira independente aos demais critérios, o potencial de recuperação energética das diferentes tecnologias, bem como a efetiva recuperação energética realizada dos resíduos, comparando com o consumo esperado das etapas de gerenciamento. Dimensionar a transformação de resíduos em energia, aliado à recuperação de materiais e a redução da disposição final, pode ser um bom indicador para mensurar um dos fatores que integram uma economia circular (MALINAUSKAITE, JOUHARA, *et al.*, 2017).

Através de uma série de processos – recuperação do biogás gerado em aterros sanitários, digestão anaeróbica, incineração, gasificação e pirólise –, a recuperação energética pode auxiliar na conversão de resíduos em eletricidade, calor ou combustível (RAJAEIFAR, GHANAVATI, *et al.*, 2017).

O Poder Calorífico (PC, ou *Heating Value* – HV) dos diferentes materiais que compõem a massa de resíduos é um parâmetro importante para a determinação do seu potencial energético. Trata-se da quantidade de calor (joule ou caloria) emitida por unidade mássica (gramas), durante a oxidação dos materiais, sendo classificado em Poder Calorífico Superior (PCS, ou *High Heating Value* – HHV) e Poder Calorífico Inferior (PCI ou *Lower Heating Value* – LHV). Enquanto o primeiro trata da soma entre a energia liberada na forma de calor e a energia gasta na vaporização da água presente ou formada no material, o segundo dimensiona apenas a energia liberada na forma de calor.

Finet (1987) complementa, o HHV é a quantidade de calor, emitida durante o processo de combustão completa de resíduos sólidos domiciliares (nomeado HHV-1 no padrão ASTM). Durante o processo de oxidação, a água contida nos resíduos e a água gerada pela combinação do hidrogênio permanece no estado de vapor. Portanto, quando se calcula o LHV presume-se que a água permanece nesse estado. Por outro lado, quando calculado o HHV, assume-se que a água é condensada. O HHV é medido considerando-se a troca de calor quando os produtos da

combustão são resfriados em condições padrão. O LHV, o qual assume que o vapor não é condensado, é a fração do calor que pode ser efetivamente utilizada (FINET, 1987).

É importante essa distinção, já que materiais com alta umidade terão que consumir uma alta quantidade de calor para a vaporização da água, sendo necessário em alguns casos a utilização de combustível para a sua oxidação completa.

Dessa maneira, quando se calcula o potencial de geração energética interessa-se em determinar o Poder Calorífico do biogás produzido pela fonte biológica de carbono, através da digestão anaeróbica ou da recuperação do gás em aterro sanitário; ou dos materiais suscetíveis à conversão térmica, através da incineração, pirólise e gasificação, tais como plásticos, papel, madeira, etc.

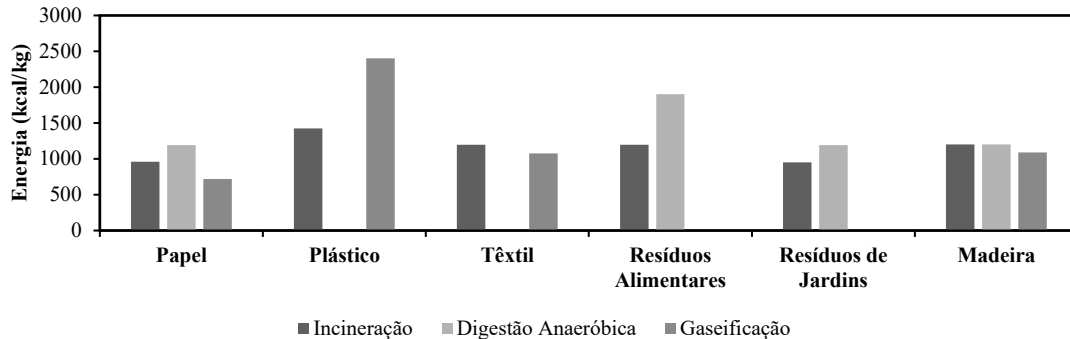
Um indicador utilizado para mensurar o desempenho energético dos sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos domiciliares é a taxa de recuperação de energia. Refere-se à razão entre a energia recuperada e a energia (HHV ou LHV) contida nos resíduos brutos.

Ainda, é possível avaliar o resultado energético de um sistema analisando-se a quantidade energética recuperada por esse, descontada a quantidade energética necessária para gerenciar uma determinada quantidade mássica de resíduos, representada, por exemplo, pelo uso de óleo diesel, gasolina e energia elétrica nas etapas de coleta, transporte, tratamento e disposição final.

A Figura 30 mostra o potencial de recuperação energética de diferentes espécies de resíduos sólidos domiciliares quando comparados entre incineração, digestão anaeróbica e gasificação, podendo ser utilizado como parâmetro durante a avaliação de desempenho energético de diferentes tecnologias.

No entanto, considerando a variabilidade de materiais e composições encontradas nos resíduos sólidos domiciliares, a identificação da quantidade energética pode ser realizada através do cálculo de geração potencial da fração biológica e da fração seca dos materiais descartados.

Figura 30: Potencial de recuperação energética de diferentes tecnologias WTE para diferentes espécies de resíduos sólidos domiciliares.



Fonte: Kumar e Samadder (2017).

Rajaeifar, Ghanavati, *et al.* (2017) afirmam que a produção energética potencial total ( $P_E$ ) dos resíduos sólidos domiciliares pode ser calculada pela soma da geração energética potencial proveniente da fração biodegradável ( $P_{bio}$ ) e da fração seca ( $P_{sec}$ ), conforme Equação 13.

$$P_E = P_{bio} + P_{sec} \quad \text{Equação 13}$$

Analisando-se a fração biodegradável, presume-se como fonte energética a geração de metano durante o processo de oxidação da matéria orgânica. As etapas analisadas nesse aspecto resumem-se normalmente ao biogás produzido nas unidades de disposição final (aterro sanitário) e nas unidades de digestão anaeróbicas. A Equação 14 mostra a relação que permite identificar a quantidade energética potencial liberada pela fração biodegradável.

$$P_{bio} = R_{bio} \times t_{biogás} \times C_{CH_4} \times PC_{CH_4} \times E \quad \text{Equação 14}$$

Em que,

$P_{bio}$  : potencial energético da fração biodegradável (kJ);

$R_{bio}$  : produção de resíduos biodegradáveis (ton);

$T_{biogás}$  : taxa de produção de biogás ( $m^3/ton$ );

$C_{CH_4}$  : concentração média de metano no biogás (%);

$PC_{CH_4}$  : poder calorífico do biogás ( $kJ/m^3$ );

$E$  : eficiência do processo de conversão energética (%).

Já no que diz respeito à fração seca, a Equação 15 identifica a sua quantidade energética potencial.

$$P_{\text{sec}} = \left[ \frac{\sum_{i=1}^n (R_{\text{sec}_i} \times PC_{\text{res}_i})}{\sum_{i=1}^n R_{\text{sec}_i}} \right] \times E \quad \text{Equação 15}$$

Em que,

$P_{\text{sec}}$  : potencial energético da fração seca (kJ);

$R_{\text{sec}}$  : produção de resíduos secos  $i$  (ton);

$PC_{\text{res}}$  : poder calorífico do resíduo  $i$  (kJ/ton);

$E$  : eficiência do processo de conversão energética (%);

$i$  : espécie de material, onde  $i=\{0, \dots, n\}$ .

Ao se aplicar a Equação 14 e a Equação 15 é preciso avaliar as características dos materiais e o processo de recuperação energética instalado. Normalmente as frações secas são encaminhadas à incineração, onde recebem tratamento preliminar para a remoção da umidade. Para o cálculo do potencial energético é recomendável utilizar o poder calorífico superior (PCS ou HHV) do material como parâmetro, quando não se tem dados mensurados de seu poder calorífico. Caso contrário, sabendo a quantidade de umidade presente no material, o poder calorífico inferior (PCI ou LHV) pode ser calculado segundo Equação 16 (LIN, WANG, *et al.*, 2015). Caso o processo permita a recuperação energética do material vaporizado, entende-se ser possível a adoção do PCS, considerando-se a eficiência da conversão.

$$\text{LHV} = \text{HHV}(100-M)/100-rM \quad \text{Equação 16}$$

Em que,

$M$  : teor de umidade (%);

$r$  : calor latente de vaporização da água (2.260 kJ/kg).

O Quadro 10 identifica os valores típicos de poder calorífico e de umidade dos componentes encontrados nos resíduos sólidos domiciliares, bem como as suas faixas de ocorrência. Também é apresentado ao final um valor de referência para a composição típica dos resíduos sólidos domiciliares.

Segundo Silva, Santos et al. (2020), com base nos valores de geração de calor para cada tipo de resíduo apresentado no Quadro 10, a potência disponível e a energia produzida podem ser calculadas usando as seguintes equações:

$$PCI_i = PCI \times F_i \times k_1 \quad \text{Equação 17}$$

$$PCI_{Total} = \sum_{i=1}^m PCI_i \quad \text{Equação 18}$$

$$P = PCI_{Total} \times \eta \times R \times k_2 \quad \text{Equação 19}$$

$$E = P \times C_F \times 8.760 \quad \text{Equação 20}$$

Em que,

- PCI : Poder Calorífico Inferior da fração analisada (kcal/kg);
- $k_1$  : constante de conversão de kcal/kg para kJ/kg = 4.184;
- $PCI_i$  : Poder Calorífico Inferior da fração analisada (kJ/kg);
- $PCI_{Total}$  : Poder Calorífico Inferior total (kJ/kg);
- $\eta$  : eficiência de recuperação elétrica de todos os sistemas de geração de energia = 22%;
- $k_2$  : constante de ajuste da unidade de modo que a potência resultante seja em kW = 0.01157;
- P : energia elétrica em kW;
- 8760 : número de horas por ano;
- $C_F$  : fator de capacidade adotado como sendo igual a 80%; e,
- E : energia elétrica produzida em kWh/ano.

Quadro 10: Valores típicos de PCS e de umidade dos componentes dos resíduos sólidos.

Componente	Energia, kJ/kg		Umidade, percentual	
	Faixa	Valor típico	Faixa	Valor típico
Resíduos alimentares	3.489 - 6.978	4.652	50 - 80	70
Papel	11.630 - 18.608	16.747	4 - 10	6
Papelão	13.956 - 17.445	16.282	4 - 8	5
Plásticos	27.912 - 37.216	32.564	1 - 4	2
Têxteis	15.119 - 18.608	17.445	6 - 15	10
Borracha	20.934 - 27.912	23.260	1 - 4	2
Couro	15.119 - 19.771	17.445	8 - 12	10
Podas de jardins	2.326 - 18.608	6.513	30 - 80	60
Madeira	17.445 - 19.771	18.608	15 - 40	20
Vidro	116 - 233	140	1 - 4	2
Latas	233 - 1.163	698	2 - 4	3
Metais não ferrosos	- -	-	2 - 4	2
Metais ferrosos	233 - 1.163	698	2 - 6	3
Sujeira, cinzas, tijolo, etc.	2.326 - 11.630	6.978	6 - 12	8
Resíduos sólidos domiciliares	9.304 - 15.119	10.467	15 - 40	20

Fonte: Adaptado de Tchobanoglous e Kreith (2002).

## 7 METODOLOGIA

Para desenvolver os objetivos e testar as hipóteses identificadas nesta pesquisa foram adotadas etapas de caráter exploratório, descritivo e aplicado. Inicialmente interessou-se em apresentar a fundamentação ao tema e problemática da pesquisa por meio do panorama global de geração de resíduos sólidos, seu prognóstico e a respectiva contribuição brasileira, dentro do contexto latino-americano.

Em seguida, interessou-se em avaliar e contextualizar as características de diferentes sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos domiciliares e suas estratégias de avaliação de desempenho e monitoramento (modelos, ferramentas, indicadores), atentando-se às suas indicações e ressalvas aos países em desenvolvimento.

Uma vez identificadas as principais unidades operacionais utilizadas no gerenciamento de resíduos sólidos domiciliares interessou-se em descrever seus atributos econômicos, sociais, energéticos e ambientais para serem utilizados como *drivers* dentro da ferramenta desenvolvida neste trabalho, denominada TOTAL waste.

Paralelamente foram estudadas e avaliadas as diretrizes internacionais, supranacionais e nacionais sobre a gestão de resíduos sólidos, de tal modo que fossem tomadas como composições dos cenários analisados na validação e aplicação da ferramenta desenvolvida.

A etapa de desenvolvimento e formatação da ferramenta de avaliação de desempenho construída ao longo da análise e da incorporação dessas informações buscou integrar de modo inovador diferentes critérios de avaliação em plataforma digital única.

O conteúdo necessário para o desenvolvimento das etapas de caráter exploratório e descritivo foi extraído de plataformas bibliográficas digitais científicas e de organismos oficiais nacionais e internacionais através da busca de palavras-chave específicas e em consultas às suas referências bibliográficas. O detalhamento específico de cada fase é exposto a seguir.

## 7.1 FASES DA PESQUISA

O trabalho desenvolvido é explicado fundamentalmente em quatro fases, conforme mostrado na Quadro 11: (I) fundamentação ao tema; (II) sistemas de gerenciamento e tecnologias empregadas; (III) sistema de avaliação de desempenho; e, (IV) cenários de desempenho.

Importante destacar que as fases se referem a uma estrutura lógica para a compreensão do estudo, estando elas integradas entre si e tendo sido desenvolvidas de forma concomitante para a obtenção dos objetivos do trabalho.

Quadro 11: Detalhamento das fases da pesquisa.

Fase	Detalhamento
I	<p><b>Fundamentação ao tema:</b> Análise das estratégias operacionais e normativas de gerenciamento de resíduos sólidos domiciliares e identificação dos aspectos quali-quantitativo envolvidos.</p>
II	<p><b>Sistemas de gerenciamento e tecnologias empregadas:</b> Caracterização das unidades operacionais dos sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos domiciliares e métodos de avaliação de desempenho.</p>
III	<p><b>Sistema de avaliação de desempenho:</b> Formulação de modelo de gerenciamento econômico, social, energético e ambiental de resíduos sólidos domiciliares para apoio à tomada de decisão.</p>
IV	<p><b>Cenários de desempenho:</b> Aplicação de dados reais ou estimados para validação do modelo e análise de desempenho de diferentes cenários operacionais e normativos.</p>



- **Fundamentação ao tema (Fase I)**

Inicialmente o trabalho foi estruturado em um levantamento exploratório, identificando-se as estratégias operacionais e normativas de gestão dos resíduos sólidos domiciliares adotados em distintos cenários socioeconômicos, entendendo que a definição da cadeia de manejo desses materiais está diretamente ligada à quantidade e às espécies dos materiais administrados, bem como ligada às condições normativas em que se encontra implantada.

Assim, interessou-se em estudar a evolução dos problemas associados à geração de resíduos sólidos em escala global, abordando os principais eventos sociais e políticos que fomentaram o desenvolvimento legislativo e gerencial sobre o tema, até os principais estudos que apresentam e discutem prognósticos sobre a evolução da geração global de resíduos sólidos e as estratégias aplicadas para a gestão desses materiais.

Para tanto, são discutidos na fundamentação ao tema (item 0) os principais eventos globais recentes relacionados à definição de diretrizes internacionais para o correto manejo dos resíduos sólidos, bem como o arcabouço jurídico estabelecido nos países signatários de convenções internacionais. Essas características foram levantadas e analisadas, permitindo que se pudessem relacionar os aspectos quali-quantitativos dos materiais gerenciados com os aspectos operacionais e normativos para a sua gestão.

Assim, foi possível identificar regiões e países com comportamentos referenciais e extraídas suas práticas normativas e operacionais para a composição de cenários potenciais a serem modelados neste estudo, como forma de validação da ferramenta TOTAL waste.

Dedicou-se também nesta etapa espaço específico à discussão sobre a evolução da gestão dos resíduos sólidos no Brasil, bem como sobre os instrumentos normativos que regulamentam o setor no País. Fez-se uma análise da eficácia da Política Nacional de Resíduos Sólidos no contexto nacional e se procurou estabelecer um prognóstico para as próximas décadas relacionado à geração total de resíduos sólidos domiciliares, estudo esse que poderá ser utilizado como referencial comparativo na avaliação das mudanças que podem ser obtidas com a aplicação e a difusão dos fundamentos e da ferramenta desenvolvida nesta pesquisa.

- **Sistemas e tecnologias empregadas (Fase II)**

O principal objetivo desta fase foi a realização de uma revisão bibliográfica sobre a caracterização das principais unidades operacionais (tecnologias) utilizadas para o gerenciamento de resíduos sólidos domiciliares, com ênfase aos países em desenvolvimento, desde a coleta, tratamento, até a disposição final desses materiais.

Foram identificados atributos operacionais, os quais foram tomados como parâmetros referenciais (*drivers*) dentro da ferramenta de avaliação de desempenho desenvolvida neste trabalho, TOTAL waste.

A importância dessa fase mostrou-se pela necessidade de serem identificadas as práticas operacionais consolidadas no setor, bem como daquelas de potencial utilização. Uma vez identificadas e caracterizadas essas práticas foi possível compreender e evidenciar sua aplicação no contexto nacional, assim como quais são seus atributos operacionais principais.

Esses atributos, isto é, informações relacionadas aos aspectos econômico, ambiental, social e energético, foram incorporados na ferramenta como informações paramétricas das unidades de gerenciamento possíveis de serem modeladas. Definidos os cenários de estudo para aplicação da ferramenta, foram adotadas diferentes unidades de gerenciamento de resíduos sólidos domiciliares, as quais tiveram seus atributos de desempenho representados pelo levantamento de dados operacionais realizado nesta etapa da pesquisa.

Essas informações paramétricas tratam-se, por exemplo, dos custos das unidades de gerenciamento, sua mão de obra empregada, desempenho energético e impactos ambientais decorrentes da sua utilização. Buscou-se identificar esses parâmetros relacionados à quantidade mássica administrada reportada na literatura, inclusive por faixas (escalas) de aplicação.

Nesta etapa foram utilizados referências das seguintes bases de dados: Periódicos CAPES, Elsevier, Scopus, Scholar Google, Scielo e Web of Science. A extração das informações para a construção dos resultados requereu uma análise específica das informações, tendo sido necessário padronizar os resultados identificados pelos trabalhos.

Concomitantemente, para apoiar na elaboração da referida ferramenta, nessa fase foram levantadas de forma exploratória as alternativas de avaliação de desempenho social, econômica e ambiental dos sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos para apoio à tomada de decisão reportadas na literatura.

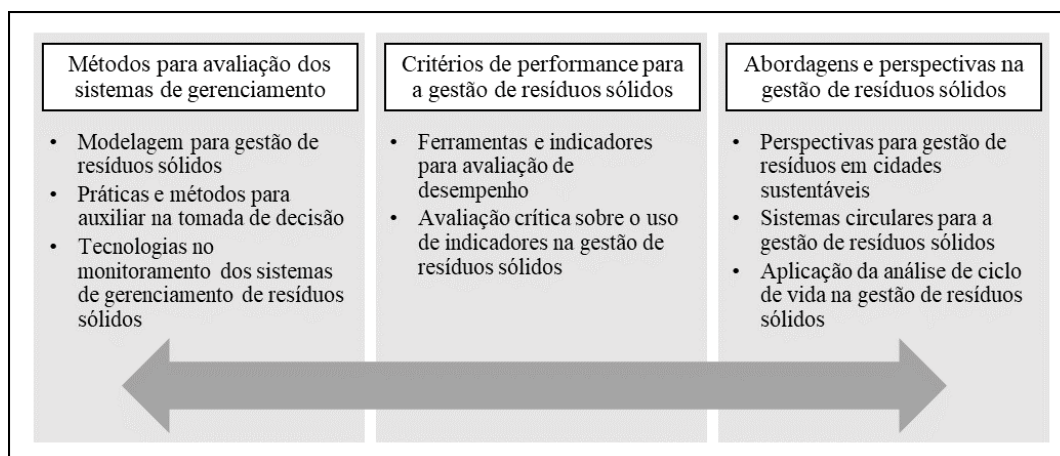
Assim, além dos parâmetros operacionais de cada unidade de gerenciamento foi necessário avaliar de que maneira o setor é estudado e monitorado, ou seja, quais são os modelos

de avaliação de desempenho e, inclusive, seus indicadores de desempenho existentes, suas lacunas e potencialidades a serem desenvolvidas.

Esta etapa foi realizada por meio de uma revisão de literatura, tendo sido selecionados 170 artigos por meio de busca nas bases de dados Scopus e Science Direct dos seguintes termos: *assessment methods, performance assessment, performance assessment methods, system assessment tools, decision support framework, decision support models, systems engineering models* e *system analysis, municipal solid waste, municipal solid waste management, solid waste management*. Como critérios de inclusão foram selecionados os termos *review articles* e *research articles*.

A partir das pesquisas, foi realizada uma seleção dos artigos que abordassem os seguintes temas: métodos para a gestão dos sistemas de resíduos sólidos, critérios de performance e abordagens realizadas para a gestão de resíduos sólidos e tendências futuras (Figura 31). Foram mantidos e discutidos 51 artigos neste trabalho.

Figura 31: Temas selecionados durante revisão da literatura e organização da estrutura de apresentação do artigo.



Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Esses temas foram organizados e são discutidos neste trabalho para (1) caracterizar as tendências e os principais modelos de avaliação de desempenho e suporte à decisão reportados na literatura, relatando as suas classificações e abordagens; e, (2) detalhar como as dimensões econômica, social, energética e ambiental são analisadas nesses modelos para a avaliação integrada de desempenho dos sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos municipais.

- **Formulação da ferramenta TOTAL waste para gerenciamento econômico, social, energético e ambiental de resíduos sólidos domiciliares e apoio à decisão (Fase III)**

Através do levantamento de informações exploratórias e descritivas das fases precedentes foi desenvolvida ferramenta em plataforma Microsoft Excel® baseada na modelagem dos fluxos de resíduos sólidos domiciliares entre as etapas de coleta, tratamento e disposição final, que mensura o desempenho econômico, social, energético e ambiental de cada uma dessas etapas e mostra seu resultado integrado, ambos em um período de tempo adotado em 20 anos, atendendo às orientações de planejamento em saneamento estabelecidos no Brasil.

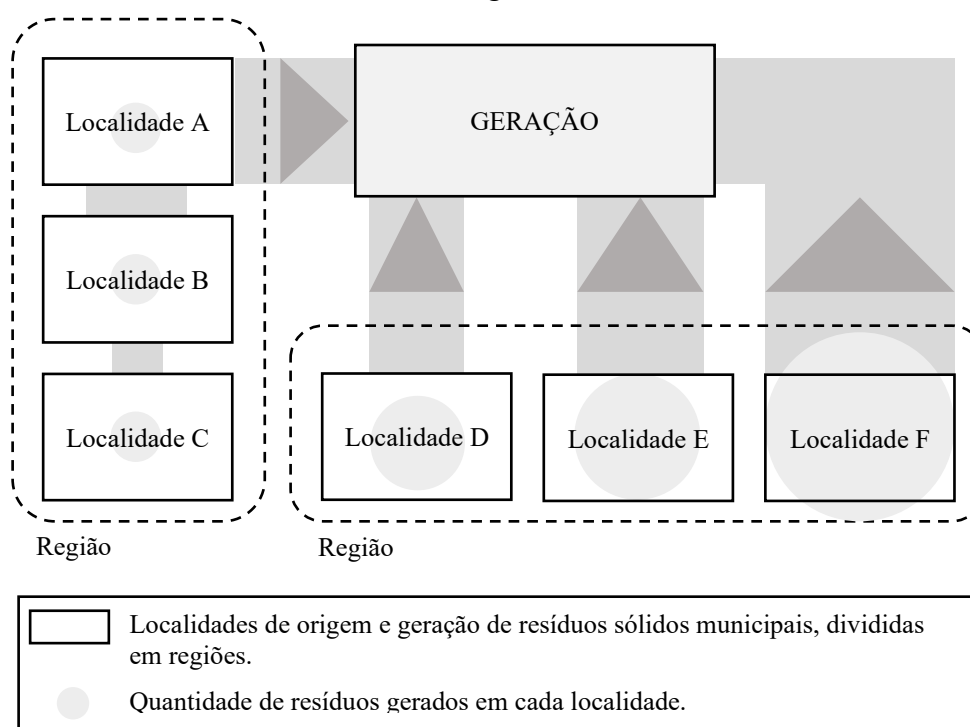
A decisão sobre a utilização da plataforma Microsoft Excel® justifica-se pela identificação de outras ferramentas nesta mesma plataforma já utilizadas na avaliação de desempenho dos sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos, porém que analisam critérios específicos, mas com eventuais informações complementares que podem ser inseridas e vinculadas na ferramenta desenvolvida neste trabalho.

A ferramenta TOTAL waste tem como fundamento a modelagem dos fluxos de resíduos entre as origens (Figura 32) e os destinos adotados (Figura 33) para tratamento ou disposição final, dimensionando as quantidades gerenciadas em cada etapa cadastrada pelo usuário e os seus resultados econômicos, sociais, energéticos e ambientais em um determinado período.

Para o dimensionamento desses resultados, a ferramenta utiliza como suporte os parâmetros levantados na Fase II desta pesquisa, através dos quais os dados de entrada do sistema em estudo se relacionam para fornecer como resultado um conjunto de informações de saída para a tomada de decisão.

Atendo-se unicamente ao objetivo de apresentar aqui o conceito da ferramenta, destaca-se que através dela inicialmente são caracterizadas as fontes de geração, bem como as alternativas técnicas possíveis para a coleta e destinação desses materiais. Nessa etapa as quantidades geradas são modeladas por meio de séries históricas ou por prognósticos definidos, sendo identificadas também as características dos diferentes materiais gerenciados (composição gravimétrica).

Figura 32: Etapas inerentes ao gerenciamento dos resíduos sólidos domiciliares segundo origem.



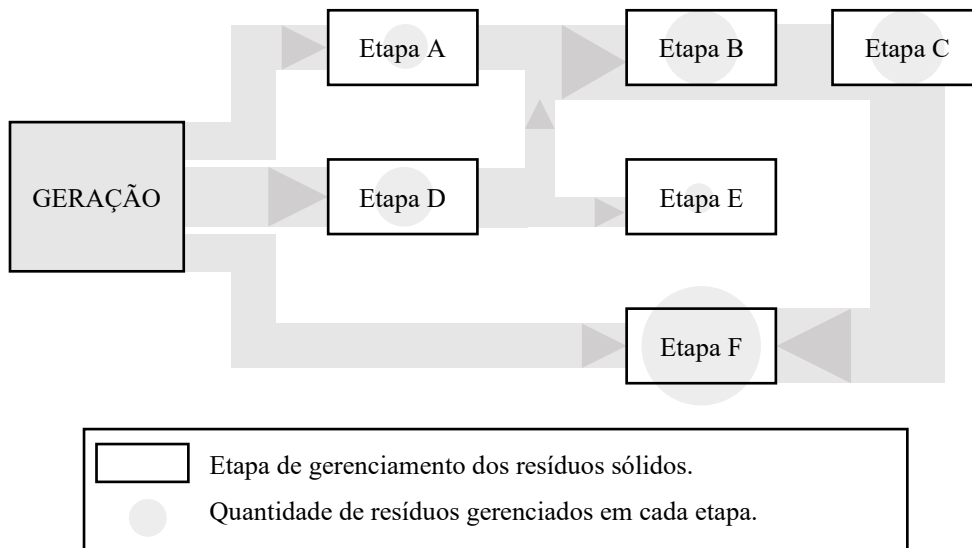
Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Com os dados segundo a origem devidamente identificados, a ferramenta permite a identificação do destino dos materiais na cadeia de gerenciamento (Figura 33). As etapas adotadas são previamente identificadas durante a modelagem do cenário desejado, bem como a especificação do tipo e da quantidade de material que entra (*input*) e sai (*output*) dessas unidades de gerenciamento.

Através dos parâmetros provenientes da Fase II da pesquisa, vinculados às diferentes estratégias de coleta e transporte, tratamento, destinação e disposição final de resíduos sólidos, são identificados os resultados dos cenários em estudo (sistema de gerenciamento de resíduos).

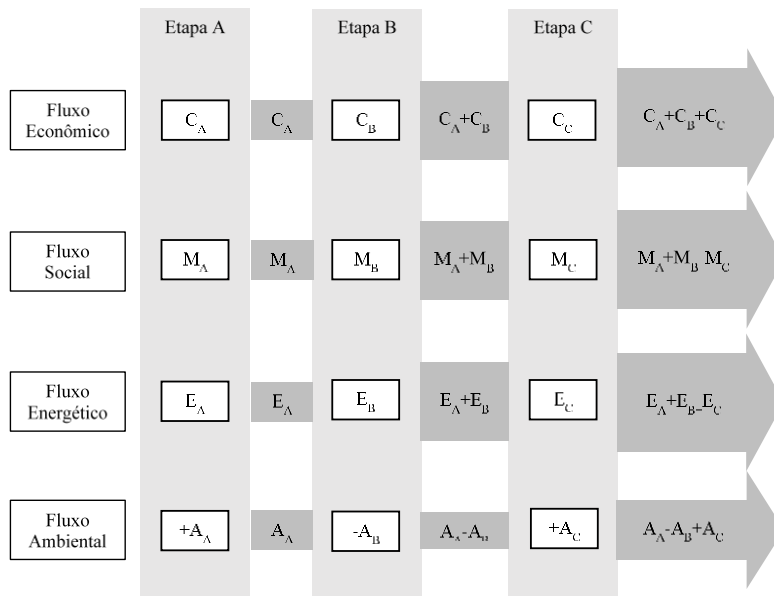
Para cada uma das etapas de gerenciamento de resíduos sólidos, sejam elas vinculadas à origem ou ao destino desses materiais, como supramencionado, são avaliados os fluxos que interligam cada uma dessas etapas. A Figura 34 mostra uma exemplificação do exposto, em que cada etapa possui uma contribuição direta sobre fatores em estudo.

Figura 33: Exemplo de etapas inerentes ao gerenciamento de resíduos sólidos domiciliares segundo destino.



Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Figura 34: Fluxos econômico, social, energético e ambiental exemplificativos no gerenciamento de resíduos sólidos domiciliares.



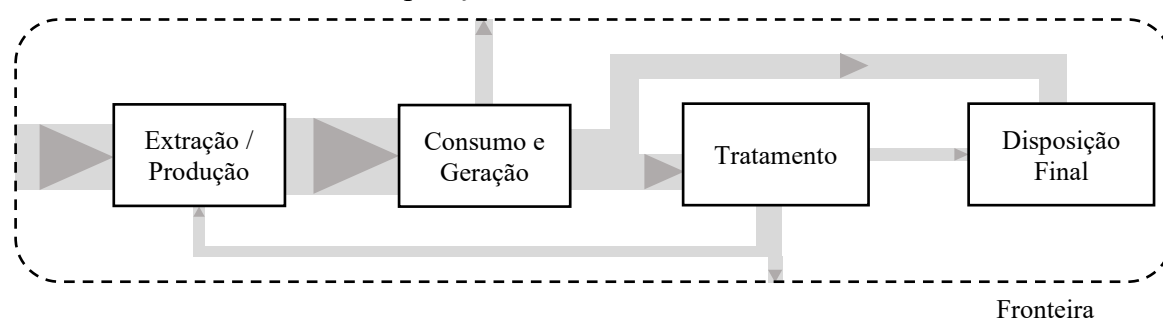
C	Custos de capital e operacionais
M	Mão de obra empregada
E	Resultado energético (geração e consumo)
A	Impactos ambientais decorrentes ou evitados

Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

O resultado de cada um desses fluxos, permite análise multicritério, em que é possível identificar o desempenho dos sistemas considerando os índices de geração, reciclagem e redução, inclusive, por exemplo, os resultados sobre a força de trabalho empregada nessa complexa rede de etapas, assim como a pressão ambiental exercida e os resultados financeiros decorrentes.

Assim, disponibilizam-se informações técnicas que caracterizam o desempenho de diferentes sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos domiciliares, identificando-se inclusive alternativas que aumentem os fluxos de materiais ao tratamento e sua reinserção econômica na etapa de produção (Figura 35).

Figura 35: Fluxo econômico e material da cadeia de extração, produção, consumo e geração, tratamento e disposição final de resíduos sólidos domiciliares.



Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Fundamentalmente, a estrutura da ferramenta se baseia em um método de avaliação de desempenho multicritério, em que são utilizadas funções determinísticas e probabilísticas nas suas diferentes dimensões de estudo.

As funções determinísticas são utilizadas para a formulação de projeções (por exemplo, variação populacional, geração de resíduos sólidos domiciliares) decorrentes de variáveis discretas. Assim, a quantidade de resíduos sólidos domiciliares gerenciada em um sistema analisado poderá ser projetada com base na relação entre duas variáveis discretas, população e geração de resíduos sólidos *per capita*, as quais poderão alterar em função do tempo (variável independente), função essa resultante de regressões matemáticas fundamentadas em um conjunto de dados históricos.

Os estudos probabilísticos são aplicáveis a parâmetros operacionais que sejam identificados por intervalos, médias, medianas, desvios-padrão. A aplicabilidade desses parâmetros está fundamentalmente vinculada aos atributos de desempenho das etapas de gerenciamento de resíduos sólidos, os quais seus registros encontrados em bibliografia podem se mostrar variáveis dentro de uma mesma faixa ou atributo operacional, quanto à quantidade de resíduos sólidos administrada, o que, em uma modelagem, reflete a necessidade de incorporar no estudo essas possíveis oscilações.

Desse modo, para a validação da ferramenta, foi realizada análise de sensibilidade para avaliar a influência nos resultados de diferentes parâmetros e de dados de entrada utilizados pela ferramenta. Para isso, realizou-se simulação de Monte Carlo em que foram gerados 10.000 cenários diferentes, aplicando-se números aleatórios, delimitados em intervalos específicos para cada parâmetro variável da ferramenta.

- **Avaliação e estudo de cenários (Fase IV)**

Uma vez construída a ferramenta de avaliação de desempenho dos sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos, foram tomadas diferentes configurações de sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos domiciliares para mais uma etapa de validação e, sobretudo, aplicação da ferramenta, assim como para avaliar o desempenho dessas configurações segundo diferentes cenários de estudo.

Nesta fase foram avaliados cenários distintos de um sistema de gerenciamento de resíduos sólidos domiciliares para um município de aproximadamente 500 mil habitantes, desde a geração até a disposição final e tratamento. Para isso foram utilizados dados operacionais fornecidos diretamente pelo responsável pela coleta e tratamento de resíduos sólidos domiciliares do município em análise e, quando não era possível, por parâmetros identificados na Fase II desta pesquisa para simular cenários hipotéticos.

As características de cada cenário, devidamente detalhados no item 7.3, foram constituídos tomando-se como princípio a utilização de diferentes estratégias de coleta, tratamento e disposição final no gerenciamento de resíduos sólidos domiciliares, tomando como fundamento as diretrizes legais nacionais e supranacionais, assim como modelos operacionais internacionais de interesse nacional.



## 7.2 ANÁLISE DE SENSIBILIDADE

A ferramenta foi avaliada segundo sua sensibilidade, tendo sido realizada simulação de Monte Carlo. Tal avaliação foi necessária para identificar o perfil de comportamento e relação entre os parâmetros de entrada e de saída, assim como para avaliar a faixa de resultados possíveis de cada um dos indicadores adotados.

Foram gerados 10.000 cenários de acordo com a variação aleatória de diferentes parâmetros de entrada, segundo faixas pré-estabelecidas (Quadro 13). Para alguns dos parâmetros de entrada, foram utilizadas faixas de entrada em função da capacidade de processamento das unidades e da quantidade de material efetivamente processada (Quadro 12): investimento para instalação da(s) unidade(s) de gerenciamento; despesas operacionais da(s) unidade(s) de gerenciamento; número de trabalhadores na(s) unidade(s) de gerenciamento; e emissões equivalentes de CO<sub>2</sub> na(s) unidade(s) de gerenciamento.

Tais faixas foram definidas por meio dos parâmetros operacionais das unidades de gerenciamento levantados, tendo sido identificado o primeiro quartil como o valor mínimo da faixa de variação e o terceiro quartil como o valor máximo.

Quadro 12: Faixas de variação dos parâmetros operacionais das unidades de gerenciamento.

Faixa ton/ano	OPEX (\$/ton.dia)		CAPEX (\$/ton.dia)		Capacidade laboral (ton/trab.dia)		Emissão de CO <sub>2</sub> -equiv (Kg/ton)	
	1° Quartil	3° Quartil	1° Quartil	3° Quartil	1° Quartil	3° Quartil	1° Quartil	3° Quartil
0 - 3.650	31,95	344,87	178,08	2.257,63	775,63	1.231,88	243,03	416,55
3.650 - 18.250	172,82	287,89	660,36	1.872,21	8.395,00	10.585,00	261,58	420,93
18.250 - 36.500	83,95	204,59	410,10	1.300,05	22.842,92	30.112,50	284,76	426,41
36.500 - 182.500	156,90	374,68	301,43	2.016,22	3.632,37	69.350,00	470,25	470,25
182.500 - 999.999	100,65	172,82	1.058,14	3.065,90	5.509,35	8.556,28	488,03	492,37

Quadro 13: Critérios de variação dos parâmetros de entrada para a simulação de 10.000 cenários distintos.

Parâmetro	Sigla	Faixa			Função	Unidade
		Mín	Máx	Unidade		
<b>Dados gerais</b>						
População	Pop	50	500.000	habitantes	$Pop = Pop_{mín} + (Pop_{máx} - Pop_{mín}) * ALEATÓRIO()$	habitantes
Geração per capita	Gp	0,3	1	kg/hab.dia	$Gp = INV.NORM.N(ALEATÓRIO()); Gp_{mín}; Gp_{máx}$	kg/hab.dia
Produção	Pr	-	-	-	$Pr = Pop * Gp * 365 / 1000$	ton/ano
Fração carbônica de origem biológica produzida	FCb	0,4	1	%	$FCb = FCb_{mín} + (FCb_{máx} - FCb_{mín}) * ALEATÓRIO()$	%
Fração carbônica de origem não biológica produzida	GFCnb	0	0,6	%	$FCnb = 1 - FCb$	%
<b>Sistema de coleta</b>						
Cobertura de coleta	CC	0,5	1	%	$CC = CC_{mín} + (CC_{máx} - CC_{mín}) * ALEATÓRIO()$	%
Massa que é coletada	MM	-	-	-	$MM = Pr * CC$	ton/ano
Fração carbônica de origem biológica coletada	FCbC	0	$Se(FCb > MM; MM; FCb)$	ton/ano	$FCbC' = FCbC_{mín} + (FCbC_{máx} - FCbC_{mín}) * ALEATÓRIO()$ $FCbC = FCbC' + SE(MM - FCbC > FCnb; MM - FCbC' - FCnbC; 0)$	ton/ano
Fração carbônica de origem não biológica coletada	FCnbC			ton/ano	$FCnbC = SE(MM - FCbC > FCnb; FCnb; MM - FCbC)$	ton/ano
Extensão de coleta por tonelada	EXc	25	150	km/ton	$EXc = [EXc_{mín} + (EXc_{máx} - EXc_{mín}) * ALEATÓRIO()] * MM$	km
Velocidade média da coleta	Vm	5	20	km/h	$Vm = Vm_{mín} + (Vm_{máx} - Vm_{mín}) * ALEATÓRIO()$	km/h
Autonomia do(s) veículo(s) de coleta	Aut	4	10	km/L	$Aut = Aut_{mín} + (Aut_{máx} - Aut_{mín}) * ALEATÓRIO()$	km/L
Consumo energético da operação de coleta	CEC	-	-	-	$CEC = (Exc / Aut) * 9,86224$	kWh/ano
Despesas operacionais da coleta	OPXc	100	600	\$/ton.ano	$OPXc = OPXc_{mín} + (OPXc_{máx} - OPXc_{mín}) * ALEATÓRIO()$	\$/ton.ano
Número de trabalhadores na operação de coleta	NtrabC	100	500	ton/ano.pessoa	$NtrabC = NtrabC_{mín} + (NtrabC_{máx} - NtrabC_{mín}) * ALEATÓRIO()$	ton/ano.pessoa
Salários pagos por pessoa na operação de coleta	SpC	25.000	100.000	\$/ano.pessoa	$SpC = SpC_{mín} + (SpC_{máx} - SpC_{mín}) * ALEATÓRIO()$	\$/ano.pessoa
Horas produtivas	Hp	40	168	h/semana	$Hp = Sp / \{ [Hp_{mín} + (Hp_{máx} - Hp_{mín}) * ALEATÓRIO()] * (365/7) \}$	\$/h.pessoa
Emissões equivalentes de CO <sub>2</sub>	EEC	-	-	-	$EEC = 0,00268411642896234 * (Exc / Aut)$	tonCO <sub>2</sub> -eq
<b>Unidade(s) de gerenciamento</b>						

Parâmetro	Sigla	Faixa			Função	Unidade
		Mín	Máx	Unidade		
Capacidade máxima de processamento da(s) unidade(s) de gerenciamento	CP	-	-	-	$CP = FCbC + FCnbC$	ton/ano
Tempo de operação semanal da(s) unidade(s) de gerenciamento	Tos	40	168	h/semana	$Tos = Tosmín + (Tosmáx - Tosmín) * ALEATÓRIO()$	h/semana
Investimento para instalação da(s) unidade(s) de gerenciamento	CPX	f(CP)	f(CP)	\$/ton	$CPX = [CPXmín + (CPXmáx - CPXmín) * ALEATÓRIO()] * CP$	\$
Despesas operacionais da(s) unidade(s) de gerenciamento	OPXg	f(FCbC + FCnbC)	f(FCbC + FCnbC)	\$/ton	$OPXg = [OPXgmín + (OPXgmáx - OPXgmín) * ALEATÓRIO()] * (FCbC + FCnbC)$	\$
Receitas pelo recebimento de materiais	Rec	OPXg	500	\$/ton	$Rec = [Recmín + (Recmáx - Recmín) * ALEATÓRIO()] * (FCbC + FCnbC)$	\$
Fração carbônica biológica coletada e não estabilizado (confinado e/ou reduzido) pela(s) unidade(s) de gerenciamento	Fbne	0	FCbC	ton/ano	$Fbne = Fbnemín + (Fbnemáx - Fbnemín) * ALEATÓRIO()$	ton/ano
Fração carbônica não biológica coletada e não estabilizado (confinado e/ou reduzido) pela(s) unidade(s) de gerenciamento	Fnbne	0	FCnbC	ton/ano	$Fnbne = Fnbnemín + (Fnbnemáx - Fnbnemín) * ALEATÓRIO()$	ton/ano
Quantidade de materiais recuperados (valorização) na(s) unidade(s) de gerenciamento	Mrec	0	FCbC + FCnbC	ton/ano	$Mrec = Mrecmín + (Mrecmáx - Mrecmín) * ALEATÓRIO()$	ton/ano
Receitas pela recuperação (valorização) de materiais	RecV	50	500	\$/ton	$RecV = [RecVmín + (RecVmáx - RecVmín) * ALEATÓRIO()] * Mrec$	\$
Número de trabalhadores na(s) unidade(s) de gerenciamento	NtrabUG	f(FCbC + FCnbC)	f(FCbC + FCnbC)	ton/pessoa.ano	$NtrabUG = (FCbC + FCnbC) / [NtrabUGmín + (NtrabUGmáx - NtrabUGmín) * ALEATÓRIO()]$	peçoas

Parâmetro	Sigla	Faixa			Função	Unidade
		Mín	Máx	Unidade		
Salários pagos por pessoa na operação de coleta	SpUG	25.000	100.000	\$/pessoa.ano	$SpUG = [SpUG_{mín} + (SpUG_{máx} - SpUG_{mín}) * ALEATÓRIO()] * (FCbC + FCnbC)$	\$/ano
Consumo energético da(s) unidade(s) de gerenciamento	CEUG	0,01	0,1	MWh/ano.ton	$CEUG = [CEUG_{mín} + (CEUG_{máx} - CEUG_{mín}) * ALEATÓRIO()] * (FCbC + FCnbC)$	MWh/ano
Poder Calorífico Inferior da fração biológica	PC Ib	0	30.000	kJ/kg	$PC Ib = PC Ib_{mín} + (PC Ib_{máx} - PC Ib_{mín}) * ALEATÓRIO()$	kJ/kg
Poder Calorífico Inferior da fração não biológica	PC Inb	0	30.000	kJ/kg	$PC Inb = PC Inb_{mín} + (PC Inb_{máx} - PC Inb_{mín}) * ALEATÓRIO()$	kJ/kg
Produção energética da(s) unidade(s) de gerenciamento	PEUG	-	-	-	$PEUG = ((FCbC * 0,22 * PC Ib * 0,00027768) + (FCnbC * 0,22 * PC Inb * 0,00027768)) * ALEATÓRIO()$	MWh/ano
Taxa de produção de biogás	Txb	50	200	m <sup>3</sup> /ton	$Txb = Txb_{mín} + (Txb_{máx} - Txb_{mín}) * ALEATÓRIO()$	m <sup>3</sup> /ton
Concentração de metano no biogás	MET	30	70	%	$MET = MET_{mín} + (MET_{máx} - MET_{mín}) * ALEATÓRIO()$	%
Poder Calorífico Superior do biogás	PCSb	30.000	45.000	kJ/kg	$PCSb = PCSb_{mín} + (PCSb_{máx} - PCSb_{mín}) * ALEATÓRIO()$	kJ/kg
Tarifa de energia elétrica	TEE	0,5	1	\$/kWh	$TEE = TEE_{mín} + (TEE_{máx} - TEE_{mín}) * ALEATÓRIO()$	\$/kWh
Emissões equivalentes de CO <sub>2</sub>	EEUG	f(FCbC + FCnbC)	f(FCbC + FCnbC)	tonCO <sub>2</sub> -eq/ton	$EEUG = [EEUG_{mín} + (EEUG_{máx} - EEUG_{mín}) * ALEATÓRIO()] * (FCbC + FCnbC)$	tonCO <sub>2</sub> -eq

### 7.3 CARACTERIZAÇÃO DOS CENÁRIOS EM ESTUDO

Os cenários analisados nesse estudo foram construídos de forma a atingir dois objetivos principais: validar a ferramenta elaborada através da aplicação de parâmetros extraídos diretamente de empresa responsável pela operação das etapas de coleta e gerenciamento de resíduos sólidos municipais; e, permitir a análise de diferentes estratégias de gerenciamento para o município em estudo.

A delimitação do estudo adotou como premissa a incorporação das etapas diretamente vinculadas e sob responsabilidade do município, tendo sido caracterizado um cenário inicial, ou seja, um cenário que representa a situação atual do sistema de gerenciamento, e outros dois cenários alternativos.

Para todos os cenários foram utilizados os dados históricos extraídos do Plano de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PGIRS) do município em estudo, conforme Quadro 14 e Quadro 15.

Quadro 14: Histórico populacional utilizado nos cenários.

Ano	População
2000	342.315
2007	396.723
2010	421.240
2019	500.973

Quadro 15: Geração per capita (kg/hab.ano) histórica utilizada nos cenários.

Ano	Geração per capita
2014	1,140
2015	1,193
2016	1,146
2017	1,202
2018	1,163

Também para os três cenários, o Quadro 24 mostra a composição gravimétrica utilizada.

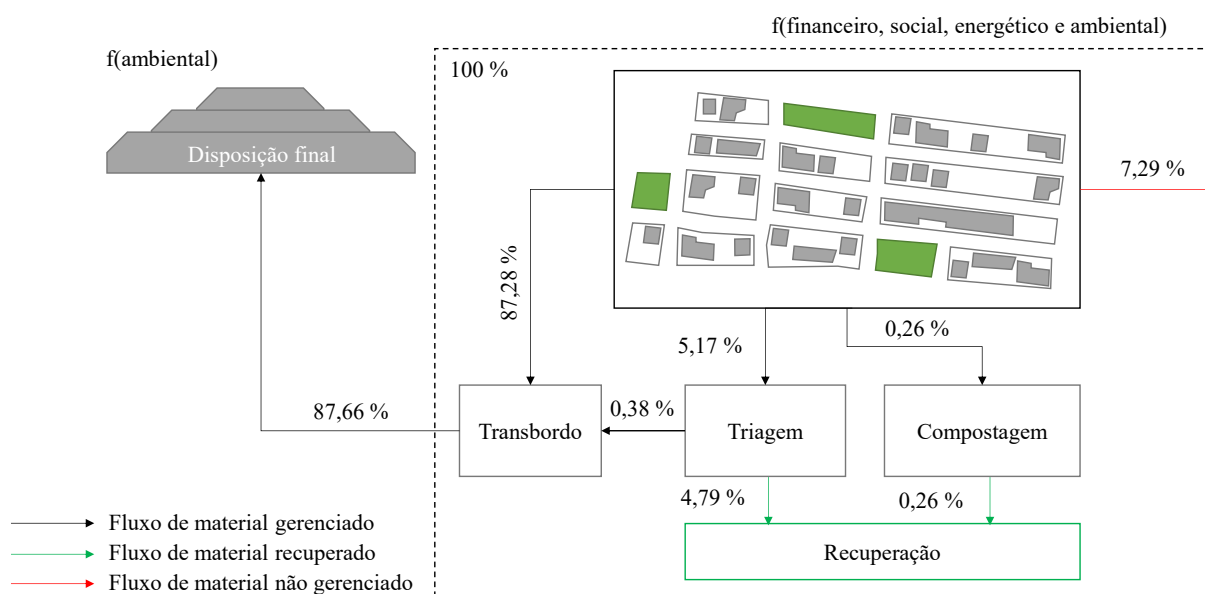
Quadro 16: Composição gravimétrica padrão utilizada para caracterizar o sistema de gerenciamento em estudo.

Frações	Padrão
Resíduos alimentares	34,79%
Papel	10,79%
Papelão	5,29%
Plásticos	18,58%
Vidro	4,19%
Metais ferrosos	1,79%
Metais não ferrosos	0,79%
Têxteis	4,29%
Sujeira, cinzas, tijolo, etc.	0,29%
Borracha	0,29%

O cenário inicial (Figura 36) é caracterizado pela existência de quatro unidades de gerenciamento: disposição final, transbordo, triagem e compostagem. Nesse cenário o material coletado, através de diferentes sistemas de coleta, é direcionado majoritariamente para a unidade de transbordo, em que recebe pequena contribuição de rejeitos de uma unidade de triagem e o material é encaminhado para disposição final. O material encaminhado para a unidade de triagem, salvo o seu rejeito, e para um pátio de compostagem são considerados como materiais recuperados, seja pela sua transformação e estabilização, seja por sua venda. Ainda, é considerada nesse cenário uma quantidade de material que não é incorporado dentro do sistema de gerenciamento analisado.

Neste cenário os aspectos financeiro, social, energético e ambiental são parametrizados para os sistemas de coleta até as unidades de gerenciamento, inclusive elas. No entanto, por ausência de informações, o transporte de material para a disposição final não pôde ser caracterizado, assim como a unidade de disposição final foi apenas parametrizada sob seus aspectos ambientais, considerando informações disponibilizadas pela literatura. A análise dessas etapas tiveram que ser simplificadas pois não estão diretamente vinculadas à gestão do município em análise.

Figura 36: Composição do sistema de gerenciamento do cenário inicial.



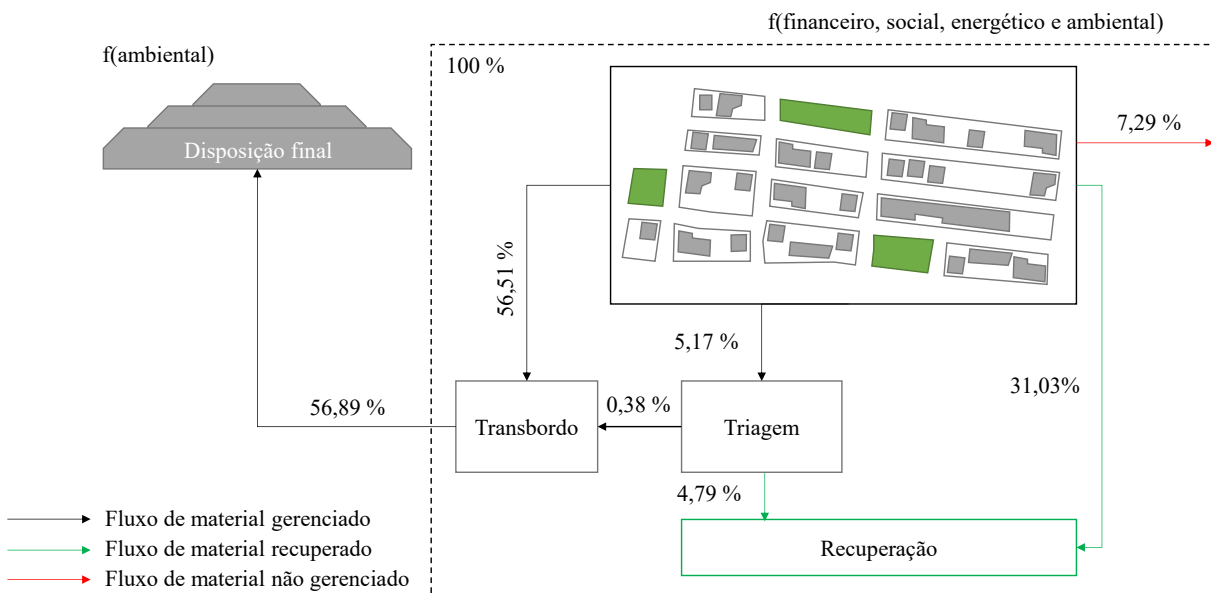
Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

O cenário 02 (Figura 37) teve como premissa uma estratégia de gerenciamento *in situ* para os resíduos sólidos alimentares, à exemplo de economias europeias e iniciativas legais nacionais. Nesse cenário, a recuperação de todo o resíduo orgânico alimentar é realizada por iniciativas na fonte, civis comunitárias ou residenciais, ou seja, não é gerenciado pelo município. Dessa forma, é removida dessa análise o pátio de compostagem anteriormente em operação. Todos os parâmetros inerentes ao gerenciamento de materiais *in situ* não foram incorporados nesse cenário.

O cenário 03 (Figura 38) possui como variação a coleta de todo o material também coletado no cenário inicial, porém, com o direcionamento do material coletado de origem carbônica orgânica a uma unidade de digestão anaeróbia e com o direcionamento da fração seca (papel, papelão e plástico) para uma unidade de recuperação energética. Neste cenário foi considerada a desativação da unidade de triagem, o que refletiu, intencionalmente, na diminuição da quantidade de material gerenciado pelo sistema, de modo que fosse possível também avaliar a influência desse parâmetro nos resultados de desempenho. Neste cenário o vidro e os metais que eram anteriormente gerenciados pela unidade de triagem passaram a compor a quantidade de materiais não gerenciados.

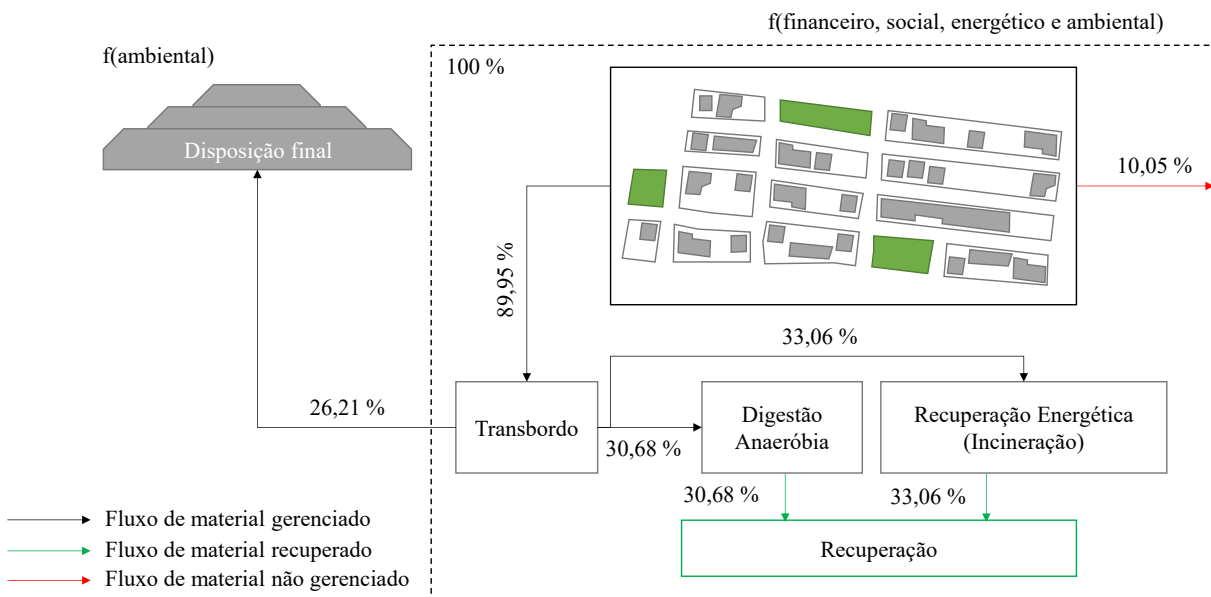
A composição gravimétrica na entrada de cada unidade de gerenciamento analisada nos três cenários é apresentada no Quadro 17. Apresenta-se o percentual de cada fração em relação ao quantitativo total que entra nas unidades.

Figura 37: Composição do sistema de gerenciamento do cenário 02.



Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Figura 38: Composição do sistema de gerenciamento do cenário 03.



Fonte: Elaborado pelo autor (2021).



Quadro 17: Composição gravimétrica na entrada de cada unidade de gerenciamento analisada.

Unidade		Transbordo	Triagem	Pátio de Compost.	Aterro Sanitário	Compost. Urbana	Digestão Anaeróbia	Incineração
Início da operação da unidade	Cenário Inicial	1990	1990	1990	1990	-	-	-
	Cenário 02					2021	-	-
	Cenário 03					-	2021	2021
Ano de encerramento da operação da unidade	Cenário Inicial	2040	2040	2040	2040	2040	2040	2040
	Cenário 02		2040	2020			2040	
	Cenário 03		2020	2020			2020	
<b>Composição gravimétrica na entrada das unidades</b>								
Resíduos alimentares		35%		100%	35%	100%	100%	
Papel		11%	15%		11%			31%
Papeloão		5%	20%		5%			14%
Plásticos		19%	11%		19%			54%
Vidro		4%	48%		4%			
Metais ferrosos		2%			2%			
Metais não ferrosos		1%	6%		1%			
Têxteis		4%			4%			
Outros		19%			19%			

Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

#### 7.4 DADOS DE ENTRADA, PROJEÇÕES E INTERPRETAÇÃO DOS RESULTADOS

Conforme já discutido, a ferramenta de avaliação de desempenho é baseada em funções determinísticas, representadas pelo estudo populacional e pela geração de resíduos sólidos domiciliares em um determinado sistema de gerenciamento de resíduos, que permite avaliar a quantidade mássica que deverá ser administrada no longo prazo, bem como em um conjunto de direcionadores (*drivers*) atribuídos a diferentes unidades de gerenciamento adotadas previamente parametrizadas que, uma vez definido o fluxo de materiais pelo usuário e sua projeção, permitem calcular o desempenho dos diferentes cenários em estudo.

Quanto às funções determinísticas, a ferramenta realiza diretamente regressões do tipo linear e não linear e projeções do tipo aritmética e geométrica para avaliar o desempenho de longo prazo do número de habitantes em uma determinada região de estudo, assim como o comportamento dessa população quanto à geração *per capita* de resíduos sólidos domiciliares e composição gravimétrica.

Dentre os dados parametrizados na ferramenta encontram-se dados primários e secundários operacionais nos atributos já discutidos, ou seja, econômico, social, energético e

ambiental. A unidade funcional adotada é a quantidade mássica administrada, ou seja, uma tonelada de material em análise.

Cada parâmetro pode apresentar uma faixa de possível desempenho para uma determinada unidade mássica administrada, a depender das informações bibliográficas disponíveis coletadas e apresentadas como resultado da Fase II deste trabalho.

No aspecto econômico são inseridas na ferramenta as estruturas de custos padrão aplicáveis às diferentes tecnologias empregadas, permitindo a identificação de valores-base para a composição dos fluxos financeiros da ferramenta.

Do mesmo modo, quanto aos demais aspectos, são identificados direcionadores que permitem estabelecer a relação entre quantidade de material administrado e, por exemplo, a mão de obra empregada em cada etapa, renda auferida, dimensionar as emissões atmosféricas, entre outros aspectos.

A busca dessas informações e dados foi realizada por consulta junto aos operadores responsáveis pela coleta e tratamento desses materiais e busca em plataforma eletrônica consagrada, notoriamente fontes como Science Direct e Scopus, bem como em sítios eletrônicos de organismos internacionais, tais como Organização das Nações Unidas (ONU), Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OECD), além de informações disponíveis por governos internacionais em seus respectivos sítios eletrônicos. Todos os parâmetros podem ser atualizados ou substituídos quando necessário durante a utilização da ferramenta, conferindo a ela um caráter flexível.

Uma vez tendo parametrizado os dados dentro da ferramenta, bem como definido os critérios de cada um dos cenários em estudo, os resultados fornecidos são através de gráficos com informações anuais, balanços e indicadores de desempenho globais.

O design da estrutura permite que o desempenho em todas as dimensões (econômico, social, energético e ambiental) seja identificado de forma global, por sistema em cada cenário, ou especificamente, por unidade de gerenciamento em cada cenário estudado. Dessa forma, é avaliado o desempenho total de um determinado cenário, de acordo com as dimensões monitoradas, bem como identificada qual etapa ou unidade está favorecendo positiva ou negativamente o desempenho diagnosticado.

A interpretação final dos resultados, além de gráficos e balanços, é realizada por meio de indicadores específicos selecionados para que possam representar as principais informações a serem analisadas em uma tomada de decisão. Entende-se que não é possível agrupar as diferentes dimensões analisadas em um único indicador, considerando-se as diferenças entre

cada um deles. A disponibilidade de indicadores-chave devem ser utilizados dessa forma, segregados, para que o tomador de decisão possa ponderar sobre os recursos disponíveis, sejam eles recursos de capital, recursos humanos ou inclusive relacionar com imposições legais que devam ser cumpridas.

Os indicadores-chave utilizados para permitir a tomada de decisão são apresentados no Quadro 18. A justificativa de utilização desse conjunto está fundamentada no levantamento dos principais trabalhos que analisam tais dimensões, os quais são detalhados no item 6.3.

Quadro 18: Indicadores-chave para a avaliação de desempenho.

Indicadores	Unidade	Descrição
<b>Balanco de massa</b>		
Índice de redução de resíduos	%	Indicador que relaciona a quantidade total de resíduos sólidos domiciliares reduzidos, seja pela estabilização, seja pela recuperação de material, com a quantidade de resíduos produzidos no sistema em análise. Sua importância está sobre a análise de desempenho do sistema em conseguir confinar e/ou recuperar os materiais e impedi-los de entrar em contato com ecossistemas naturais.
Taxa de estabilização da fração biológica	%	Indicador que relaciona a quantidade de material orgânico estabilizado pelas unidades de gerenciamento em relação à quantidade total produzida na unidade. A relevância deste indicador está sob a ótica ambiental, em que se busca medir o impacto da fração biológica.
<b>Indicadores financeiros</b>		
Receita total por massa administrada	\$/ton	Indicador que relaciona as receitas totais pela unidade funcional em análise (toneladas).
Despesas totais por massa administrada	\$/ton	Indicador que relaciona as despesas totais (CAPEX e OPEX) pela unidade funcional em análise (toneladas).
<b>Indicadores sociais</b>		
Nº de trabalhadores equiv. por ano	núm. equiv.	Indicador que representa a quantidade necessária de pessoas para a operação do sistema de gerenciamento, tanto nas etapas de coleta, quanto para a operação das unidades de gerenciamento.
Produtividade	ton/pessoa.ano	Indicador que mensura a produtividade, ou seja, a capacidade laboral para cada sistema analisado, expressado em quantidade de material gerenciado por pessoa a cada ano.
Renda por pessoa	\$/pessoa.ano	Indicador que mensura a remuneração anual por pessoa de cada sistema em análise.
Renda por pessoa e tonelada	\$/pessoa.ton.ano	Indicador que mensura a remuneração anual por pessoa e por tonelada de cada sistema em análise.
Renda por pessoa e hora produtiva	\$/hprodutiva.p	Indicador que mensura a remuneração anual por pessoa por hora trabalhada em cada sistema em análise.
<b>Indicadores energéticos</b>		
Consumo energético por massa	kWh/ton	Indicador que relaciona o consumo energético pela unidade funcional em análise (toneladas).
Produção energética por massa	kWh/ton	Indicador que relaciona a produção energético pela unidade funcional em análise (toneladas).
<b>Indicadores ambientais</b>		
Taxa de emissão de CO <sub>2</sub> equiv	kgCO <sub>2</sub> e/ton	Indicador que relaciona a emissão de dióxido de carbono equivalente pela unidade funcional em análise (toneladas).
Índice lixo zero	%	Indicador que expressa a eficiência dos sistemas em reduzir a zero a quantidade de resíduos gerados nos sistemas, ou seja, relaciona a quantidade de matérias especificamente recuperados por vias de tratamento que façam a reinserção dos materiais e não direcionem para disposição final.

## 8 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Durante a avaliação de desempenho de um determinado sistema de gerenciamento de resíduos sólidos devem ser identificados e caracterizados os seus aspectos operacionais. Assim, é possível parametrizar, interpretar e analisar criticamente um conjunto de resultados para apoiar na tomada de decisão em uma escolha entre alternativas iniciais ou durante a correção de tendências indesejadas.

Nesta seção dedica-se espaço para apresentar os resultados obtidos inicialmente no levantamento das etapas operacionais utilizadas para o gerenciamento de resíduos sólidos domiciliares, em que são descritas as técnicas utilizadas desde o acondicionamento, até o tratamento e a disposição final, ou seja, apresenta-se uma discussão sobre os aspectos gerais da gestão de resíduos sólidos domiciliares.

Abordam-se ainda as diferentes ferramentas disponíveis para avaliação de desempenho dos sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos domiciliares, fornecendo um panorama geral sobre o tema e, ao final, reportam-se os principais atributos sociais, ambientais e econômicos monitorados nos sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos domiciliares, os quais são utilizados como fundamento da ferramenta TOTAL waste.

Baseados nessas informações, apresentam-se os resultados sobre a construção da ferramenta e seus detalhes técnicos, assim como apresentam-se os resultados obtidos sobre a sua aplicação nos cenários detalhados na metodologia desta pesquisa.

Quanto ao desenvolvimento da ferramenta, discute-se inicialmente seu conceito teórico, suas construções técnicas e em seguida são detalhadas suas interfaces e os direcionadores (*drivers*) utilizados para cada espécie de unidade de processamento disponibilizada pela ferramenta. Ao final, são apresentados os indicadores de desempenho monitorados pela ferramenta e o modo operacional de visualização dessas informações.

Em seguida, apresentam-se os atributos de entrada que compuseram os cenários analisados e são discutidos os seus resultados, de modo a responder as hipóteses levantadas e buscar uma recomendação sobre os sistemas de gerenciamento a serem impulsionados em escala regional.

## 8.1 TOTAL WASTE: FERRAMENTA DE AVALIAÇÃO DE DESEMPENHO

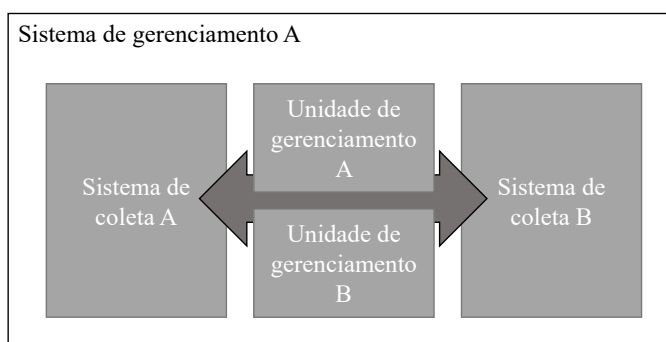
### 8.1.1 Fundamentação teórica da ferramenta de avaliação de desempenho

A ferramenta desenvolvida neste trabalho, denominada de TOTAL waste, tem como princípio a modelagem do fluxo de resíduos decorrentes da cadeia de gerenciamento adotada em uma unidade de planejamento em estudo, seja ela municipal ou regional, e a mensuração de seus indicadores de desempenho decorrentes.

Nesta unidade de planejamento pressupõe-se a existência de uma determinada população e sua projeção futura, diferentes unidades (etapas) de gerenciamento de resíduos sólidos domiciliares (tratamento e/ou disposição final) e um conjunto de sistemas de coleta de resíduos sólidos. A união desses elementos compõe um sistema de gerenciamento de resíduos sólidos domiciliares, sendo o conjunto de diferentes sistemas de gerenciamento uma unidade de planejamento, essa última levada como referência ao apresentar os resultados de saída pela ferramenta.

A Figura 39 apresenta um exemplo de um esquema de composição de um sistema de gerenciamento. Nesse caso, é possível perceber um sistema de coleta A, por exemplo, coleta diurna convencional, e um sistema de coleta B, por exemplo, coleta noturna convencional; duas unidades de gerenciamento para atender a esses sistemas, as quais unidas criam um sistema de gerenciamento de resíduos sólidos convencionais. A unidade de planejamento pode ser interpretada como a junção de um segundo sistema de gerenciamento, dessa vez dedicado à coleta seletiva, por exemplo, ou uma outra região de interesse de um mesmo município ou não.

Figura 39: Esquema da composição um sistema de gerenciamento.



Cada componente de um sistema de gerenciamento é caracterizado segundo informações econômicas, sociais, energéticas e ambientais previamente parametrizadas na ferramenta ou configuradas pelo usuário.

A ferramenta é dividida em etapas de alimentação de dados e caracterização da unidade de planejamento, integradas entre si, cada qual com informações específicas. Inicialmente são caracterizados atributos relacionados aos índices de geração de resíduos sólidos domiciliares, sua composição gravimétrica, população em estudo, bem como suas projeções. A ferramenta está parametrizada para um horizonte de análise padrão de 20 anos.

As projeções são realizadas através de funções determinísticas, quando disponíveis os dados históricos, ou são identificadas manualmente, podendo ser tomado como referência, por exemplo, a tendência projetada ou definições normativas, essa última estabelecida por meio de condições legais e inseridas diretamente pelo usuário.

Uma vez inseridos os atributos relacionados à geração, define-se a composição gravimétrica dos resíduos gerenciados e suas projeções caso haja alteração de longo prazo. São definidas as unidades de gerenciamento que operam dentro do sistema de gerenciamento, assim como os sistemas de coleta.

Assume-se que a unidade de planejamento já possui estratégia de logística estabelecida, onde não se interessa em determinar se ela se mostra eficiente ou não, aqui o objetivo é caracterizar as rotas e atribuir parâmetros vinculados, tais como extensão da coleta, tempo de transporte, espécie (diferenciada ou indiferenciada) e técnica de coleta (porta a porta, ponto a ponto, manual).

Até aqui, para melhor detalhamento da ferramenta, demonstra-se de modo exemplificativo na Figura 40 uma unidade de planejamento onde consta em operação uma unidade de triagem, uma unidade de transbordo, uma unidade de disposição final (aterro sanitário), dois sistemas de coleta (indiferenciada com sistema porta a porta e ponto em ponto e diferenciada com sistema porta a porta) e um sistema de transporte.

Nessa unidade de planejamento a coleta indiferenciada realiza a operação em duas etapas, inicialmente em uma determinada área pelo método porta a porta e em seguida em uma segunda área pelo método ponto em ponto, onde procede a coleta em apenas dois pontos de entrega (Figura 41). Entre um método e outro há o transbordo dos resíduos sólidos domiciliares em unidade específica, onde o material acumulado é transportado posteriormente para disposição final. As duas etapas compõem um sistema de coleta ( $j_1$ ) nesse exemplo.

Figura 40: Cenário exemplificativo de uma unidade de planejamento.

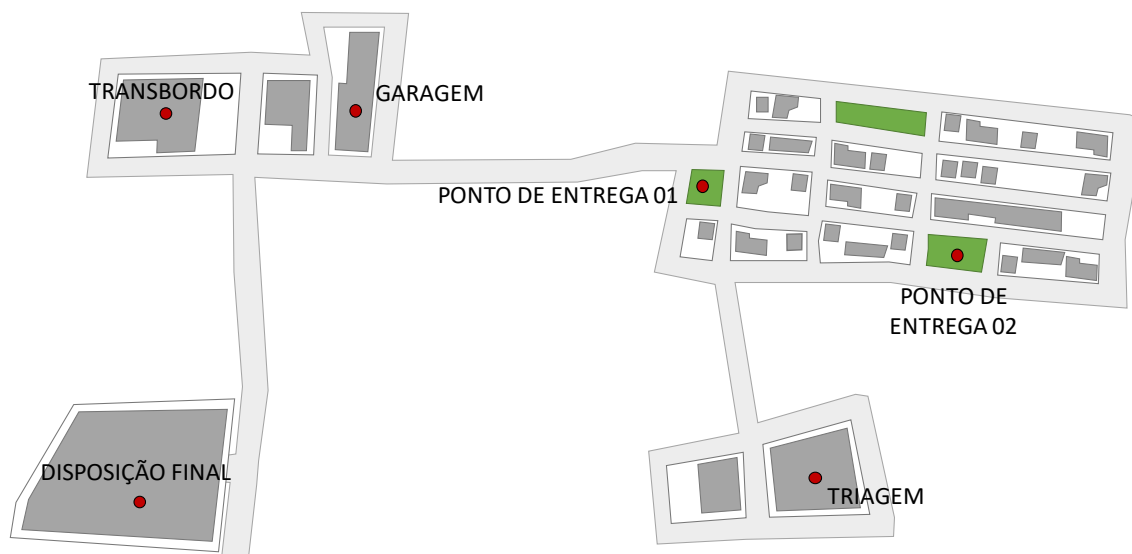
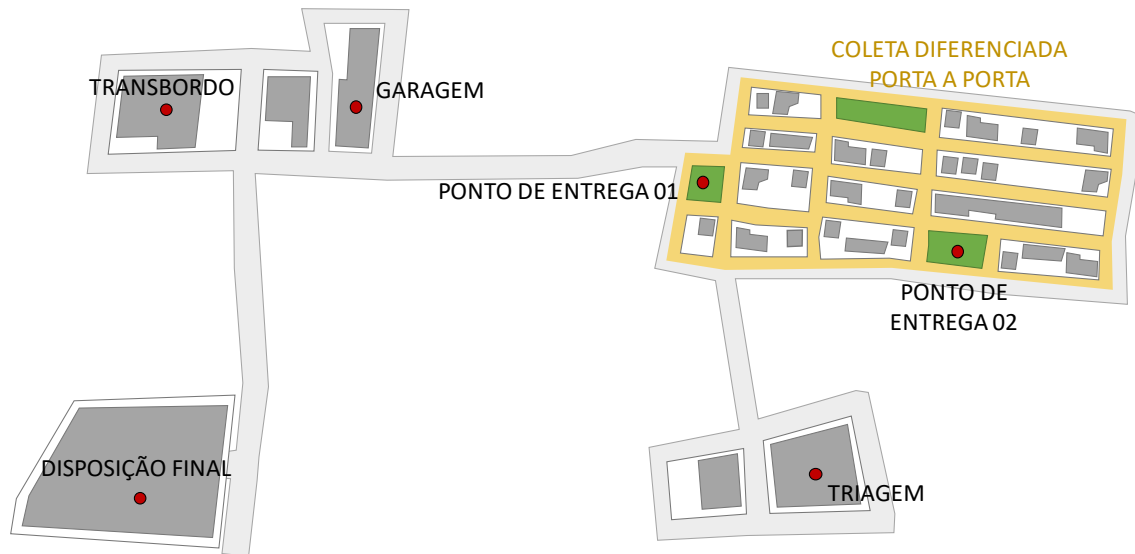


Figura 41: Etapa de coleta indiferenciada com modelo porta a porta e ponto em ponto ( $j_1$ ).



Ao mesmo tempo na unidade de planejamento exemplificada ocorre o gerenciamento de materiais diferenciados (recicláveis), contando com coleta porta a porta específica (Figura 42). Assume-se aqui, como simplificação, que todo o material coletado nessa etapa é encaminhado para triagem e permanece nessa unidade. No exemplo, assume-se essa etapa como um segundo sistema de coleta ( $j_2$ ).

Figura 42: Etapa de coleta diferenciada com modelo exclusivamente porta a porta ( $j_2$ ).



Para a descrição do sistema de coleta e transporte, o usuário deve caracterizar no modelo os trechos percorridos (i), segundo sua extensão total, velocidade média percorrida, massa movimentada pelos diferentes trechos, dentre outros fatores. Cada trecho (i), quando somados pela ferramenta, refletirão o desempenho da unidade de planejamento sobre tais etapas.

Esses trechos inserem-se em um sistema de coleta que igualmente têm vinculado características sobre o número de agentes envolvidos na coleta, bem como seus vencimentos e encargos, depreciação dos veículos utilizados e suas despesas operacionais.

Assim, a ferramenta dimensiona os custos operacionais da coleta e do transporte, relaciona o consumo de combustíveis com as emissões ambientais e com o consumo energético, identifica a mão de obra envolvida e ao final é mostrado o resultado global do sistema de coleta analisado.

Esse desempenho é convertido em um conjunto de direcionadores (*drivers*) globais do sistema de coleta do ano de referência em estudo, que serão utilizados como referência, junto com os dados de crescimento populacional, para que a ferramenta possa avaliar o desempenho de longo prazo, ou seja, adotam-se os resultados relacionados à massa de resíduos gerenciada e se faz relação direta com a projeção de resíduos sólidos a ser gerenciado ao longo do período analisado. A ferramenta permite igualmente que informações de longo prazo, como extensão dos trechos, sejam lançadas manualmente pelo usuário.

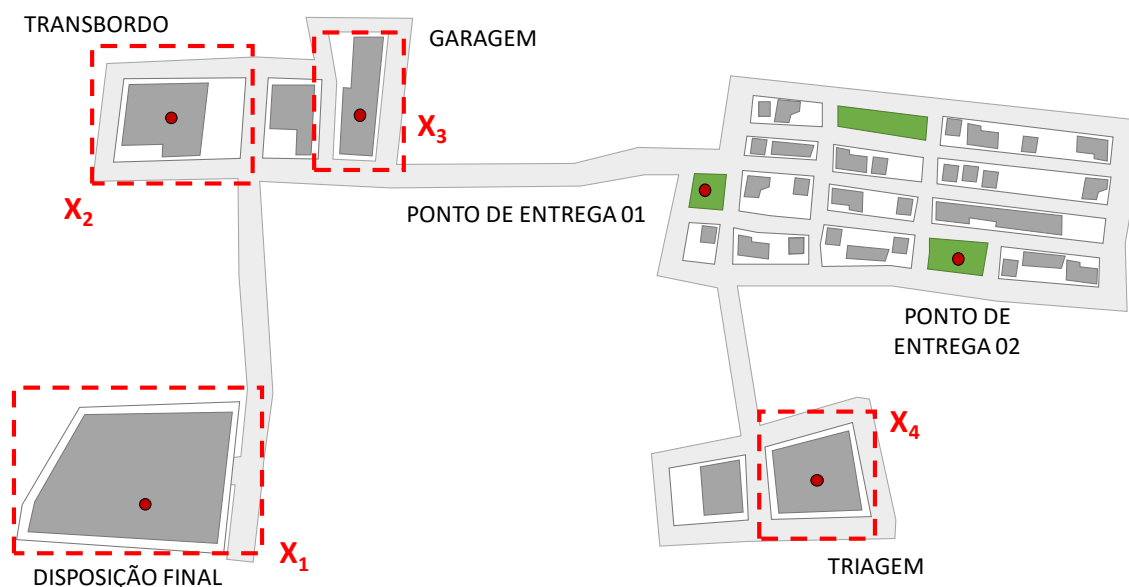


Com a caracterização da etapa de acondicionamento, coleta e transporte por sistema (j), as unidades de gerenciamento (x) são igualmente parametrizadas no modelo para que ao final possa ser identificado o desempenho global da unidade de planejamento.

Um número indefinido de unidades de gerenciamento (transbordo, triagem, tratamento, disposição final), denominadas por x (Figura 43), podem ser inseridas e cada uma delas são caracterizadas com informações econômicas, sociais, energéticas e ambientais, algumas delas obtidas pelo levantamento dos atributos operacionais desta pesquisa e disponibilizadas pela ferramenta e outras de forma manual, adotando-se a massa gerenciada como unidade funcional. Ao usuário cabe a definição do fluxo mássico de entrada e de saída da unidade.

O modelo assume que cada unidade absorverá um custo operacional, um conjunto de agentes operacionais, um consumo específico e/ou geração energética, de acordo com o balanço de massa ocorrido entre cada unidade de gerenciamento (x) e esses com os sistemas de coleta (j).

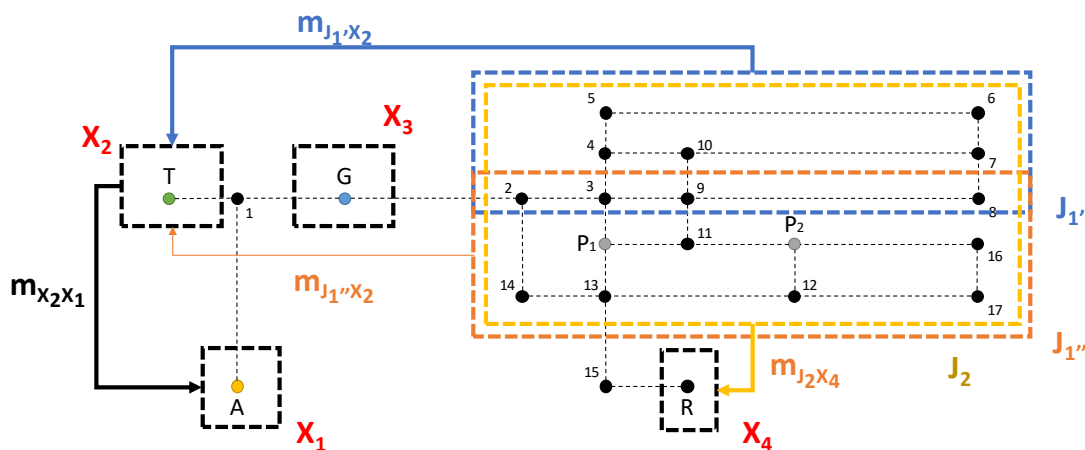
Figura 43: Representação das unidades de gerenciamento de resíduos (x).



Assim, o modelo se resume na caracterização de diferentes sistemas de coleta (j), cada qual com seus trechos específicos (i), os quais terão suas massas assimiladas por diferentes unidades de gerenciamento (x), que poderão interagir entre si em uma unidade de planejamento.

A Figura 44 mostra em resumo o modelo teórico adotado no exemplo levantado. Do exposto, encontram-se dois sistemas de coleta e transporte ( $j_1$  e  $j_2$ ), sendo um deles segregados em duas etapas ( $j_1'$  e  $j_1''$ ). O sistema de coleta e transporte  $j_1$  encaminha os resíduos coletados para a unidade de gerenciamento  $x_2$  (transbordo) e essa por sua vez encaminha para a unidade  $x_1$  (aterro sanitário). O sistema de coleta e transporte  $j_2$  encaminha toda a massa coletada para a unidade de gerenciamento  $x_4$ . Unidades que não recebem fluxo de material, tal como a unidade de gerenciamento  $x_3$  (garagem), também pode ser incorporada dentro da unidade de planejamento, já que irá absorver informações econômicas, sociais, energéticas e ambientais decorrentes das etapas modeladas e influenciar no desempenho da unidade de planejamento em análise.

Figura 44: Balanço de massa e assimilação de atributos econômicos, sociais e ambientais em uma unidade de planejamento.

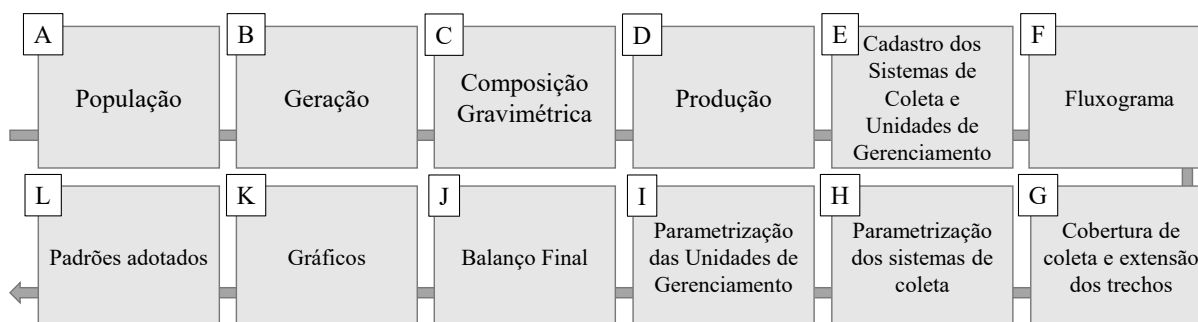


### 8.1.2 Etapas de alimentação e utilização da ferramenta

A alimentação e a utilização da ferramenta é realizada em etapas sequenciais, conforme apresentada na Figura 45. Inicialmente o usuário deve delimitar o escopo da avaliação, ou seja, identificar a unidade de planejamento desejada, representada por uma região geográfica que terá como premissa informações relacionadas à população (Etapa A), sua geração per capita (Etapa B) e composição gravimétrica (Etapa C). Todas essas informações devem ser alimentadas para a identificação da situação atual da unidade de planejamento. Cada uma dessas informações são projetadas pela ferramenta para os próximos 20 anos. São

apresentados os resultados de produção de cada fração ao longo dos anos para verificação inicial dos primeiros resultados obtidos (Etapa D). Todos os dados podem ser revisados a qualquer tempo. As telas da ferramenta de cada uma dessas etapas são apresentadas no Apêndice B.

Figura 45: Etapas de alimentação e utilização da ferramenta.



Na sequência (Etapa F) o usuário deve cadastrar as unidades de gerenciamento que são utilizadas atualmente dentro da unidade de planejamento e aquelas unidades futuras a serem estudadas. Nesta etapa são caracterizados os trechos (extensão, massa movimentada, velocidade, consumo de combustível) e identificado o balanço de massa, ou seja, a quantidade de material que é transportado entre as unidades de gerenciamento em operação atual. Também são caracterizadas informações financeiras e mão-de-obra empregada em cada sistema de coleta.

Para a verificação dessas informações, a ferramenta apresenta um fluxograma (Etapa F), onde é apresentado o balanço de massa entre as espécies de unidades de gerenciamento cadastradas.

A etapa seguinte (Etapa G) permite ao usuário identificar informações resumidas sobre extensão das rotas percorridas e massa total coletada. Também, poderá indicar esses dados no longo prazo. Junto a essa etapa, a Etapa H passa a indicar um conjunto de parâmetros já calculados com base nas informações lançadas até então ou, na ausência delas, através de parâmetros padrão, ou seja, despesas por massa coletada, número de trabalhadores por massa coletada, consumo energético por massa coletada e emissões de dióxido de carbono por massa coletada.

Todas essas informações são replicadas automaticamente ao longo dos próximos anos para estimar os valores absolutos anuais nos próximos 20 anos ou podem ser editados pelo usuário para avaliar uma eventual mudança operacional a ser adotada.

A partir da Etapa I, cada unidade de gerenciamento cadastrada na Etapa E deve ser detalhada. O usuário deve preencher informações chave que permitam identificar, por exemplo, a capacidade máxima de processamento da unidade, sua composição gravimétrica de entrada e saída, número de trabalhadores, consumo energético, entre outras informações. Alguns dados são parametrizados automaticamente de acordo com a quantidade mássica operacional da unidade, podendo ser editáveis.

Uma vez a Etapa I tendo sido concluída, os resultados já estão prontos e são apresentados na Etapa J por meio de tabelas e na Etapa K por meio de gráficos. São apresentadas informações como: despesas, consumo energético, número de trabalhadores, emissões de dióxido de carbono, entre outros. Cada uma dessas etapas são descritas de forma detalhada nos itens a seguir. O Apêndice B traz todas as telas da ferramenta que refletem essas etapas.

#### ***8.1.2.1 Etapa A: Delimitação e caracterização populacional da unidade de planejamento***

Inicialmente o usuário deve identificar determinados aspectos que possam caracterizar a evolução populacional esperada dentro da unidade de planejamento ao longo dos próximos 20 anos, seja por meio de funções determinísticas, seja pela inserção manual dos dados.

Na primeira etapa de alimentação de dados da ferramenta o usuário poderá indicar a adoção de método “manual” (Figura 46) ou “estatístico” (Figura 47). No primeiro caso deverá ser indicado o ano de referência e indicada a população desse mesmo ano. O usuário poderá optar em indicar a população em todos os próximos anos ou em anos específicos, onde a ferramenta irá interpolar a população entre um ano e outro informado. No segundo caso, o usuário deverá indicar preferencialmente 5 (cinco) dados históricos disponíveis para a unidade de planejamento.

Uma vez lançadas essas informações a ferramenta realiza automaticamente 6 (seis) funções, são elas: linear, polinomial, logarítmica, aritmética e geométrica. Por padrão, de forma simplificada, é adotada a “melhor curva” de acordo com o coeficiente de determinação ( $R^2$ ) mais próximo de 1, calculado sobre os valores históricos e os dados de cada função obtida. O usuário poderá também selecionar manualmente a função desejada para o seu estudo. Para ambos os métodos, na medida que as informações são lançadas, um gráfico é construído.

Figura 46: Layout de caracterização da evolução populacional segundo método “manual”.

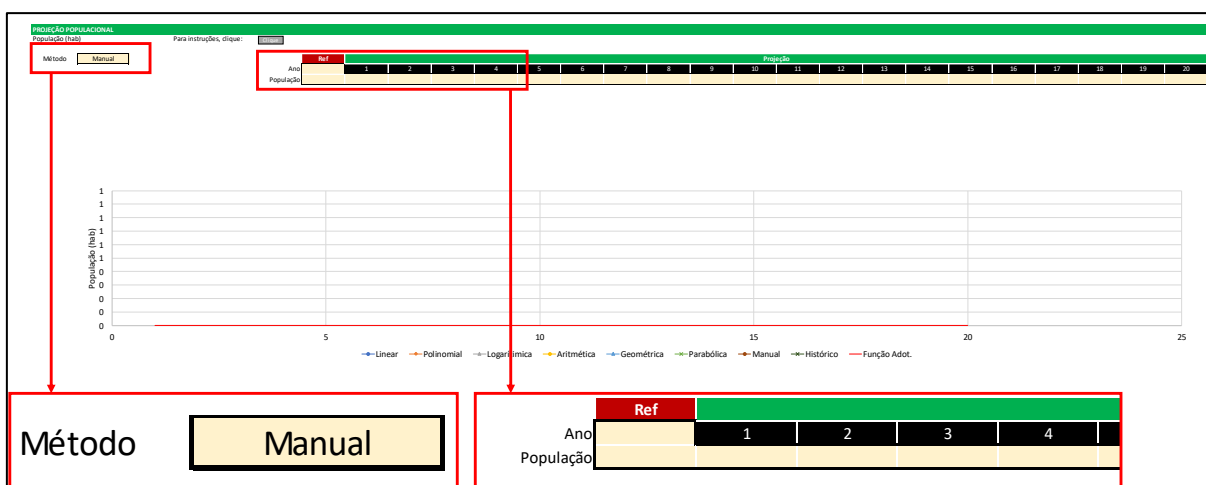
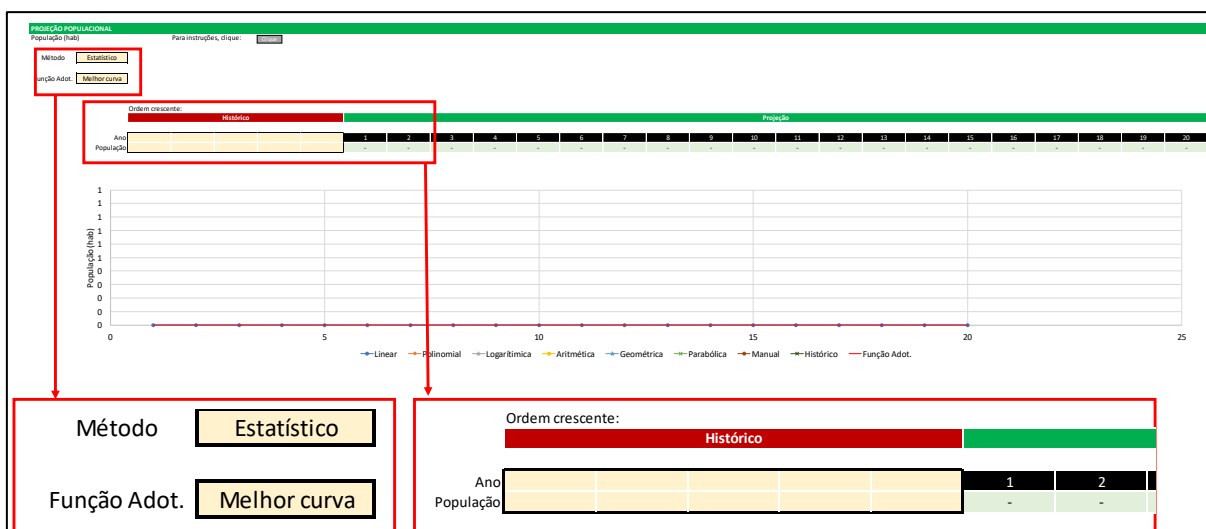


Figura 47: Layout de caracterização da evolução populacional segundo método “estatístico”.



### 8.1.2.2 Etapa B: Caracterização mássica da unidade de planejamento

Uma vez definida a população relativa à unidade de planejamento, procedimento análogo é realizado para a caracterização da geração per capita. Em etapa seguinte, a ferramenta permite igualmente a identificação manual desse parâmetro ou a sua definição de modo automático (estatístico). As mesmas opções e regras aplicáveis à caracterização são aplicadas

para a geração per capita, tanto sob modo “manual” (Figura 48), quanto sob modo “estatístico” (Figura 49).

Figura 48: Layout de caracterização da evolução da geração per capita segundo método “manual”.

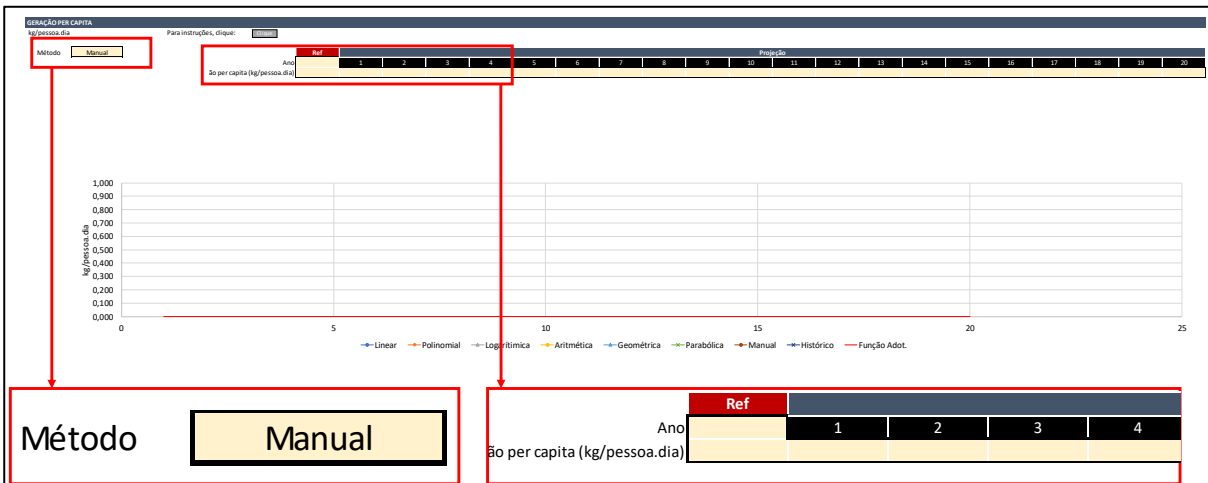
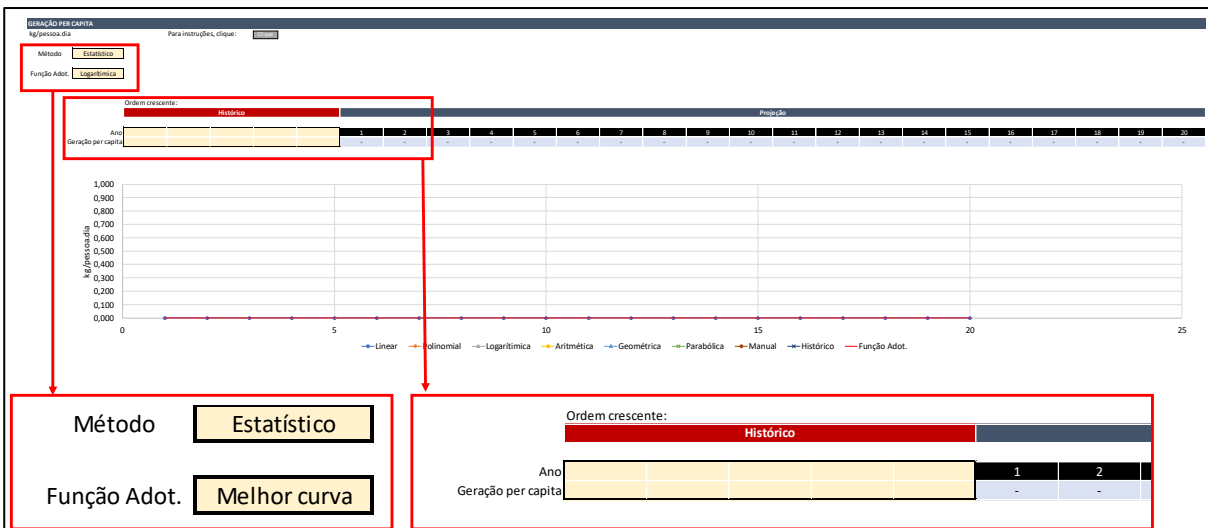


Figura 49: Layout de caracterização da evolução da geração per capita segundo método “estatístico”.



### 8.1.2.3 Etapa C: Composição gravimétrica da unidade de planejamento

A caracterização da composição gravimétrica da unidade de planejamento permite ao usuário delimitar as espécies de resíduos que serão tomadas no estudo desejado. Nesta etapa deve-se indicar o ano da composição gravimétrica (Figura 50). A ferramenta realiza o

cruzamento dessa informação com aquelas já lançadas anteriormente relacionadas à população e à geração per capita para o cálculo da quantidade total de cada fração por ano. Isso permite que sejam utilizadas informações com datas referenciais distintas.

Para cada fração lançada o usuário deverá dar um nome a seu critério (por exemplo, papel, plástico, vidro, etc.) e deverá manualmente indicar, para cada uma delas, se sua origem carbônica é biológica ou não biológica. Essa informação será utilizada como um dos resultados de desempenho quanto à eficiência de estabilização da quantidade de carbono de origem biológica da unidade de planejamento. Poderão ser adicionadas quantas frações forem desejadas.

Em seguida, no campo “método” (Figura 50), deverá ser indicada a maneira como se dará a definição da composição gravimétrica ao longo dos próximos anos. São três opções: (a) padrão, onde um valor adotado se repete para todos os anos; (b) manual, onde o usuário deverá indicar manualmente a composição gravimétrica ao longo dos próximos anos; e, (c) previsão, onde se indica uma série histórica e a ferramenta irá realizar automaticamente as projeções baseadas nas funções determinísticas já apresentadas nas Etapas A e B.

Figura 50: Etapa de caracterização da composição gravimétrica da unidade de planejamento.

The screenshot displays the 'COMPOSIÇÃO GRAVIMÉTRICA' interface. At the top, there is a header with the title and a 'Para introduções, clique:' button. Below this, there is a table with columns for 'Frações', 'Origem carbônica', 'Padrão', and 'Método'. To the right of this table is a 'Projeção adotada' table with columns numbered 1 to 20. Below the 'Projeção adotada' table is a 'TOTAL' row with values of 100.00% for each year. At the bottom of the interface, there are several input fields: 'Ano da composição gravimétrica:', 'Frações', 'Origem carbônica', 'Padrão', and 'Método'. Red boxes and arrows highlight these input areas.

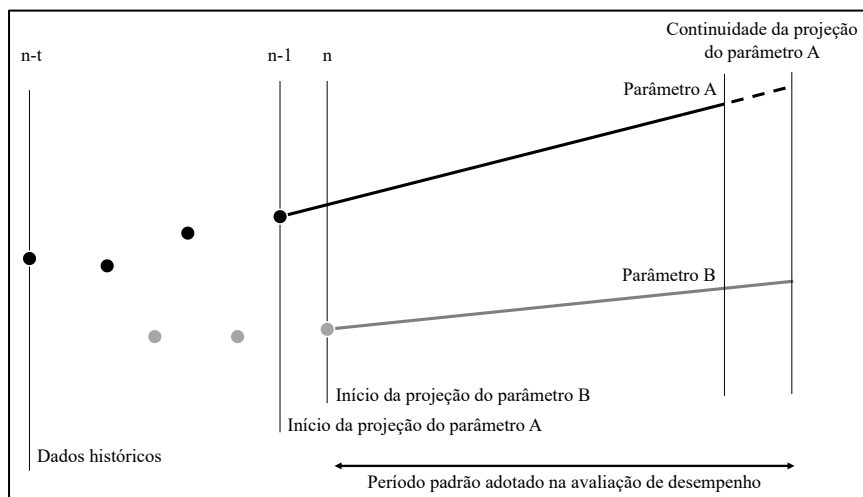
#### 8.1.2.4 Etapa D: Resumo da produção total esperada nos próximos anos

Nesta etapa, a ferramenta cruza as informações lançadas até aqui, de acordo com os anos de referência de cada uma delas e apresenta o resultado anual de cada fração a ser estudada na unidade de planejamento para os próximos 20 anos.

O início da contagem da projeção, assim como todos os próximos resultados que são apresentados pela ferramenta tem início no ano seguinte à data de referência mais recente lançadas nas etapas anteriores. Ou seja, caso os últimos dados históricos da população sejam no ano “n” e os dados históricos da geração per capita seja “n-1”, a projeção irá iniciar em “n+1”.

Dessa forma, para equalizar as informações em uma mesma base de tempo, caso determinado parâmetro tenha sua projeção finalizada antes de outro, a ferramenta dá continuidade sobre a função adotada, ou, no caso de informações manuais, realiza uma projeção linear. A Figura 51 mostra a regra adotada entre a evolução populacional e a geração per capita. Para a composição gravimétrica, a regra é manter constante o último dado disponível para evitar composições negativas ou somas que ultrapassem a quantidade total gerada na unidade de planejamento.

Figura 51: Equalização temporal entre os parâmetros para identificação da produção mássica total.



#### 8.1.2.5 Etapa E: Cadastro dos Sistemas de Coleta e Unidades de Gerenciamento

Uma vez realizada a caracterização da massa total gerada na unidade de gerenciamento, na Etapa E devem ser cadastrados os sistemas de coleta e as unidades de gerenciamento que estão operando ou que se pretende analisar em cenários distintos do atual.



Inicialmente, quando do cadastro das unidades de gerenciamento, deve-se indicar a espécie da unidade (Figura 52): disposição final, transbordo, tratamento térmico, tratamento biológico, tratamento misto, triagem, unidade administrativa ou unidade logística. Tais espécies foram classificadas dessa forma entendendo-se ser as principais unidades encontradas na operação dos sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos.

Uma vez definida a espécie, o usuário deve dar um nome aleatório para cada unidade cadastrada, a título de distinção caso haja mais de uma unidade de mesma espécie. Nessa fase, ainda é necessário identificar se existe alguma quantidade mássica que entra ou sai da unidade de forma direta. Como forma direta entende-se aquela que é realizada por meio de terceiros ou outra forma não contabilizada pelos sistemas de coleta lançados no estudo.

Figura 52: Cadastro das unidades de gerenciamento e lançamento das entradas e saídas diretas.

Unidades de Gerenciamento		Balanco de Massa (Resultado)				
Cadastrar		Entrada		Saída (ton/ano)		Balanco
Clique para cadastrar a unidade + informações		Rotas de coleta	Direta	Rotas de coleta	Direta ou Valorização	
Tipo	Nome	ton/ano	ton/ano	ton/ano	+ informações	ton/ano
		0		0		0
		0		0		0
		0		0		0
		0		0		0
		0		0		0
		0		0		0

Paralelamente ao cadastro das unidades de gerenciamento, devem ser cadastrados os sistemas de coleta, indicando um nome aleatório (Figura 53). Também, para cada sistema de coleta, devem ser identificadas as seguintes informações: despesas operacionais, depreciação, proventos da(s) equipe(s) de coleta, setor (formal ou informal) e número de pessoas que atuam em cada sistema de coleta.

Figura 53: Cadastro dos sistemas de coleta e seus aspectos financeiros e sociais.

Sistemas de Coleta	Aspectos Financeiros			Aspectos Sociais	
	Despesas operacionais (OPEX)	Depreciação de investimentos	Proventos da(s) equipe(s) de coleta	Setor	Número de pessoas envolvidas na(s) equipe(s) de coleta
Nome	S/ano	S/ano	S/ano		

Uma vez cadastrados os sistemas, dá-se prosseguimento ao cadastro das rotas que compõem cada um dos sistemas de coleta (Figura 54). Atribui-se um nome específico aleatório

e também é possível incluir as coordenadas geográficas de cada ponto de parada para a coleta (não obrigatório). Caso lançadas as coordenadas, a ferramenta irá sincronizar essas informações junto à plataforma Google Maps através de API (*Application Programming Interface*) e identificar a extensão do trajeto de acordo com o modo de deslocamento indicado (Figura 55). São 3 (três) opções para identificação do modo de deslocamento: a pé, bicicleta ou veicular.

Figura 54: Cadastro das rotas de coleta.

Rotas de Coleta		
Nome	Coord. Geográficas dos pontos de coleta	Tabular
	+ Informações	

Caso não estejam disponíveis as coordenadas geográficas dos pontos de coleta, esse campo poderá ser mantido em branco, porém o usuário deverá lançar manualmente a extensão de cada rota de coleta (Figura 55). Também, para cada rota de coleta, devem ser apresentadas as seguintes informações: (a) sistema de coleta que faz parte, com referência sobre aqueles previamente cadastrados; (b) espécie da coleta, ou seja, coleta diferenciada ou indiferenciada; (c) técnica de coleta, ou seja, coleta porta a porta veicular, coleta ponto a ponto veicular, coleta manual autônoma ou deslocamento sem coleta; (d) modo de deslocamento (apenas se as coordenadas geográficas forem identificadas); (e) extensão total da rota; (f) número de deslocamentos por ano; e, (g) velocidade média.

Figura 55: Informações gerais para cada rota de coleta cadastrada.

Caracterização geral							
Sistema de Coleta	Espécie da coleta	Técnica de coleta	Modo de deslocamento	Extensão total da rota	Deslocamentos por ano	Km Total	Velocidade média da rota
				km			km/ano
			+ Informações	+ Informações	nº/ano	km/ano	km/h
						0	
						0	
						0	
						0	

Também, para cada rota de coleta deve-se indicar seu ponto de origem e seu ponto final, assim como a massa transportada (Figura 56). Tais pontos estão referenciados às unidades

de gerenciamento cadastradas. Quando se trata de uma operação de coleta, e não de transporte, o ponto inicial não precisa ser preenchido nessa etapa.

Figura 56: Informações mássicas para cada rota de coleta cadastrada.

Balanco de Massa		
Ponto inicial	Ponto final	Massa movimentada
-	-	ton/ano
-	-	
-	-	
-	-	
-	-	
-	-	

Informações energéticas (Figura 57) e ambientais (Figura 58) também são requisitadas para cada rota de coleta. Para o primeiro, deve-se indicar: (a) o tipo de combustível utilizado (diesel, gás natural, gasolina ou energia elétrica), onde a ferramenta irá correlacionar com padrões equivalentes energéticos em kWh; e (b) autonomia. Já no segundo, a ferramenta irá tomar o consumo de combustível e correlacioná-lo com a quantidade equivalente de emissões de dióxido de carbono. O usuário também poderá acrescentar manualmente outros quantitativos ambientais não incorporados automaticamente pela ferramenta. Todos os padrões de equivalência são apresentados em campo específico, tomados em referências bibliográficas já parametrizadas na ferramenta (ver Etapa L).

Figura 57: Informações energéticas para cada rota de coleta cadastrada.

Aspectos Energéticos				
Tipo de combustível	Autonomia	Consumo de combustível	Consumo de eletricidade	Consumo energético total
				kWh/ano
-		0,00	0 -	0,00
-		0,00	0 -	0,00
-		0,00	0 -	0,00
-		0,00	0 -	0,00
-		0,00	0 -	0,00

Figura 58: Informações ambientais para cada rota de coleta cadastrada.

Aspectos Ambientais		
Emissões de CO2		
Emissões diretas	Outras emissões equivalentes	Total
tCO2/ano	tCO2e/ano	tCO2e/ano
0,00		0,00
0,00		0,00
0,00		0,00
0,00		0,00
0,00		0,00

### 8.1.2.6 Etapa F: Fluxograma

Para avaliar se o lançamento das informações até este ponto estão sendo lançadas de forma correta, a ferramenta disponibiliza um fluxograma de situação atual, onde identifica o fluxo de resíduos entre as espécies de unidades, ou seja, disposição final, transbordo, tratamento térmico, tratamento biológico, tratamento misto, triagem, unidade administrativa ou unidade logística do ano relativo ao lançamento de dados da Etapa E. Também, são identificados os quantitativos que entram na unidade de planejamento de forma direta e eventuais quantidades que são retidas (estocadas) em cada espécie de tratamento.

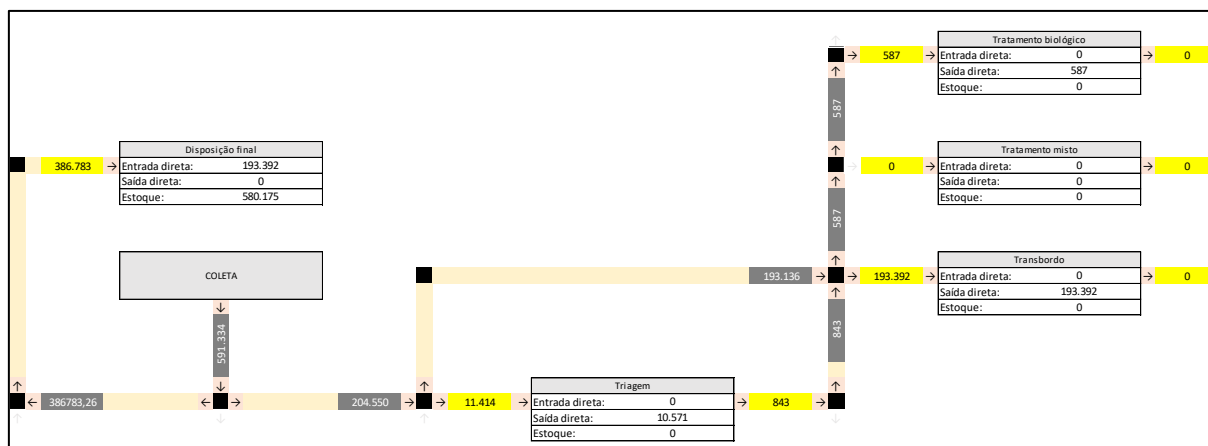
A Figura 59 mostra um exemplo de uma unidade de gerenciamento, a quantidade de entrada e saída, bem como as entradas e saídas diretas e o estoque resultante dessa unidade.

Figura 59: Balanço mássico (entrada e saída) em uma espécie de tratamento.

		Espécie de tratamento		
0	→	Entrada direta:	0	→ 0
		Saída direta:	0	
		Estoque:	0	

O fluxograma também identifica a ligação entre cada espécie de tratamento e a quantidade mássica de cada fluxo. A Figura 60 apresenta um exemplo de um fluxograma onde uma quantidade mássica é coletada e uma fração é encaminhada diretamente para disposição final e outra para unidade de triagem; dessa unidade a massa é direcionada entre tratamento térmico, tratamento biológico e transbordo, de onde é transformada ou removida diretamente.

Figura 60: Exemplo de um fluxograma apresentado pela ferramenta.



### 8.1.2.7 Etapa G: Cobertura de coleta e extensão dos trechos

Na Etapa G, deverá ser identificada a extensão total percorrida e a massa total movimentada por cada espécie e técnica de coleta nos próximos anos de avaliação. Também, é preciso identificar como se dá a partição entre o setor formal e informal de cada uma dessas informações (Figura 61 e Figura 62).

O usuário, a título de avaliação de novos cenários, poderá indicar para os próximos anos outra partição de formalidade, velocidade média de cada técnica de coleta e igualmente indicar variação da extensão percorrida ao longo dos anos. A prospecção da extensão de rota poderá ser considerada na análise ou então o usuário poderá removê-la. Caso seja mantida, as unidades de referência que permitem identificar o desempenho econômico, ambiental, energético e social dos sistemas de coleta serão referenciadas (unidade funcional) à massa e à extensão de cada rota, caso seja removida, apenas serão referenciados à massa.

Também, a título de avaliação de novos cenários, poderá ser indicado para os próximos anos outra partição de formalidade da massa coletada por cada técnica e igualmente indicar a variação da massa coletada ao longo dos anos.

Tanto a projeção da extensão das rotas, quanto a projeção da massa coletada por cada espécie e técnica de coleta poderão ser realizadas de duas formas: (1) método fixo, onde a ferramenta aplica a mesma proporção atual para os anos futuros de acordo com a evolução da produção total; (2) método manual, onde o usuário identifica manualmente os valores percentuais de cada parâmetro.

Figura 61: Resultado das extensões de rota percorrida por cada espécie e técnica de coleta, índice de formalidade e parâmetros de prospecção.

PROJEÇÕES PARA OS SISTEMAS DE COLETA		Ano de referência		ÍNDICE DE FORMALIDADE (%)		VELOCIDADE MÉDIA (km/h)		PROJEÇÕES	
Para instruções, clique: <input type="button" value="Ajuda"/>		2020		2020		Prospecção		2021 2022	
				FORMAL		INFORMAL			
<b>EXTENSÃO DAS ROTAS</b>		UNIDADE		MÉTODO					
Extensão total percorrida pelas rotas		0 km/ano		Fixo		km		0 0	
Extensão de coleta por espécie de rota e técnica de coleta		0,00%		0,00%		0,00%		0,00%	
Coleta indiferenciada		0 km/ano		+ Informações		km		0 0	
Coleta porta a porta veicular		0 km/ano		0% 100%		Fixo		km 0 0	
Coleta ponto a ponto veicular		0 km/ano		0% 100%		Fixo		km 0 0	
Coleta manual autônoma		0 km/ano		0% 0%		Fixo		km 0 0	
Deslocamento sem coleta		0 km/ano		0% 0%		Fixo		km 0 0	
Coleta diferenciada		0 km/ano		0% 0%		Fixo		km 0 0	
Coleta porta a porta veicular		0 km/ano		0% 0%		Fixo		km 0 0	
Coleta ponto a ponto veicular		0 km/ano		0% 0%		Fixo		km 0 0	
Coleta manual autônoma		0 km/ano		0% 0%		Fixo		km 0 0	
Deslocamento sem coleta		0 km/ano		0% 0%		Fixo		km 0 0	

Figura 62: Resultado da massa coletada por cada espécie e técnica de coleta, índice de formalidade e parâmetros de prospecção.

DISTRIBUIÇÃO DE MASSA		UNIDADE		MÉTODO					
Produção total		0 ton/ano		ton		0 0			
Massa total coletada (ton/ano)		0 ton/ano		0,00%		Fixo		ton 0 0	
Massa total coletada por espécie de rota e técnica de coleta (ton/ano)		0,00%		0%		0%		0%	
Coleta indiferenciada		0 ton/ano		+ Informações		ton		0 0	
Coleta porta a porta veicular		0 ton/ano		0% 100%		Fixo		ton 0 0	
Coleta ponto a ponto veicular		0 ton/ano		0% 0%		Fixo		ton 0 0	
Coleta manual autônoma		0 ton/ano		0% 0%		Fixo		ton 0 0	
Deslocamento sem coleta		0 ton/ano		0% 0%		Fixo		ton 0 0	
Coleta diferenciada		0 ton/ano		0% 0%		Fixo		ton 0 0	
Coleta porta a porta veicular		0 ton/ano		0% 0%		Fixo		ton 0 0	
Coleta ponto a ponto veicular		0 ton/ano		0% 0%		Fixo		ton 0 0	
Coleta manual autônoma		0 ton/ano		0% 0%		Fixo		ton 0 0	
Deslocamento sem coleta		0 ton/ano		0% 0%		Fixo		ton 0 0	

### 8.1.2.8 Etapa H: Parametrização dos sistemas de coleta

Considerando-se as informações lançadas até esta etapa, a ferramenta indica parâmetros-chave decorrentes das relações entre dados financeiros, ambientais, sociais e energéticos com a massa administrada e a extensão de rotas previamente cadastrados nas etapas anteriores. Tais informações são apresentadas nas colunas nomeadas de “adotado” (Figura 63, Figura 64, Figura 65 e Figura 66). O usuário poderá optar por indicar novos parâmetros que serão utilizados nos anos futuros analisados.

Caso a prospecção da extensão dos trechos seja considerada na Etapa G, os parâmetros estarão indexados à extensão e à massa, caso contrário, apenas à massa. A unidade de medida é atualizada automaticamente.

Figura 63: Parâmetros financeiros por espécie e técnica de coleta e setor (formal e informal).

Parâmetros Financeiros				
	Formal		Informal	
Depreciação de investimentos (CAPEX)		ADOTADO		ADOTADO
				UNIDADE
Coleta indiferenciada				
Coleta porta a porta veicular	\$	0,00	\$	-
Coleta ponto a ponto veicular	\$	0,00	\$	-
Coleta manual autônoma	\$	-	\$	-
Deslocamento sem coleta	\$	0,00	\$	-
Coleta diferenciada				
Coleta porta a porta veicular	\$	0,00	\$	-
Coleta ponto a ponto veicular	\$	0,00	\$	-
Coleta manual autônoma	\$	-	\$	-
Deslocamento sem coleta	\$	-	\$	-
Despesas operacionais (OPEX)				
		ADOTADO		ADOTADO
				UNIDADE
Coleta indiferenciada				
Coleta porta a porta veicular	\$	0,00	\$	-
Coleta ponto a ponto veicular	\$	0,00	\$	-
Coleta manual autônoma	\$	-	\$	-
Deslocamento sem coleta	\$	0,00	\$	-
Coleta diferenciada				
Coleta porta a porta veicular	\$	0,00	\$	-
Coleta ponto a ponto veicular	\$	0,00	\$	-
Coleta manual autônoma	\$	-	\$	-
Deslocamento sem coleta	\$	-	\$	-

Figura 64: Parâmetros sociais por espécie e técnica de coleta e setor (formal e informal).

Parâmetros Sociais				
	Formal		Informal	
Fator Força de Trabalho		ADOTADO		ADOTADO
				UNIDADE
Número de trabalhadores		0		0
Salários pagos por pessoa	\$	-	\$	-
Salários pagos por pessoa e tonelada	\$	-	\$	-
Horas produtivas	\$	-	\$	-

Figura 65: Parâmetros energéticos por espécie e técnica de coleta e setor (formal e informal).

Parâmetros Energéticos				
	Formal		Informal	
Consumo energético		ADOTADO		ADOTADO
				UNIDADE
Coleta indiferenciada				
Coleta porta a porta veicular		0,00		0,00
Coleta ponto a ponto veicular		0,00		0,00
Coleta manual autônoma		0,00		0,00
Deslocamento sem coleta		0,00		0,00
Coleta diferenciada				
Coleta porta a porta veicular		0,00		0,00
Coleta ponto a ponto veicular		0,00		0,00
Coleta manual autônoma		0,00		0,00
Deslocamento sem coleta		0,00		0,00

Figura 66: Parâmetros ambientais por espécie e técnica de coleta e setor (formal e informal).

Parâmetros Ambientais				
	Formal		Informal	
Emissões de CO2 equivalente		ADOTADO		ADOTADO
				UNIDADE
Coleta indiferenciada				
Coleta porta a porta veicular		0,00		0,00
Coleta ponto a ponto veicular		0,00		0,00
Coleta manual autônoma		0,00		0,00
Deslocamento sem coleta		0,00		0,00
Coleta diferenciada				
Coleta porta a porta veicular		0,00		0,00
Coleta ponto a ponto veicular		0,00		0,00
Coleta manual autônoma		0,00		0,00
Deslocamento sem coleta		0,00		0,00

Uma vez cadastrados os parâmetros-chave dos sistemas de coleta, nessa etapa o usuário já pode visualizar as primeiras informações do período em análise. São apresentados em tabela resultados anuais e globais de parâmetros mássicos, financeiros, sociais, energéticos e ambientais. A visualização dessas tabelas e demais informações podem ser verificadas no Apêndice B ou no item 8.3 onde se apresenta os resultados de aplicação da ferramenta.

Inicialmente são apresentados os quantitativos anuais de massa total coletada. Informações anuais sobre a depreciação de investimentos e sobre as despesas operacionais são apresentadas para cada técnica e espécie de coleta de acordo com o valor unitário cadastrado (\$/ton.ano ou \$/ton.km.ano) pelo usuário e a quantidade coletada por cada técnica e espécie informada nas etapas anteriores.

Quanto às informações sociais, são apresentados o número de trabalhadores de acordo com relação entre o valor unitário informado pelo usuário (ton/ano.pessoa) e a quantidade total coletada, bem como os salários pagos totais pela relação entre o valor unitário informado pelo usuário (\$/ano.pessoa), multiplicado pelo número de trabalhadores totais. Dessas informações decorrem outros indicadores anuais: salários pagos por pessoa, salários pagos por pessoa e por tonelada, salários pagos por hora produtiva por pessoa.

Por fim, são apresentados dados relacionados ao consumo energético e às emissões de CO<sub>2</sub>-equivalente de acordo com relação entre o valor unitário informado pelo usuário (kWh/ton.ano e kgCO<sub>2</sub>-equiv./ton.ano, respectivamente) e a quantidade total coletada.

#### ***8.1.2.9 Etapa I: Parametrização das Unidades de Gerenciamento***

Até a Etapa I, todos os sistemas de coleta devem ter sido cadastrados. A partir desse ponto a ferramenta já permite uma avaliação de desempenho apenas desse conjunto de informações, conforme descrito anteriormente. Nesta etapa, porém, são adicionadas informações a cada uma das unidades de gerenciamento que estão em operação na unidade de planejamento ou aquelas que se pretenda analisar como alternativa de cenário.

Uma vez cadastrada a unidade de gerenciamento na Etapa E, automaticamente a ferramenta abre campos (abas) específicas para cada uma das unidades. O usuário deve apresentar um conjunto de informações para a melhor caracterização da unidade de planejamento.

Inicialmente são solicitadas informações de caráter geral da unidade (Figura 67). Informações como o tipo da unidade e seu nome já estarão preenchidas de acordo com as



informações lançadas na Etapa E. Devem ser acrescentadas informações como o ano de início em que a unidade entrou em operação e seu ano de encerramento; capacidade máxima de processamento da unidade, seja em toneladas totais ou toneladas por ano (o usuário deverá selecionar a opção “anual” ou “total”); o tempo de operação semanal da unidade e sua localização.

Figura 67: Caracterização geral da unidade de gerenciamento.

Tipo da Unid:	<input type="text"/>	Nome:	<input type="text"/>
<b>Caracterização geral</b>			
Início da operação da unidade	<input type="text"/>		
Ano de encerramento da operação da unidade	<input type="text"/>		
Capacidade máxima de processamento da unidade	<input type="text"/>	ton	
Tempo de operação semanal	<input type="text"/>	horas/semana	
		Localização	
		Latitude	Longitude
		<input type="text"/>	<input type="text"/>
		(XX.XXXXX)	(XX.XXXXX)

Em seguida, o usuário deve caracterizar o balanço de massa da unidade, ou seja, as características de entrada e saída (Figura 68). Os dados totais de resíduos de entrada e saída (toneladas) estarão relacionadas automaticamente aos quantitativos informados na Etapa E. Caso seja uma unidade futura, sem dados atuais de balanço de massa, o usuário deverá lançar manualmente em “Simulação”, tanto os dados de entrada e saída total, ou seja, aqueles quantitativos advindos de roteiros de coleta oficiais (formais ou informais), e por saída direta, ou seja, aqueles quantitativos que são movimentados por situações que não envolvem roteiros de coleta e/ou transporte (ex.: venda de materiais, retirada por particulares, etc.).

Figura 68: Balanço de massa da unidade de gerenciamento.

Balanço de Massa					
Ano de referência operacional <input type="text"/>					
Quantidade máxima possível (ton/ano)	Entrada no ano de referência (2020)	Saída total no ano de referência (2020)	Saída direta no ano de referência (2020)	Redução mássica	Massa estabilizada
0	Ton/ano	Ton/ano	Ton/ano	Ton/ano	%
TOTAL (dados ENTRADA)	0	0	0	0	0,00%
SIMULAÇÃO	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>
<b>Linhas</b>					
<input type="button" value="+"/>	<input type="button" value="-"/>	Composição gravimétrica		Entrada no ano de referência (2020)	Saída no ano de referência
		Fração		2020	Máxima possível
				%	%
				Ton/ano	%
		Produto biológico de processamento interno		100,00%	0
		Produto não biológico de processamento interno		100,00%	0
					0,00%
					0,00%
		Outros		100%	100%
		TOTAL		100,00%	100,00%
				0	-100,00%
				0,00	0,00%

As frações de entrada e saída deverão ser caracterizada por sua composição gravimétrica. O usuário deverá indicar cada fração que compõe o quantitativo de entrada da unidade e seu percentual relativo. O rol de frações disponíveis estarão relacionadas à composição gravimétrica cadastrada na Etapa C. Caso se trate de uma unidade de tratamento e transformação da matéria processada, existirão dois campos padrão para o lançamento de produtos biológicos e/ou não biológicos de processamento interno. A ferramenta está parametrizada para evitar que os percentuais e quantitativos informados na composição gravimétrica de entrada e de saída ultrapassem os dados de entrada e saída totais informados. Destaca-se que tais informações estão relacionadas a um determinado ano de referência operacional a ser preenchido pelo usuário.

Após a formatação do balanço de massa são solicitados dados relacionados aos aspectos financeiros da unidade (Figura 69). O ano de referência financeira é independente do ano de referência operacional e está vinculado ao ano identificado na Etapa E. Ele serve para que a ferramenta faça as correções monetárias apropriadas para que as informações sejam equiparáveis, segundo uma taxa de desconto cadastrada pelo usuário, entre todas as unidades. Para cada unidade, o usuário poderá adotar uma taxa de desconto diferente, de acordo com o modelo de negócio do operador daquela unidade.

Figura 69: Aspectos financeiros da unidade de gerenciamento.

Aspectos Financeiros						REFERÊNCIA ADOTADA		
Ano de referência financeira		2020						
Taxa de Desconto				R\$	R\$	-	R\$	
Investimento para instalação da unidade				R\$	R\$	-	R\$	
Despesas operacionais (OPEX) em 2020:								
	Fixas			R\$/ano	R\$	-	R\$/ano	
	Variáveis			R\$/ano	R\$	203,19	R\$/ano	
Receitas no ano de referência financeira								
	Receitas pelo recebimento de materiais	Fixa		R\$/ano	R\$	-	R\$/ano	
Venda de materiais em 2020								
Linhas	Espécies (frações indicadas na entrada):	(ton/ano)	Valor total (R\$/ano)	Máximo (ton/ano)				
+ -				0,00	R\$	-	R\$/ton	
				0,00	R\$	-	R\$/ton	
				0,00	R\$	-	R\$/ton	
				0,00	R\$	-	R\$/ton	
				0,00	R\$	-	R\$/ton	
				0,00	R\$	-	R\$/ton	
				0,00	R\$	-	R\$/ton	
	Índice de recuperação de materiais		Variável	0,00	%			

São solicitadas informações tais como: investimento para a instalação da unidade (com valores no ano de referência financeira); despesas operacionais registradas equivalentes ao ano de referência, tanto fixas, quanto variáveis; receitas auferidas pelo recebimento dos resíduos (com valores no ano de referência financeira, porém relacionados aos quantitativos do ano de referência operacional); também, caso haja venda de materiais, o usuário poderá relacioná-los

e indicar o valor auferido, sempre com a data de referência financeira; índice de recuperação de materiais (venda), o qual deverá ser informado pelo usuário se ele será fixo ao longo dos próximos anos, ou seja, o quantitativo total em toneladas vendidas será único (fixo), ou se ele será um percentual sobre a quantidade de materiais que entrarão na unidade ao longo dos anos (variável)

Quanto aos aspectos sociais (Figura 70), as informações são concentradas na caracterização de formalidade da unidade, ou seja, se é uma unidade formalmente reconhecida dentro da unidade de planejamento, ou se é uma unidade de operação informal – tal atributo será utilizado pela ferramenta apenas para segregar os indicadores de desempenho entre as duas condições de trabalho. Também são solicitados o número de trabalhadores operacionais, administrativos e os proventos pagos (salários líquidos e pró-labore).

Figura 70: Aspectos sociais da unidade de gerenciamento.

Aspectos Sociais		REFERÊNCIA ADOTADA			
Condição de trabalho	Formal				
Nº de trabalhadores operacionais em 2020		0	0	0	0
Nº de trabalhadores administrativos em 2020		0	0	0	0
Proventos em: 2020					
Proventos pagos (Salários líquido)		R\$/ano	R\$	-	R\$/pessoa.ano
Proventos pagos (Pró-Labore)		R\$/ano	R\$	-	R\$/ano

A caracterização energética da unidade de gerenciamento identifica o consumo energético em kWh no ano de referência operacional, aqui o usuário deverá identificar todas os consumos energéticos que podem ser convertidas à unidade de medida solicitada. Também, caso haja produção energética, o seu quantitativo (Figura 71).

Paralelamente, a potência máxima da unidade e rendimento da conversão térmica, o que servirá para identificar o potencial de geração energética de toda a unidade de planejamento, assim como o poder calorífico e umidade de cada fração para que se possa identificar o potencial máximo do resíduo administrado.

Tais informações são úteis para identificar o potencial de recuperação energética fundamentalmente para frações não biodegradáveis. Para as frações biodegradáveis, um outro conjunto de informações são solicitadas para identificar o seu potencial energético: a taxa de produção de biogás estimada, concentração de metano no biogás produzido e o Poder Calorífico Superior (PCS) do biogás. Tais informações são relacionadas à quantidade de materiais com origem carbônica biológica que entram na unidade para o cálculo do potencial energético.

Por fim, o usuário deverá identificar a tarifa de energia elétrica praticada para que, nos casos em que houver venda de energia para a rede pública ou para terceiros, a ferramenta possa calcular tal indicador.

Figura 71: Aspectos energéticos da unidade de gerenciamento.

Aspectos Energéticos				
Consumo energético da unidade	0	MWh/ano	0,00	MWh/ano
Produção energética da unidade	0,00	MWh/ano	0,00	MWh/ano
Potência instalada de geração energética		MW	0,00	MWh/ano
Rendimento da conversão energética ( $\eta$ )		%	22,00%	%
Entalpia de vaporização da água a 25 °C		kJ/kg	2.441	kJ/kg
Fração	Poder Calorífico		Umidade	REFERÊNCIA ADOTADA
	Tipo	kJ/kg	%	PCI Adotado
Outros	PCS		0	Ver referências: Clique
Potencial energético da fração biodegradável				
Quantidade mássica biodegradável recebida na unidade (ton/ano)	0	ton/ano	0,00	%
Taxa de produção de biogás		m <sup>3</sup> /ton	150	m <sup>3</sup> /ton
Concentração de metano no biogás produzido		%	60,00	%
PCS do biogás			38.000	
Tarifa de energia elétrica no ano de referência financeira (2020)		R\$/kWh	0,50	R\$/kWh

O último critério analisado, o aspecto ambiental (Figura 72), fundamentalmente se concentra na quantidade de dióxido de carbono equivalente emitida pela unidade de gerenciamento. Por ser um parâmetro que envolve uma quantidade grande de elementos possíveis a serem convertidos em massa equivalente de dióxido de carbono, o usuário deverá definir a seu critério quais elementos irá utilizar em seu estudo. A ferramenta apresenta alguns parâmetros de referência para auxiliar o usuário (ver Etapa L).

Figura 72: Aspectos ambientais da unidade de gerenciamento.

Aspectos Ambientais				
Emissões de CO2 equivalente		tCO2e/ano	0,00	tCO2e/ano

Uma vez caracterizados os parâmetros, ainda nessa etapa, são visualizados para cada unidade cadastrada dois conjuntos de informações: o comportamento anual de um conjunto de indicadores resultantes da parametrização, apresentados anualmente pelo período de 20 anos; e, o resultado global de desempenho desses parâmetros.

Para o primeiro conjunto, são apresentadas tabelas dos resultados anuais sobre o balanço de massa (detalhamento em Figura 73 e Quadro 19), resultados financeiros (detalhamento em Figura 74 e Quadro 20), resultados sociais (detalhamento em Figura 75 e Quadro 21), resultados energéticos (detalhamento em Figura 76 e Quadro 22) e resultados ambientais (detalhamento em Figura 77 e Quadro 23).

Figura 73: Resultados anuais do balanço de massa da unidade de gerenciamento (exemplo).

Balanço de Massa	Método:	2020	2021	2022
Projeção total (ton/ano)	Automático			
	Manual	0	0	0
	Automático			
Massa de resíduos estabilizada (reduzida e/ou confinada)	ton/ano	0	0	0
Saída de resíduos não gerenciados e/ou estabilizados	ton/ano	0	0	0
Massa de resíduos recuperada (valorização de materiais)	ton/ano	0	0	0
Projeção por fração (Entrada)	UNIDADE	Automático	Manual	Automático
Produto biológico de processamento interno	ton/ano	0	0	0
Produto não biológico de processamento interno	ton/ano	0	0	0

Quadro 19: Detalhamento dos parâmetros anuais das unidades de gerenciamento sob aspecto de balanço de massa.

Parâmetro	Unidade	Descrição
Projeção total	Ton/ano	Quantidade de materiais que entram na unidade anualmente, de forma direta e indireta. A projeção é realizada segundo duas opções: (1) função manual, onde o usuário preenche manualmente a informação; (2) função automática, onde a ferramenta adota o percentual relativo da quantidade de entrada na unidade no ano de referência operacional em relação à quantidade total gerada na unidade de planejamento e tal percentual é aplicado sobre a projeção total de resíduos nos anos subsequentes.
Massa de resíduos estabilizada (reduzida e/ou confinada)	Ton/ano	Massa total anual que é reduzida (convertida em outras espécies de materiais) e/ou confinada (acumulada dentro da unidade de gerenciamento). A ferramenta adota o percentual de estabilização e/ou confinamento informado pelo usuário no cadastro das frações de entrada e de saída da unidade no ano de referência operacional e aplica sobre a projeção total adotada.
Saída de resíduos não gerenciados e/ou estabilizados	Ton/ano	Massa total que sai da unidade, tendo sido ela estabilizada ou não, exceto quantidade que sai da unidade e é recuperada (vendida). A ferramenta adota o percentual de saída informado pelo usuário no cadastro das frações de entrada e de saída da unidade no ano de referência operacional e aplica sobre a projeção total adotada.
Massa de resíduos recuperada (valorização de materiais)	Ton/ano	Massa total que sai da unidade e é recuperada (vendida). A ferramenta adota o percentual de saída informado pelo usuário no cadastro das frações de entrada e de saída da unidade no ano de referência operacional e aplica sobre a projeção total adotada.
Projeção por fração (Entrada)	Ton/ano	Massa total que entra na unidade especificada por fração. O usuário tem duas opções: (1) automático, onde a ferramenta adota o percentual de entrada de cada fração informado pelo usuário e aplica sobre a quantidade total adotada em “projeção total”; e, (2) manual, o usuário lança manualmente o quantitativo anual de cada fração. Nesse caso a “projeção anual” será automaticamente a soma das frações manuais, inabilitando ao usuário a possibilidade de preenchimento manual da “projeção anual”.

Figura 74: Resultados financeiros anuais da unidade de gerenciamento (exemplo).

Resultados Financeiros	UNIDADE	2020	2021	2022
CAPEX (Valor Anual Uniforme Equivalente)	\$/ano	R\$ -	R\$ -	R\$ -
Despesas operacionais (OPEX)	\$/ano	R\$ -	R\$ -	R\$ -
Fixas	R\$/ano	R\$ -	R\$ -	R\$ -
Variáveis	R\$/ano	R\$ -	R\$ -	R\$ -
Receitas	-			
Receitas pelo recebimento de materiais	R\$/ano	R\$ -	R\$ -	R\$ -
Receita pela recuperação de materiais	R\$/ano	R\$ -	R\$ -	R\$ -

Quadro 20: Detalhamento dos parâmetros anuais das unidades de gerenciamento sob resultados financeiros.

Parâmetro	Unidade	Descrição
CAPEX (Valor Anual Uniforme Equivalente)	R\$/ano	O valor relativo ao investimento necessário para implantação da unidade de gerenciamento é dividido de forma equivalente entre os anos de início e fim da unidade, ou seja, anualmente é apresentado o Valor Anual Uniforme Equivalente (VAUE), sob taxa de desconto informada pelo usuário. Tal procedimento é adotado pela ferramenta para que se possa avaliar diferentes Fluxos de Caixa de diferentes unidades de gerenciamento no mesmo período de tempo. Caso a quantidade de resíduos sólidos que entram na unidade ultrapassar sua capacidade máxima de processamento, na condição de lançamento manual pelo usuário, é realizado um acréscimo de CAPEX no ano que demandará ampliação da unidade. O valor lançado será o aumento da quantidade necessária de processamento (ton) multiplicado pelo valor unitário (\$/ton) decorrente da informação cadastrada pelo usuário.
Despesas operacionais (OPEX)	R\$/ano	Para o cálculo das despesas operacionais, a ferramenta irá adotar o valor unitário decorrente da informação cadastrada pelo usuário, sendo que para a fração fixa o valor será constante ao longo dos anos, enquanto a fração variável será relativo à quantidade de materiais totais que entram na unidade de gerenciamento.
Receitas	R\$/ano	Para o cálculo das receitas, a ferramenta irá adotar o valor unitário decorrente da informação cadastrada pelo usuário, sendo que, uma vez adotada a opção “fixa”, o valor será constante ao longo dos anos, enquanto “variável” será relativo à quantidade de materiais totais que entram na unidade de gerenciamento.
Receita pela recuperação de materiais	R\$/ano	A receita pela recuperação de materiais é calculada com base na quantidade recuperada anual e no valor unitário de cada fração recuperada informado. O usuário tem a opção de adotar duas fórmulas de cálculo: (1) variável, onde a ferramenta adota o percentual equivalente de cada fração recuperada sobre a quantidade de material que entra na unidade ao longo dos anos em análise e multiplica-a pelo valor unitário de venda informada no ano de referência operacional das respectivas frações; e (2) fixa, onde a ferramenta adota o mesmo valor de venda total para cada fração do ano de referência operacional e aplica aos anos em análise.

Figura 75: Resultados sociais anuais da unidade de gerenciamento (exemplo).

Resultados Sociais	UNIDADE	2020	2021	2022
Fator Força de Trabalho	-			
Operacional	Número de pessoas			
Administrativo	Número de pessoas			
Trabalhadores totais	Número de pessoas			
Capacidade laboral	ton/pessoa.ano			
Proventos em: 2020	-			
Salários pagos totais	R\$/ano	R\$ -	R\$ -	R\$ -
Proventos pagos totais (Pró-labore)	R\$/ano	R\$ -	R\$ -	R\$ -
Salários pagos por pessoa	R\$/pessoa.ano			
Salários pagos por pessoa e tonelada	R\$/pessoa.ton.ano			
Salários pagos por hora produtiva por pessoa	R\$/hprodutiva.pessoa			

Quadro 21: Detalhamento dos parâmetros anuais das unidades de gerenciamento sob resultados sociais.

Parâmetro	Unidade	Descrição
Fator Força de Trabalho: operacional	Número de pessoas	É apresentado anualmente o valor equivalente de pessoas necessárias para operar proporcionalmente a quantidade de material que entra na unidade de gerenciamento ao longo dos anos em análise com base na proporção de número de trabalhadores e quantidade de material que entrou na unidade no ano de referência operacional em uma relação linear. O usuário pode também adotar esse parâmetro como “fixo” o dado informado no ano de referência operacional, onde a ferramenta irá adotar tal parâmetro como constante ao longo dos anos em análise.
Fator Força de Trabalho: administrativo	Número de pessoas	É apresentado anualmente o valor equivalente de pessoas necessárias para administrar proporcionalmente a quantidade de material que entra na unidade de gerenciamento ao longo dos anos em análise com base na proporção de número de trabalhadores e quantidade de material que entrou na unidade no ano de referência operacional em uma relação linear. O usuário pode também adotar esse parâmetro como “fixo” o dado informado no ano de referência operacional, onde a ferramenta irá adotar tal parâmetro como constante ao longo dos anos em análise.
Fator Força de Trabalho: trabalhadores totais	Número de pessoas	Soma do número de trabalhadores operacionais e administrativos ao longo dos anos.
Fator Força de Trabalho: capacidade laboral	ton/pessoa.ano	Relação anual entre a quantidade de material que entra na unidade e o número de trabalhadores totais.
Salários pagos totais	R\$/ano	Uma vez informado o montante total pago aos trabalhadores operacionais e administrativos no ano de referência operacional e a quantidade de trabalhadores totais, é estabelecido um parâmetro unitário pela ferramenta (R\$/pessoa.ano), o qual é aplicado sobre o número de trabalhadores totais nos anos subsequentes.
Proventos pagos totais (Pró-labore)	R\$/ano	Uma vez informado o montante total pago na forma de pró-labore ou outra forma de remuneração a agentes que não estejam diretamente ligados à operação e administração da unidade é estabelecido um parâmetro fixo pela ferramenta (R\$/ano), o qual é aplicado constantemente aos anos subsequentes.
Salários pagos por pessoa	R\$/pessoa.ano	Relação entre os salários pagos totais e o número de trabalhadores totais.
Salários pagos por pessoa e tonelada	R\$/pessoa.ton.ano	Relação entre os salários pagos totais e o número de trabalhadores totais, bem como à quantidade total de materiais que entram na unidade nos anos de avaliação.
Salários pagos por hora produtiva por pessoa	R\$/hprodutiva.pessoa	Relação entre os salários pagos totais e o número de trabalhadores totais, bem como à quantidade de horas totais que a unidade opera durante o ano.

Figura 76: Resultados energéticos anuais da unidade de gerenciamento (exemplo).

Resultados Energéticos	UNIDADE	2020	2021	2022
Consumo energético	MWh/ano	0	0	0
Produção energética	MWh/ano	0	0	0
Potencial de produção energética instalada	MWh/ano	0	0	0
<b>Capacidade de geração energética</b>	<b>MWh/ano</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
Capacidade da fração biodegradável total	MWh/ano	0	0	0
Capacidade da fração biodegradável processada	MWh/ano	0	0	0
Receita com a venda de energia elétrica	R\$/ano	R\$ -	R\$ -	R\$ -

Quadro 22: Detalhamento dos parâmetros anuais das unidades de gerenciamento sob resultados energéticos.

Parâmetro	Unidade	Descrição
Consumo energético	MWh/ano	Consumo energético anual tomando como base o valor unitário indicado no ano de referência operacional (MWh/ano.ton) aplicado sobre a quantidade total de materiais que a unidade de gerenciamento recebe.
Produção energética	MWh/ano	Produção energética anual tomando como base o valor unitário indicado no ano de referência operacional (MWh/ano.ton) aplicado sobre a quantidade total de materiais que a unidade de gerenciamento recebe.
Potencial de produção energética instalada	MWh/ano	Potencial de produção energética instalada. Valor constante e relacionado ao tempo de operação anual.
Capacidade de geração energética	MWh/ano	Capacidade de geração energética anual calculada sobre o Potencial Calorífico de cada fração que a unidade de gerenciamento recebe, calculada com base nos parâmetros indicados pelo usuário no ano de referência operacional.
Capacidade da fração biodegradável total	MWh/ano	Capacidade de geração energética anual calculada sobre o potencial de produção metanogênica de cada fração biodegradável que a unidade de gerenciamento recebe, calculada com base nos parâmetros indicados pelo usuário no ano de referência operacional.
Capacidade da fração biodegradável processada	MWh/ano	Capacidade de geração energética anual calculada sobre o potencial de produção metanogênica de cada fração biodegradável que a unidade de gerenciamento processa (transforma, reduz, estabiliza), calculada com base nos parâmetros indicados pelo usuário no ano de referência operacional.
Receita com a venda de energia elétrica	R\$/ano	Valor financeiro anual calculado sobre a quantidade energética efetivamente produzida pela unidade de gerenciamento multiplicada pela tarifa média de energia elétrica informada pelo usuário.

Figura 77: Resultados ambientais anuais da unidade de gerenciamento (exemplo).

Resultados Ambientais	UNIDADE	2020	2021	2022
Emissões de CO2 equivalente	tCO2e/ano	0	0	0
Massa de resíduos estabilizada e recuperada	ton/ano	0	0	0
Carbono de origem biológica estabilizado	ton/ano	0	0	0
Carbono de origem não biológica estabilizado	ton/ano	0	0	0
<b>Massa de resíduos estabilizada (reduzida ou confinada)</b>	-	<b>Clique ao lado esquerdo para exibir/ocultar</b>		
Produto biológico de processamento interno	ton/ano	0	0	0
Produto não biológico de processamento interno	ton/ano	0	0	0
Outros	ton/ano	0	0	0
<b>Massa de resíduos recuperada</b>	-	<b>Clique ao lado esquerdo para exibir/ocultar</b>		
Produto biológico de processamento interno	ton/ano	0	0	0
Produto não biológico de processamento interno	ton/ano	0	0	0
Outros	ton/ano	0	0	0
Emissões de CO2 evitadas	tCO2e/ano	0	0	0



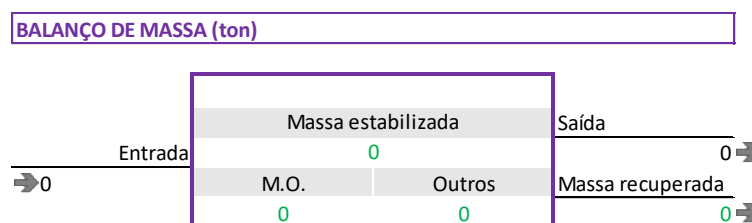
Quadro 23: Detalhamento dos parâmetros anuais das unidades de gerenciamento sob resultados ambientais.

Parâmetro	Unidade	Descrição
Emissões de CO <sub>2</sub> equivalente	tCO <sub>2e</sub> /ano	Emissões anuais tomando como base o valor unitário indicado no ano de referência operacional (kgCO <sub>2e</sub> /ton) aplicado sobre a quantidade total de materiais que a unidade de gerenciamento recebe.
Massa de resíduos estabilizada e recuperada	ton/ano	Massa anual de resíduos que é estabilizada (transformada, tratada) e recuperada (valorização).
Carbono de origem biológica estabilizado	ton/ano	Massa anual de materiais de origem biológica que a unidade de gerenciamento recebe e é estabilizada (transformada, tratada).
Carbono de origem não biológica estabilizado	ton/ano	Massa anual de materiais de origem biológica que a unidade de gerenciamento recebe e não é estabilizada (transformada, tratada).
Massa de resíduos estabilizada (reduzida ou confinada)	ton/ano	Massa anual de resíduos que é reduzida ou confinada, separada por fração.
Massa de resíduos recuperada	ton/ano	Massa anual de resíduos que é recuperada, separada por fração.
Emissões de CO <sub>2</sub> evitadas	tCO <sub>2e</sub> /ano	Quantidade de CO <sub>2</sub> que é deixada de ser emitida para a atmosfera pela produção energética da unidade de gerenciamento. Calculado sobre fator padrão que identifica a quantidade média de CO <sub>2</sub> emitida pela matriz energética total da região (país) onde a unidade de gerenciamento está instalada.

Para o segundo conjunto de informações, cada um dos indicadores são agrupados em um único parâmetro, através de um balanço, novamente nas dimensões mássica, financeira, social, energética e ambiental.

Para o balanço de massa, são apresentados os valores da massa total que entrou na unidade de gerenciamento, a quantidade total que saiu sem recuperação e com recuperação, bem como a quantidade total que foi estabilizada, segregada em matéria orgânica e outros (Figura 78).

Figura 78: Resultado global do balanço de massa da unidade de gerenciamento.



Quanto ao balanço financeiro, são apresentadas as somas provenientes de receitas, vendas de materiais e vendas de energia sob uma determinada taxa de desconto, assim como as

saídas nas formas de despesas operacionais e investimentos (VAUE total), sob a mesma taxa de desconto (Figura 79).

Figura 79: Resultado global do balanço financeiro da unidade de gerenciamento.

BALANÇO FINANCEIRO (R\$)		
Receitas ordinárias → 0	VPL 0	OPEX
Venda de materiais → 0	Taxa de Desconto 0%	CAPEX (VAUE total) 0 →
Venda de energia → 0	Ano base 2020	CAPEX (VAUE total) 0 →

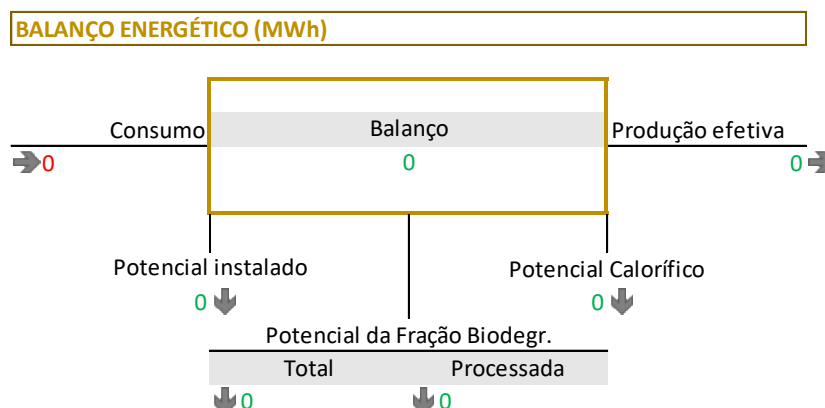
Para calcular o resultado global social, são inicialmente somados todos os proventos e salários pagos ao longo dos anos sob uma mesma taxa de desconto definida pelo usuário. Calcula-se um número equivalente de trabalhadores, representado pela média ponderada entre a quantidade de material que a unidade de gerenciamento recebe e o número de trabalhadores totais de cada ano. Com esses dados e informações calculadas anteriormente são identificados os demais parâmetros do balanço social (Figura 80).

Figura 80: Resultado global do balanço social da unidade de gerenciamento.

BALANÇO SOCIAL	
Setor	Formal
Proventos pagos	0,00 R\$
Salários pagos	0,00 R\$
Nº de trabalhadores equiv. por ano	0,00 núm. equiv.
Produtividade	- ton/pessoa.ano
Renda por pessoa	0,00 R\$/pessoa.ano
Renda por pessoa e tonelada	- R\$/pessoa.ton.ano
Renda por pessoa e hora produtiva	0,00 R\$/hprodutiva.pessoa

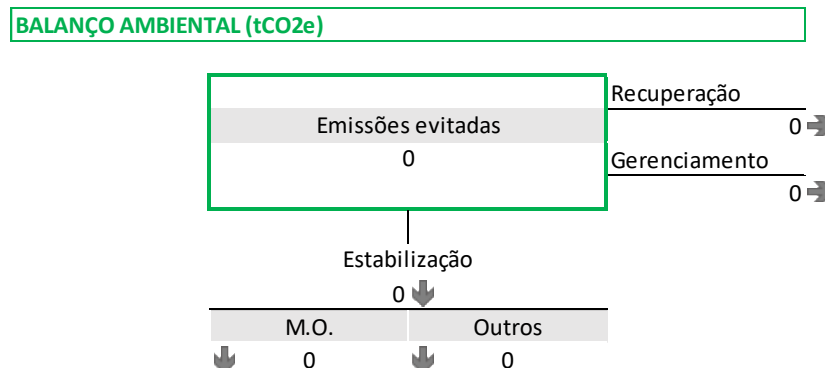
O resultado energético agrega os resultados anuais dos parâmetros e apresenta sob consumo e produção, de onde resulta o balanço (se positivo há produção superior ao consumo, se negativo, há consumo superior ao balanço). Também, são apresentadas informações complementares sobre o potencial instalado, o potencial calorífico e o potencial da fração biodegradável (segregada em total e processada), de acordo com os materiais que a unidade de gerenciamento recebe (Figura 81).

Figura 81: Resultado global do balanço energético da unidade de gerenciamento.



Por final, em cada unidade de gerenciamento a ferramenta também apresenta o balanço ambiental, onde são apresentados de maneira simplificada dados que agregam a quantidade de emissões resultantes da recuperação e da estabilização de materiais (segregado em matéria orgânica e outros), assim como a quantidade total de emissões evitadas (Figura 82).

Figura 82: Resultado global do balanço ambiental da unidade de gerenciamento.



#### 8.1.2.10 Etapa J: Balanço Final

Uma vez tendo sido caracterizadas as informações individualmente sobre as unidades de gerenciamento, a ferramenta apresenta o resultado anual e os balanços totais de todas as unidades que compõem a unidade de planejamento. Tais resultados concentram-se nas mesmas bases de informações apresentadas na Etapa I, desta vez somando-se todas as unidades.

### **8.1.2.11**      *Etapa K: Gráficos*

As informações totais finais anuais, isto é, o resultado das unidades de gerenciamento e dos sistemas de coleta somados, são apresentados na Etapa J em forma de gráficos e indicadores complementares, também agrupadas em informações mássicas, financeiras, sociais, energéticas e ambientais.

As informações mássicas são traduzidas em dois gráficos principais: (1) o primeiro reflete os quantitativos anuais que são produzidos na unidade de planejamento, a massa total coletada, a massa total gerenciada nas unidades de gerenciamento, assim como a massa não gerenciada, bem como o quantitativo estabilizado e o quantitativo recuperado; (2) o segundo reflete a técnica de tratamento utilizada na fração gerenciada, expresso em percentual.

Quanto ao balanço financeiro, o gráfico que traduz as informações apresenta os quantitativos anuais referentes às despesas, aos investimentos (VAUE e depreciação dos sistemas de coleta), às receitas totais informadas na unidade de gerenciamento e o resultado global.

Para o balanço social, são apresentados gráficos que indicam os salários pagos anualmente e pró-labore, assim como o número de trabalhadores totais, tanto nas unidades de gerenciamento, quanto nos sistemas de coleta. O desempenho energético é representado graficamente pelo consumo anual e pela produção. O balanço ambiental é representado graficamente pelas emissões equivalentes anuais de dióxido de carbono efetivas e evitadas.

Por fim, nesta etapa ainda é possível avaliar o quantitativo mássico administrado por cada técnica de coleta em termos percentuais, assim como a quantidade total produzida e a massa coletada. Os gráficos podem ser melhor visualizados na descrição dos resultados obtidos neste trabalho.

### **8.1.2.12**      *Etapa L: Padrões adotados*

Ao longo da utilização da ferramenta, o usuário poderá se basear em padrões chave que estão diretamente catalogados na ferramenta. São apresentados dados bibliográficos de diferentes parâmetros nos aspectos financeiros, sociais, ambientais, energéticos e outros.

Dentre tais parâmetros o usuário tem à disposição informações sobre custo de capital, custo operacional, número de trabalhadores, produção energética, consumo energético,

emissões de CO<sub>2</sub> equivalente de diferentes unidades de, referenciados à capacidade de produção de cada uma delas, todas reportadas na literatura e detalhados no Apêndice B.

Para cada parâmetro são apresentadas informações relacionadas à capacidade média de tratamento, às faixas de tratamento e à espécie de tratamento. As espécies foram classificadas em tratamento térmico (incineração), tratamento misto (tratamento mecânico-biológico) e tratamento biológico (compostagem, digestão aeróbia e anaeróbia). As informações são apresentadas na forma de regressão linear e gráficos *box-plot* com faixas específicas.

Também, estão disponíveis parâmetros complementares, tais como: coeficientes de emissão de dióxido de carbono por combustível para o cálculo das emissões ambientais das rotas de coleta; coeficientes de equivalência médios energéticas para os combustíveis para o cálculo do consumo energético das rotas de coleta; consumo de combustíveis (tonelada equivalente de petróleo) por geração de eletricidade (GWh) para o cálculo das emissões de CO<sub>2</sub> equivalente evitadas; e informações sobre o Poder Calorífico Superior e umidades característica de diferentes frações de resíduos sólidos para o cálculo do potencial energético da massa gerenciada em cada unidade de gerenciamento.

### **8.1.3 Indicadores de desempenho avaliados**

Conforme etapas descritas anteriormente, a ferramenta utiliza funções e relações matemáticas para apresentar os resultados finais de desempenho da unidade de planejamento em análise entre seus distintos cenários analisados. Inicialmente são aplicadas funções determinísticas para a definição da evolução da população, geração per capita e composição gravimétrica que caracterizam a unidade de planejamento; em seguida, são aplicadas regras que permitem calcular os indicadores de cada sistema de coleta e unidade de gerenciamento, bem como da unidade de planejamento.

#### ***8.1.3.1 Definição das tendências de longo prazo***

Análise de regressão é um estudo sobre como uma variável dependente muda à medida que os valores de uma ou mais variáveis independentes são modificadas. Genericamente, tem-

se uma variável dependente  $y$ , um conjunto de variáveis independentes  $x$ , e procura-se entender as distribuições condicionadas dada por  $F(y|x)$  (WEISBERG, 2015).

Aqui é possível representar como exemplo a relação entre uma determinada população (variável independente) e a quantidade de resíduos sólidos gerada (variável dependente), em princípio essa diretamente proporcional àquela. No entanto, o crescimento populacional pode estar relacionado a diversos fatores, tais como saúde pública, educação, economia, o que mostra que em última análise a geração de resíduos é função de uma série de variáveis dependentes.

Dessa maneira, quando se pretende estudar o comportamento de uma variável dependente, alterando-se uma variável independente, utiliza-se de regressão simples, em contrapartida, quando mais de uma variável independente interfere no comportamento da variável dependente, apoia-se em regressões múltiplas.

As regressões buscam identificar funções que melhor se adequam estatisticamente à relação entre as variáveis dependente e independentes, podendo ser representadas por funções lineares ou não lineares. Cada uma dessas funções será constituída por parâmetros (coeficientes) que apresentarão atributos estatísticos que caracterizarão o grau de significância entre as variáveis.

Conforme já explicado, a ferramenta possui parametrizada funções determinísticas para auxiliar o usuário na identificação dos parâmetros de longo prazo: população, geração per capita e composição gravimétrica. Para tanto, uma vez inserido um conjunto de dados históricos, a ferramenta irá realizar distintas projeções com base nos seguintes métodos: regressão linear, regressão polinomial, regressão logarítmica, projeção aritmética, projeção geométrica e projeção parabólica.

A regressão linear utiliza como fundamento uma equação linear que determina a relação entre duas variáveis. Essa equação pode ser representada pela relação entre uma variável dependente (por exemplo: população, geração per capita) e uma variável independente (ano), conforme Equação 21.

$$y=ax+b$$

Equação 21

Em que,

$y$  : variável dependente (por exemplo: população, geração per capita);

$x$  : variável independente (ano);

$a$  : representa a inclinação (coeficiente angular) em relação à variável dependente

b : constante que representa a interceptação da reta com o eixo vertical.

Os parâmetros a e b são identificados pela ferramenta por funções específicas do Microsoft Excel, sendo elas, respectivamente, INTERCEPÇÃO(P;A) e INCLINAÇÃO(P;A). Onde, P representa o conjunto de dados populacionais da série histórica disponível e A representa o conjunto de anos da série histórica.

Para a regressão polinomial a ferramenta identifica uma equação de segunda ordem para representar a série histórica e, assim, identificar os resultados dos anos futuros (Equação 22). De forma análoga à regressão linear, existirá uma relação entre duas variáveis (x,y), porém tal relação será definida por três constantes: a, b e c.

$$y=ax^2+bx+c \quad \text{Equação 22}$$

A identificação de cada um dos fatores constantes é realizada por meio de função específica do Microsoft Excel, sendo ela: PROJ.LIN(P;A:A<sup>2</sup>). Onde, P representa o conjunto de dados populacionais da série histórica disponível e A:A<sup>2</sup> representa a matriz do conjunto de anos da série histórica (A) e seu número elevado à potência 2 (A<sup>2</sup>). Uma vez aplicada essa função, são apresentados os fatores a, b e c.

De forma análoga à regressão linear, a regressão logarítmica utiliza como fundamento uma equação logarítmica que determina a relação entre duas variáveis, conforme Equação 23.

$$y=a.\ln(x) +b \quad \text{Equação 23}$$

Os parâmetros a e b são identificados pela ferramenta por funções específicas do Microsoft Excel, sendo elas, respectivamente, INTERCEPÇÃO(P;LN(A)) e INCLINAÇÃO(P;LN(A)). Onde, P representa o conjunto de dados populacionais da série histórica disponível e A representa o conjunto de anos da série histórica.

A projeção aritmética é resultado também de uma relação linear, no entanto as constantes são definidas por relações entre dois pontos do conjunto histórico segundo a Equação

24 e a Equação 25, gerando distintas projeções de acordo com o número de combinações possíveis segundo o número de dados históricos disponíveis.

$$y=(x-T).r+P \quad \text{Equação 24}$$

Em que,

y : variável dependente (por exemplo: população, geração per capita);

x : variável independente (ano);

T : ano de um dado histórico aleatório;

P : população do ano T.

$$r = \frac{(P_1 - P_0)}{(T_1 - T_0)} \quad \text{Equação 25}$$

Em que,

T<sub>0</sub> : ano de um dado histórico aleatório;

T<sub>1</sub> : ano subsequente de um dado histórico aleatório;

P<sub>0</sub> : população do ano T<sub>0</sub>;

P<sub>1</sub> : população do ano T<sub>1</sub>.

Esse método consiste na realização de diferentes projeções aritméticas de acordo com o número de combinações possíveis entre os dados disponíveis, ou seja, caso sejam informados dados populacionais de 2 anos distintos, será realizada uma única projeção sob o método aritmético, pois o número possível de combinações de dois conjuntos de dados é apenas um; caso sejam informados 3 anos e sua respectiva população, serão realizadas 3 projeções sob o método aritmético, pois o número possível de combinações dois a dois, de três conjuntos de dados é três; e, assim sucessivamente. Considerando que a ferramenta permite a inserção de 5 anos históricos, serão construídas 10 projeções aritméticas.

A projeção aritmética que será adotada pela ferramenta será aquela em que o coeficiente de determinação (R<sup>2</sup>), analisado entre os dados históricos e as projeções, for mais próximo de 1.



A projeção geométrica segue o mesmo princípio da projeção aritmética. No entanto, a equação que será utilizada para realizar a projeção será uma equação geométrica (Equação 26 Equação 27 e Equação 27).

$$y = P \cdot e^{r \cdot (x-T)} \quad \text{Equação 26}$$

Em que,

y : variável dependente (por exemplo: população, geração per capita);

x : variável independente (ano);

T : ano de um dado histórico aleatório;

P : população do ano T.

$$r = \frac{\ln(P_1) - \ln(P_0)}{(T_1 - T_0)} \quad \text{Equação 27}$$

Em que,

T<sub>0</sub> : ano de um dado histórico aleatório;

T<sub>1</sub> : ano subsequente de um dado histórico aleatório;

P<sub>0</sub> : população do ano T<sub>0</sub>;

P<sub>1</sub> : população do ano T<sub>1</sub>.

Uma vez calculadas as projeções, a ferramenta sugere aquela onde o coeficiente de determinação (R<sup>2</sup>) seja mais próximo de 1, indicando a melhor curva. O usuário poderá adotar a sugestão ou a projeção que desejar.

### **8.1.3.2 Cálculo de indicadores de desempenho**

Os resultados da modelagem de uma determinada unidade de planejamento são traduzidos por um conjunto de indicadores de desempenho que são apresentados sob a forma gráfica, com representação numérica anual. Também, são apresentados os balanços globais de cada parâmetro monitorado, assim como indicadores complementares totais.

Quanto aos gráficos anuais, conforme já discutido, apresentam-se abaixo os parâmetros e sua construção matemática. Para o conjunto de informações mássicas são calculados os parâmetros: massa total produzida (Equação 28); massa total coletada (Equação 29); massa gerenciada pelas unidades (Equação 30); massa de resíduos estabilizada (reduzida e/ou confinada) (Equação 31); massa de resíduos recuperada (valorização de materiais) (Equação 32); e, massa de resíduos não gerenciada (Equação 33).

$$M_{px} = \sum_{i=1}^n M_{px_i} \quad \text{Equação 28}$$

Em que,

- $M_{px}$  : massa produzida no ano x (ton);  
 $M_{px_i}$  : massa da fração i produzida no ano x (ton);  
 i : fração de resíduo sólido, em que  $i = \{1, \dots, n\}$ .

$$M_{cx} = \sum_{p=1}^2 \left( \sum_{q=1}^3 M_{cx_q} \right)_p \quad \text{Equação 29}$$

Em que,

- $M_{cx}$  : massa coletada no ano x (ton);  
 $M_{cx_{pq}}$  : massa coletada por meio de espécie de coleta p e técnica de coleta q no ano x (ton);  
 p : espécie de coleta utilizada, em que  $p = \{\text{coleta diferenciada (1), coleta indiferenciada (2)}\}$ ;  
 q : técnica de coleta utilizada, em que  $q = \{\text{porta a porta veicular (1), ponto a ponto veicular (2), manual (3)}\}$ .

$$M_{gx} = \sum_{s=1}^t (M_{rex_s} + M_{rvx_s}) \quad \text{Equação 30}$$

Em que,

- Mgx : massa gerenciada no ano x (ton);
- Mrex<sub>s</sub> : massa de resíduos estabilizada (reduzida e/ou confinada) na unidade de gerenciamento s, no ano x (ton);
- Mrvx<sub>s</sub> : massa de resíduos recuperada (valorização) na unidade de gerenciamento s, no ano x (ton);
- s : unidade de gerenciamento, em que s = {1, ..., t}.

$$Mrex = \sum_{s=1}^t \left( \sum_{i=1}^n (Mrenx_i \cdot te_i) \right)_s \quad \text{Equação 31}$$

Em que,

- Mrex : massa de resíduos estabilizada (reduzida e/ou confinada) no ano x (ton);
- Mrenx<sub>i</sub> : massa de resíduos da fração i que entra na unidade de gerenciamento s no ano x (ton);
- te<sub>i</sub> : percentual de estabilização mássica da fração i (%) na unidade de gerenciamento s no ano x;
- s : unidade de gerenciamento, em que s = {1, ..., t};
- i : fração de resíduo sólido, em que i = {1, ..., n}.

$$Mrecx = \sum_{s=1}^t \left( \sum_{i=1}^n \left( \frac{Mrec_i}{MTren_i} \right) \cdot Mrenx_i \right)_s \quad \text{Equação 32}$$

Em que,

- Mrecx : massa de resíduos recuperada (valorização de materiais) no ano x (ton);
- Mrec<sub>i</sub> : massa de resíduos da fração i que é recuperada na unidade de gerenciamento s no ano de referência (ton);
- Mren<sub>i</sub> : massa total de resíduos da fração i que entra na unidade de gerenciamento s no ano de referência (ton);

- $M_{renx_i}$  : massa de resíduos da fração  $i$  que entra na unidade de gerenciamento  $s$  no ano  $x$  (ton);  
 $s$  : unidade de gerenciamento, em que  $s = \{1, \dots, t\}$ ;  
 $i$  : fração de resíduo sólido, em que  $i = \{1, \dots, n\}$ .

$$M_{ngx} = M_{px} - M_{rex} + M_{recx}$$

Equação 33

Em que,

- $M_{ngx}$  : massa de resíduos não gerenciada no ano  $x$  (ton);  
 $M_{px}$  : massa produzida no ano  $x$  (ton);  
 $M_{rex}$  : massa de resíduos estabilizada (reduzida e/ou confinada) no ano  $x$  (ton);  
 $M_{recx}$  : massa de resíduos que é recuperada no ano  $x$  (ton).

Para o conjunto de informações financeiras são calculados os parâmetros: despesas totais de capital (Equação 34); despesas totais operacionais (Equação 35); e, receitas totais (Equação 36).

$$CAPEX_x = \sum_{s=1}^t \left( \left[ I_s \cdot \left( tds / \left( 1 - \left( \frac{1}{(1+tds)^n} \right) \right) \right) \right] + I_{a_s} \right) + I_{c_x}$$

Equação 34

Em que,

- $CAPEX_x$  : despesa total de capital no ano  $x$  (ton);  
 $I_s$  : despesa de capital para instalação da unidade  $s$  no ano de referência financeiro (\$);  
 $tds$  : taxa de desconto anual adotada para a unidade  $s$  (%);  
 $n$  : tempo total de operação da unidade (anos);  
 $I_{a_s}$  : despesa de capital para ampliação da unidade  $s$  no ano  $x$  (\$);  
 $I_{c_x}$  : despesa de capital da operação de coleta no ano  $x$  (\$);  
 $s$  : unidade de gerenciamento, em que  $s = \{1, \dots, t\}$ .

$$OPEX_x = \left[ \sum_{s=1}^t \frac{(OF_{x_s} + OV_{x_s})}{(1+tds)^n} \right] + \frac{OC_x}{(1+tdc)^n}$$
Equação 35

Em que,

- $OPEX_x$  : despesa total de operação no ano x (ton);  
 $OF_{x_s}$  : despesa operacional fixa da unidade s no ano x (\$);  
 $OV_{x_s}$  : despesa operacional variável da unidade s no ano x (\$);  
 $tds$  : taxa de desconto anual adotada para a unidade s (%);  
 $n$  : número do ano x contado a partir do ano de referência;  
 $s$  : unidade de gerenciamento, em que  $s = \{1, \dots, t\}$ ;  
 $OC_x$  : despesa operacional da operação de coleta no ano x (\$);  
 $tdc$  : taxa de desconto anual adotada para a coleta (%).

$$R_x = \sum_{s=1}^t \frac{(RR_{x_s} + RV_{x_s} + RE_{x_s})}{(1+tds)^n}$$
Equação 36

Em que,

- $R_x$  : receita total no ano x (ton);  
 $RR_{x_s}$  : receita pelo recebimento de materiais na unidade s no ano x (\$);  
 $RV_{x_s}$  : receita pela venda de materiais na unidade s no ano x (\$);  
 $RE_{x_s}$  : receita pela venda de energia elétrica produzida na unidade s no ano x (\$);  
 $tds$  : taxa de desconto anual adotada para a unidade s (%);  
 $n$  : número do ano x contado a partir do ano de referência;  
 $s$  : unidade de gerenciamento, em que  $s = \{1, \dots, t\}$ .

Para o conjunto de informações sociais são calculados os parâmetros: número totais de trabalhadores (Equação 37); e, capacidade laboral (Equação 38).

$$T_x = \left[ \sum_{s=1}^t (T_{ox_s} + T_{ax_s}) \right] + T_c \quad \text{Equação 37}$$

Em que,

- $T_x$  : número de trabalhadores totais no ano  $x$ ;  
 $T_{ox_s}$  : número de trabalhadores operacionais na unidade  $s$  no ano  $x$ ;  
 $T_{ax_s}$  : número de trabalhadores administrativos na unidade  $s$  no ano  $x$ ;  
 $T_c$  : número de pessoas envolvidas nas equipes de coleta no ano  $x$ ;  
 $s$  : unidade de gerenciamento, em que  $s = \{1, \dots, t\}$ .

$$\text{Prodx} = \frac{M_{rex} + M_{recx} + M_{cx}}{T_x} \quad \text{Equação 38}$$

Em que,

- $\text{Prodx}$  : capacidade laboral no ano  $x$  (ton/pessoa.ano);  
 $M_{recx}$  : massa de resíduos recuperada (valorização de materiais) no ano  $x$  (ton);  
 $M_{rex}$  : massa de resíduos estabilizada (reduzida e/ou confinada) no ano  $x$  (ton);  
 $M_{cx}$  : massa coletada no ano  $x$  (ton);  
 $T_x$  : número de trabalhadores totais no ano  $x$ .

$$\text{Rem} = \left[ \sum_{s=1}^t \frac{(\text{Rem}_{x_s})}{(1 + t_{ds})^n} \right] + \frac{\text{Rem}_{cx}}{(1 + t_{dc})^n} \quad \text{Equação 39}$$

Em que,

- $\text{Rem}$  : remuneração total paga no ano  $x$  (ton);  
 $\text{Rem}_{x_s}$  : remuneração de pessoal da unidade  $s$  no ano  $x$  (\$);  
 $t_{ds}$  : taxa de desconto anual adotada para a unidade  $s$  (%);  
 $n$  : número do ano  $x$  contado a partir do ano de referência;  
 $s$  : unidade de gerenciamento, em que  $s = \{1, \dots, t\}$ ;  
 $\text{Rem}_{cx}$  : remuneração de pessoal da operação de coleta no ano  $x$  (\$);  
 $t_{dc}$  : taxa de desconto anual adotada para a coleta (%).

Para o conjunto de informações energéticas são calculados os parâmetros: consumo energético total (Equação 40); produção energética total das unidades de gerenciamento (Equação 41); capacidade de geração energética das unidades de gerenciamento (Equação 42); e, capacidade de geração energética da fração biodegradável total (Equação 43).

$$CE_x = \left( \sum_{s=1}^t CE_{x_s} \right) + CE_{cx} \quad \text{Equação 40}$$

Em que,

- $CE_x$  : consumo energético no ano x (MWh/ano);  
 $CE_{x_s}$  : consumo energético na unidade s no ano x (MWh/ano);  
 $CE_{cx}$  : consumo energético do sistema de coleta no ano x (MWh/ano);  
s : unidade de gerenciamento, em que  $s = \{1, \dots, t\}$ .

$$PE_x = \left( \sum_{s=1}^t M_{x_s} \times tpx_s \right) \quad \text{Equação 41}$$

Em que,

- $PE_x$  : produção energética total no ano x (MWh/ano);  
 $M_{x_s}$  : massa de resíduos total que entra na unidade de gerenciamento s no ano x (ton);  
 $tpx_s$  : taxa de produção energética na unidade de gerenciamento s no ano x (MWh/ano.ton);  
s : unidade de gerenciamento, em que  $s = \{1, \dots, t\}$ .

$$CGE_x = \sum_{s=1}^t \left( \sum_{i=1}^n (PCI_{i,\eta} \cdot M_{rex_i} \cdot 0,00027768) \right)_s \quad \text{Equação 42}$$

Em que,

- CGEx : capacidade de geração energética total no ano x segundo Poder Calorífico Inferior (MWh/ano);
- PCI<sub>i</sub> : Poder Calorífico Inferior da fração i (kJ/kg);
- $\eta$  : rendimento da conversão térmica (%);
- Mrex<sub>i</sub> : massa de resíduos da fração i estabilizada (reduzida e/ou confinada) na unidade de gerenciamento s no ano x (ton);
- s : unidade de gerenciamento, em que s = {1, ... , t};
- i : fração de resíduo sólido, em que i = {1, ... , n}.

$$CGE_{bx} = \sum_{s=1}^t (M_{bx} \cdot t_{xb} \cdot C_m \cdot PCS_b \cdot 2,7768 \cdot 10^{-9}) \quad \text{Equação 43}$$

Em que,

- CGE<sub>bx</sub> : capacidade de geração energética da fração biodegradável total no ano x (MWh/ano);
- M<sub>bx</sub> : massa total de resíduos de origem carbônica biológica produzida no ano x (ton);
- t<sub>xb</sub> : taxa de produção de biogás (m<sup>3</sup>/ton);
- C<sub>m</sub> : concentração de metano no biogás produzido (%);
- PCS<sub>b</sub> : PCS do biogás (kJ/kg);

Para o conjunto de informações ambientais são calculados os parâmetros: emissões de CO<sub>2</sub>-eq (Equação 44); e, emissões evitadas de CO<sub>2</sub>-eq (Equação 45).

$$ECO_{2x} = \left( \sum_{s=1}^t ECO_{2s} \right) + ECO_{2cx} \quad \text{Equação 44}$$

Em que,

- ECO<sub>2x</sub> : emissões de CO<sub>2</sub>-eq no ano x (tonCO<sub>2</sub>-eq/ano);
- ECO<sub>2s</sub> : emissões de CO<sub>2</sub>-eq na unidade de gerenciamento s no ano x (tonCO<sub>2</sub>-eq/ano);
- ECO<sub>2cx</sub> : emissões de CO<sub>2</sub>-eq no sistema de coleta no ano x (tonCO<sub>2</sub>-eq/ano);



s : unidade de gerenciamento, em que  $s = \{1, \dots, t\}$ .

$$EeCO_2x = PEx \cdot c \quad \text{Equação 45}$$

Em que,

$EeCO_2x$  : emissões evitadas de  $CO_2$ -eq no ano x (ton $CO_2$ -eq/ano);

$PEx$  : produção energética total no ano x (MWh/ano);

c : coeficiente de emissão de dióxido de carbono (ton $CO_2$ -eq/MWh).

Além dos parâmetros anuais, os quais são também apresentados na forma total, somando-se seus resultados no período de análise (20 anos), são calculados também alguns índices de desempenho globais, são eles: índice de redução de resíduos (Equação 46); taxa de estabilização da fração biológica (Equação 47); e, índice lixo zero (Equação 48).

$$IRR = 1 - \frac{Mng}{Mp} \quad \text{Equação 46}$$

Em que,

IRR : índice de redução de resíduos (%);

Mng : massa total de resíduos não gerenciada (ton);

Mp : massa total produzida (ton).

$$Teb = 1 - \frac{Meb}{Mb} \quad \text{Equação 47}$$

Em que,

Teb : taxa de estabilização da fração biológica (%);

Meb : massa total de resíduos de origem carbônica biológica estabilizada (ton);

Mb : massa total de resíduos de origem carbônica biológica (ton).

$$Ilz = \frac{(Mp - Mng - Mre)}{Mp}$$

Equação 48

Em que,

Ilz : índice lixo zero (%);

Mp : massa total produzida (ton).

Mng : massa de resíduos não gerenciada (ton);

Mre : massa de resíduos estabilizada (reduzida e/ou confinada) (ton).

## 8.2 VALIDAÇÃO DA FERRAMENTA E ANÁLISE DE SENSIBILIDADE

A validação da ferramenta foi realizada por meio de duas fases principais, a apresentação da sua estrutura a profissionais do setor e a realização de análise de sensibilidade. Os profissionais consultados foram selecionados de acordo com sua área de atuação para que pudessem contribuir em diferentes óticas de construção e de validação da ferramenta, já a análise de sensibilidade permitiu avaliar a variação dos resultados que a ferramenta pode apresentar segundo diferentes cenários modelados.

Inicialmente interessou-se em avaliar de que maneira as empresas que atuam no gerenciamento de resíduos sólidos registravam e disponibilizavam suas informações, sua forma de tabulação e organização. Tal avaliação, onde foram consultados colaboradores de empresas públicas e privadas que operam as etapas de coleta, tratamento e disposição final de resíduos sólidos, permitiu enquadrar os parâmetros de entrada da ferramenta alinhados à gestão das empresas consultadas. Também, foram consultados profissionais que gerenciam plataformas digitais no âmbito Federal de coleta e disponibilização de dados da gestão de resíduos sólidos municipais. Essa avaliação permitiu identificar e uniformizar indicadores de saída com bases de informações já consagradas no contexto nacional. Dessa forma, a ferramenta foi apresentada a esses diferentes grupos de atores envolvidos na gestão de resíduos sólidos para que pudessem complementar e identificar eventuais adequações necessárias.

Uma vez concluída essa fase, a ferramenta foi avaliada segundo sua sensibilidade. Assim, foram gerados 10.000 cenários de acordo com a variação aleatória de diferentes parâmetros de entrada, segundo faixas pré-estabelecidas, conforme detalhado no item 7.2.

Assim, tomando-se como parâmetro comparativo a massa gerenciada (ton), são apresentados os comportamentos de distintos parâmetros avaliados pela ferramenta. A Figura 83 apresenta o comportamento das receitas ordinárias, aquelas entendidas pela entrada de material nas unidades de gerenciamento, em relação à massa gerenciada, resultantes dos cenários gerados. Nela é possível observar uma relação linear para massas gerenciadas pequenas, aumentando a variabilidade dos resultados quanto maior é esse parâmetro. Tal comportamento se repete quando analisada a relação do OPEX (Figura 84) e do CAPEX (Figura 85) com a massa administrada. Uma ligeira quebra de ruptura pode ser observada em valores baixos de massa gerenciada, justificado pelas diferentes faixas utilizadas como referencial (Quadro 12).

Figura 83: Avaliação de sensibilidade para o parâmetro “receitas” do sistema de gerenciamento em relação à massa gerenciada.

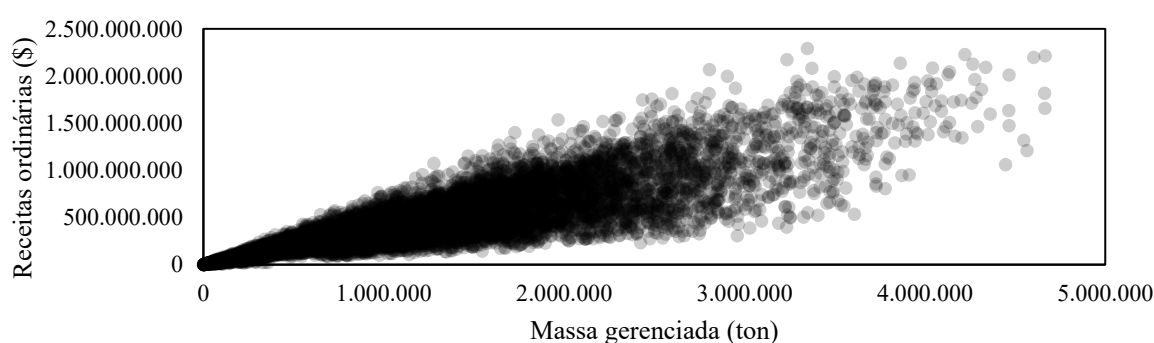


Figura 84: Avaliação de sensibilidade para o parâmetro “OPEX” do sistema de gerenciamento em relação à massa gerenciada.

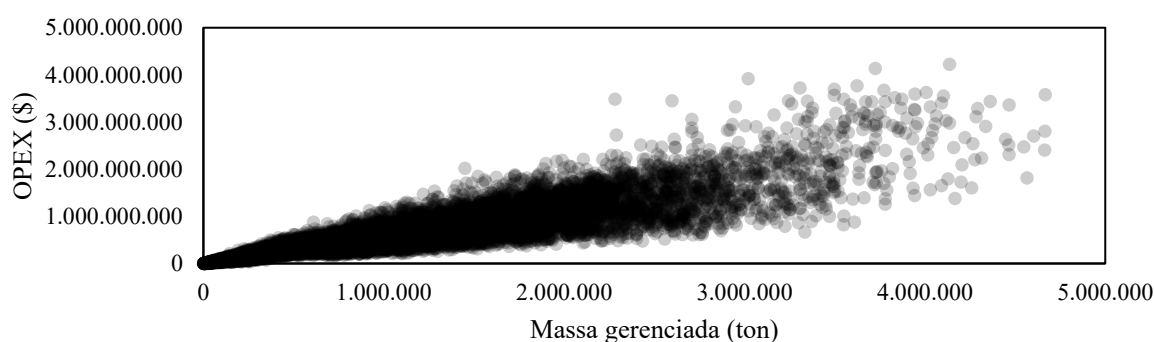
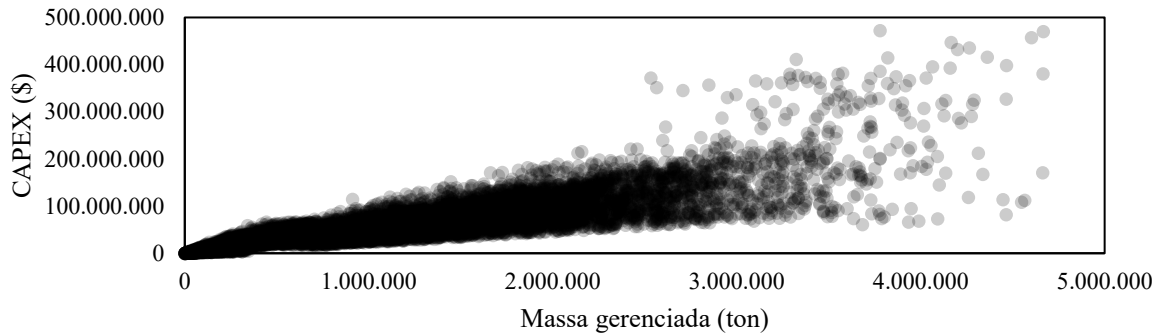


Figura 85: Avaliação de sensibilidade para o parâmetro “CAPEX” do sistema de gerenciamento em relação à massa gerenciada.



Quando analisados os parâmetros sociais, o padrão da relação com a massa gerenciada se modifica. A Figura 86 apresenta o comportamento da renda anual por pessoa e por tonelada, onde se observa uma relação logarítmica. O mesmo acontece para a renda anual por pessoa e por hora produtiva (Figura 87).

Figura 86: Avaliação de sensibilidade para o parâmetro “renda anual por pessoa e por tonelada” do sistema de gerenciamento em relação à massa gerenciada (escala logarítmica).

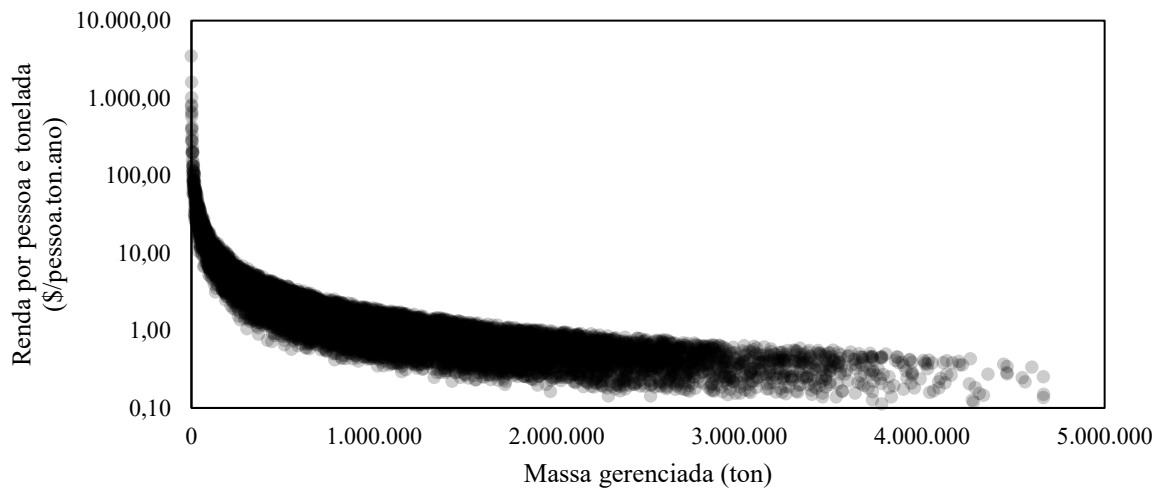
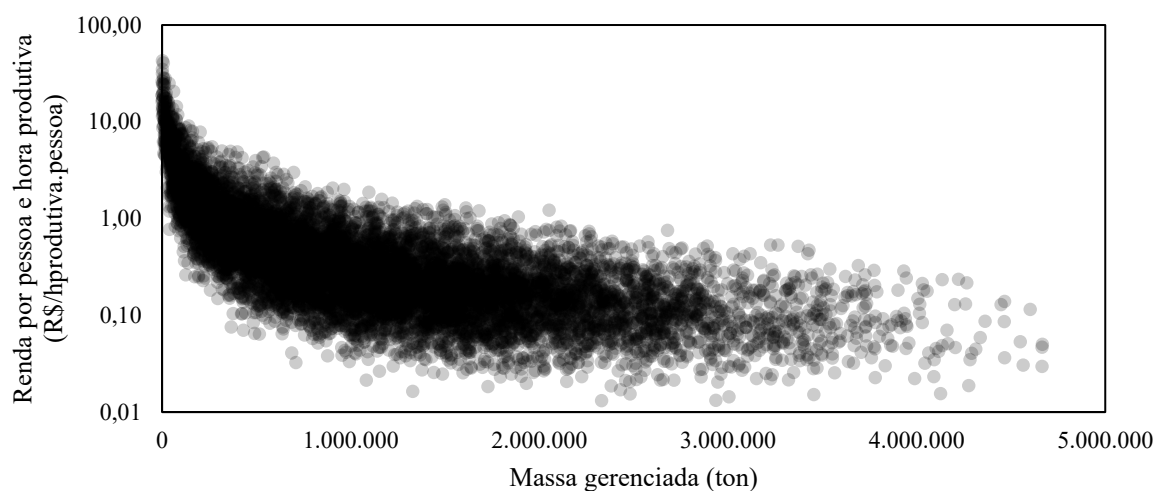
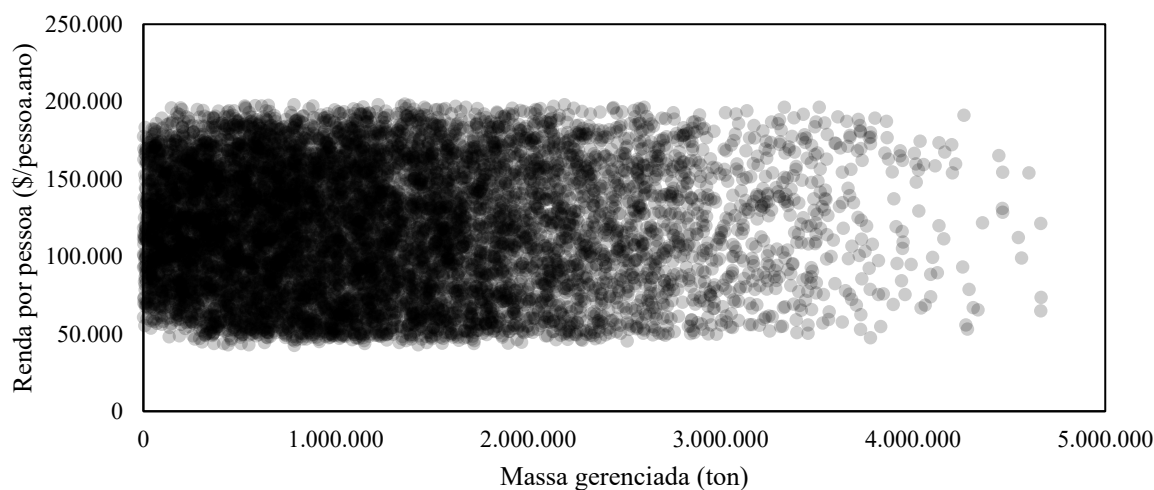


Figura 87: Avaliação de sensibilidade para o parâmetro “renda anual por pessoa e por hora produtiva” do sistema de gerenciamento em relação à massa gerenciada (escala logarítmica).



Diferente das demais, a relação da renda anual por pessoa com a massa gerenciada apresenta uma faixa entre 50.000 e 200.000 \$/pessoa.ano, concentrando-se eventos com maior recorrência entre 0 e 2.000.000 toneladas gerenciadas (Figura 88). Tais limites superior e inferior justificam-se pelo intervalo previamente definido.

Figura 88: Avaliação de sensibilidade para o parâmetro “renda anual por pessoa” do sistema de gerenciamento em relação à massa gerenciada.



Com relação ao consumo energético por massa administrada (Figura 89) e a taxa de emissão de CO<sub>2</sub>-equiv por tonelada (Figura 90) em relação à massa gerenciada, se verifica comportamento semelhante, ou seja, limites superior e inferior definidos, ou seja, previamente

estabelecidos para a construção dos cenários, e prevalência de eventos em região abaixo de 2.000.000 toneladas gerenciadas pelo sistema de gerenciamento de resíduos sólidos.

Figura 89: Avaliação de sensibilidade para o parâmetro “consumo energético por massa administrada” do sistema de gerenciamento em relação à massa gerenciada.

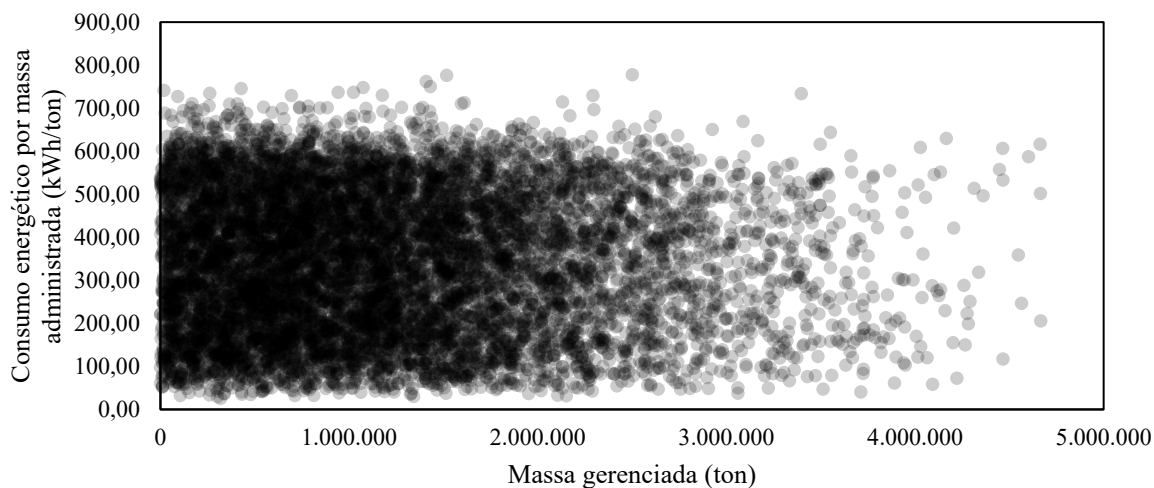
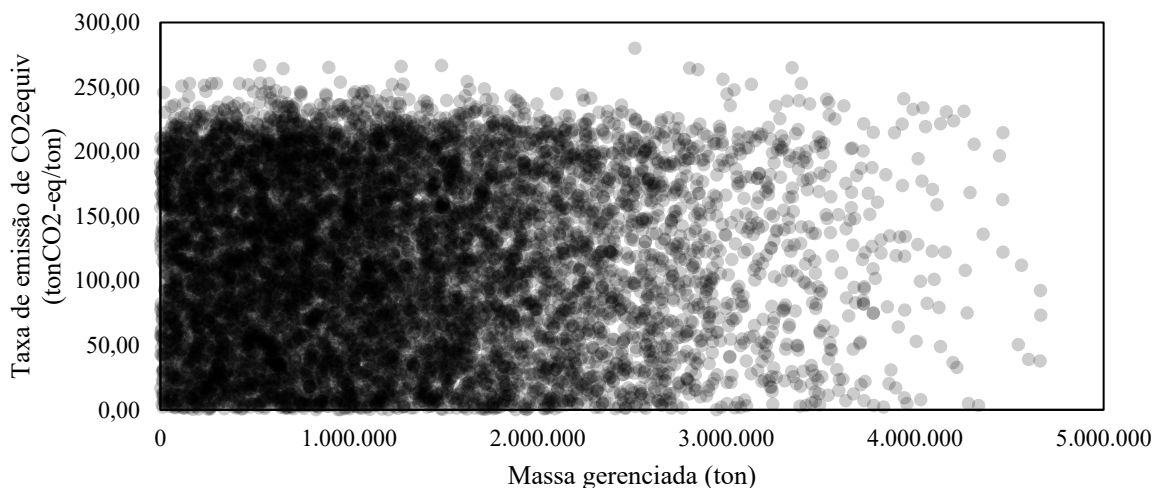


Figura 90: Avaliação de sensibilidade para o parâmetro “taxa de emissão de CO<sub>2</sub>-equiv/ton” do sistema de gerenciamento em relação à massa gerenciada.



Tais resultados mostram que a ferramenta está parametrizada de modo que possibilita diferentes comportamentos e resultados sob diferentes parâmetros em análise, cabendo ao usuário a delimitação dos parâmetros de interesse para se obter a análise desejada.

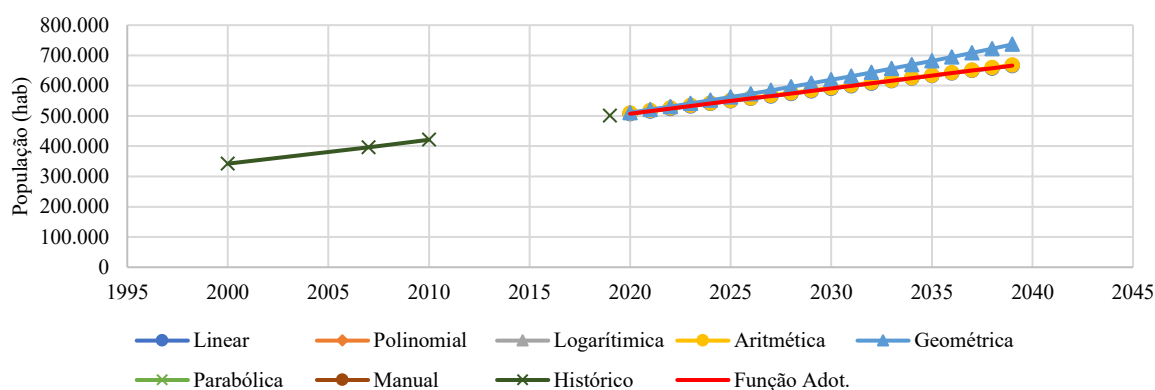
### 8.3 APLICAÇÃO DA FERRAMENTA E RESULTADOS DOS CENÁRIOS

Para a aplicação da ferramenta foi adotado um município brasileiro com população aproximada de 500 mil habitantes, tendo sido caracterizado seu desempenho atual para formular o desempenho atual, ou seja, o cenário inicial. Uma vez adotado o cenário inicial como referencial, puderam ser aplicadas variações na composição do cenário para avaliar a resposta da ferramenta, assim como o desempenho de diferentes sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos nesta região.

O cenário inicial caracteriza-se por três sistemas de coleta (coleta convencional, coleta seletiva de materiais secos e coleta seletiva de materiais orgânicos) e por quatro unidades de gerenciamento (transbordo, aterro sanitário, triagem e pátio de compostagem).

Dessa forma, a entrada de dados para a composição do cenário inicial deu-se pela definição da população no seu horizonte de planejamento. Para tanto, foram utilizados dados históricos populacionais disponíveis no Plano de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PGIRS) do município em estudo. A Figura 91 mostra os dados históricos utilizados, assim como as diferentes projeções realizadas pela ferramenta, onde a função adotada foi a sugerida automaticamente como sendo a melhor curva, ou seja, a projeção linear.

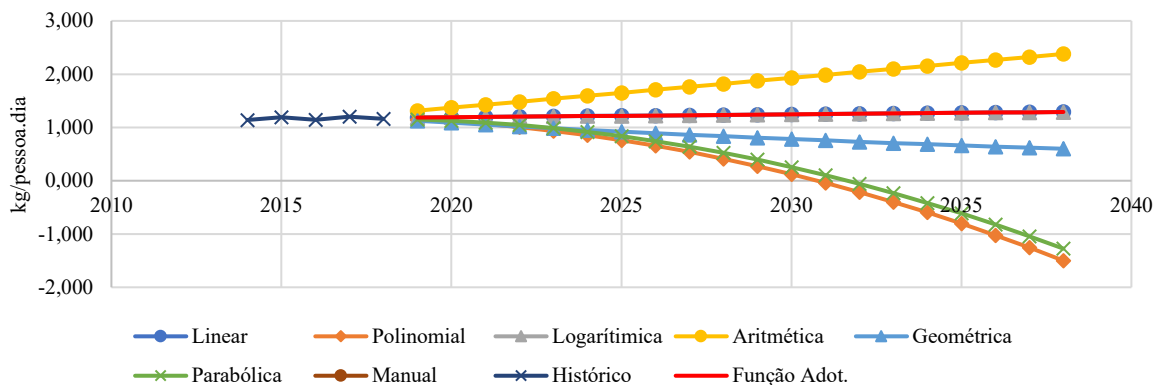
Figura 91: Evolução do número de habitantes do município em estudo.



A geração per capita do município em estudo também foi extraída do seu Plano de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PGIRS). A Figura 92 mostra os dados histórico

utilizados, assim como as projeções realizadas pela ferramenta. Para este parâmetro foi utilizada a projeção logarítmica.

Figura 92: Evolução da geração per capita (kg/pessoa.dia) do município em estudo.



Em seguida, quanto à composição gravimétrica, os parâmetros foram também extraídos do Plano de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PGIRS) do município em estudo, tanto as classificações quanto ao percentual de cada uma delas. O Quadro 24 mostra a composição gravimétrica utilizada, inclusive a classificação realizada quanto à origem carbônica de cada uma delas. A composição gravimétrica foi fixada como padrão ao longo de todos os anos de análise pela ausência de dados históricos que permitissem a realização de projeções.

Quadro 24: Composição gravimétrica padrão utilizada para caracterizar o sistema de gerenciamento em estudo.

Frações	Origem carbônica	Padrão
Resíduos alimentares	Biológica	34,79%
Papel	Biológica	10,79%
Papelão	Biológica	5,29%
Plásticos	Não biológica	18,58%
Vidro	Não biológica	4,19%
Metais ferrosos	Não biológica	1,79%
Metais não ferrosos	Não biológica	0,79%
Têxteis	Biológica	4,29%
Sujeira, cinzas, tijolo, etc.	Não biológica	0,29%
Borracha	Não biológica	0,29%



Dessa forma, relacionando a população, a geração per capita e a composição gravimétrica, o resultado anual de produção (ton/ano) calculado pela ferramenta é apresentado no Quadro 25.

Quadro 25: Resultado de produção anual por fração (ton/ano).

Frações	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029
Resíduos alimentares	76.745	78.373	80.013	81.665	83.328	85.003	86.690	88.388	90.097	91.818
Papel	23.798	24.303	24.812	25.324	25.840	26.359	26.882	27.409	27.939	28.473
Papelão	11.665	11.912	12.162	12.413	12.665	12.920	13.176	13.434	13.694	13.956
Plásticos	40.978	41.848	42.724	43.606	44.494	45.388	46.289	47.195	48.108	49.027
Vidro	9.238	9.434	9.632	9.830	10.031	10.232	10.435	10.640	10.845	11.053
Metais ferrosos	3.943	4.027	4.111	4.196	4.282	4.368	4.454	4.542	4.630	4.718
Metais não ferrosos	1.737	1.774	1.811	1.849	1.886	1.924	1.962	2.001	2.040	2.079
Têxteis	9.459	9.659	9.862	10.065	10.270	10.477	10.684	10.894	11.104	11.316
Sujeira, cinzas, tijolo, etc.	634	648	661	675	689	703	716	730	745	759
Borracha	634	648	661	675	689	703	716	730	745	759
Outros	41.778	42.665	43.557	44.457	45.362	46.274	47.192	48.116	49.047	49.984
<b>Total</b>	<b>220.610</b>	<b>225.291</b>	<b>230.006</b>	<b>234.754</b>	<b>239.536</b>	<b>244.350</b>	<b>249.198</b>	<b>254.079</b>	<b>258.993</b>	<b>263.940</b>
Frações	2030	2031	2032	2033	2034	2035	2036	2037	2038	2039
Resíduos alimentares	93.551	95.295	97.050	98.818	100.596	102.386	104.188	106.001	107.825	109.670
Papel	29.010	29.551	30.095	30.643	31.195	31.750	32.308	32.870	33.436	34.008
Papelão	14.219	14.484	14.751	15.020	15.290	15.562	15.836	16.111	16.389	16.669
Plásticos	49.952	50.883	51.821	52.764	53.714	54.670	55.632	56.600	57.574	58.559
Vidro	11.261	11.471	11.682	11.895	12.109	12.325	12.541	12.760	12.979	13.201
Metais ferrosos	4.807	4.897	4.987	5.078	5.169	5.261	5.354	5.447	5.540	5.635
Metais não ferrosos	2.118	2.157	2.197	2.237	2.277	2.318	2.359	2.400	2.441	2.483
Têxteis	11.530	11.745	11.961	12.179	12.398	12.619	12.841	13.064	13.289	13.517
Sujeira, cinzas, tijolo, etc.	773	788	802	817	831	846	861	876	891	906
Borracha	773	788	802	817	831	846	861	876	891	906
Outros	50.927	51.876	52.832	53.794	54.762	55.737	56.717	57.704	58.697	59.702
<b>Total</b>	<b>268.921</b>	<b>273.934</b>	<b>278.981</b>	<b>284.060</b>	<b>289.173</b>	<b>294.319</b>	<b>299.497</b>	<b>304.709</b>	<b>309.953</b>	<b>315.256</b>

Uma vez concluída a parametrização das informações gerais da região em estudo que compõe o sistema de gerenciamento em análise, o cenário inicial foi caracterizado segundo dados da empresa de operação do serviço de coleta, segundo Quadro 26.

Quadro 26: Caracterização dos sistemas de coleta utilizados no cenário inicial.

Sistemas de Coleta	Despesas operacionais (OPEX)	Depreciação de investimentos	Proventos da(s) equipe(s) de coleta	Número de pessoas envolvidas na(s) equipe(s) de coleta
-	\$/ano	\$/ano	\$/ano	-
Coleta convencional	70.930.944,11	21.430,21	41.575.006,55	1080
Coleta seletiva de materiais secos	13.407.996,32	207.801,73	10.078.745,48	262
Coleta seletiva de materiais orgânicos	419.426,06	6.500,41	46.066,32	2

Também segundo dados da empresa de operação do serviço de coleta do município alvo, foram caracterizadas as rotas de cada sistema de coleta. O Quadro 27 e o Quadro 28 mostram as diferentes rotas parametrizadas na ferramenta, de acordo com os dados disponíveis do prestador de serviços, sua caracterização geral e um conjunto de informações já calculadas pela ferramenta: consumo energético e emissões de dióxido de carbono.

Quadro 27: Caracterização geral das rotas que compõem os sistemas de coleta do cenário inicial.

Rotas de Coleta	Caracterização geral					
	Sistema de Coleta	Espécie da coleta	Técnica de coleta	Extensão total da rota	Velocidade média da rota	Tempo total anual
	-	-		km/ano	km/h	horas
Convencional	Coleta convencional	Coleta indiferenciada	Coleta porta a porta veicular	1.370.506	14,39	95.231
Seletiva porta a porta	Coleta seletiva de materiais secos	Coleta diferenciada	Coleta porta a porta veicular	296.589	15,02	19.740
Seletiva ponto a ponto	Coleta seletiva de materiais secos	Coleta diferenciada	Coleta ponto a ponto veicular	11.687	14,13	827
Seletiva orgânicos	Coleta seletiva de materiais orgânicos	Coleta diferenciada	Coleta porta a porta veicular	15.256	10,56	1.445
Rejeito da triagem	Coleta convencional	Coleta indiferenciada	Deslocamento sem coleta	8.937	13,87	644
Poliguindastes - Caixa Brooks	Coleta convencional	Coleta indiferenciada	Coleta ponto a ponto veicular	99.423	17,11	5.810
Remoção - Volumosos	Coleta convencional	Coleta indiferenciada	Coleta ponto a ponto veicular	92.577	11,10	8.337
Roll-on Roll-off - Caixa Estacionária	Coleta convencional	Coleta indiferenciada	Coleta ponto a ponto veicular	140.595	20,35	6.908

Quadro 28: Caracterização do balanço de massa e dos aspectos energéticos e ambientais das rotas que compõem os sistemas de coleta do cenário inicial.

Rotas de Coleta	Balanço de Massa			Aspectos Energéticos				Aspectos Ambientais
	Ponto inicial	Ponto final	Massa movimentada	Tipo de combustível	Autonomia	Consumo de combustível	Consumo energético total	Emissões de CO <sub>2</sub>
	-	-	ton/ano	-	km/L	L/ano	kWh/ano	tCO <sub>2</sub> /ano
Convencional	-	Transbordo	169.218	Diesel	6,91	198.195	1.954.647	531,98
Seletiva porta a porta	-	Triagem	10.810	Diesel	7,22	41.084	405.177	110,27
Seletiva ponto a ponto	-	Triagem	605	Diesel	6,79	1.721	16.977	4,62
Seletiva orgânicos	-	Pátio de Compostagem	587	Diesel	5,07	3.008	29.662	8,07
Rejeito da triagem	Triagem	Transbordo	843	Diesel	6,67	1.341	13.221	3,60
Poliguindastes - Caixa Brooks	-	Transbordo	4.966	Diesel	8,22	12.091	119.242	32,45
Remoção - Volumosos	-	Transbordo	4.567	Diesel	5,34	17.351	171.123	46,57
Roll-on Roll-off - Caixa Estacionária	-	Transbordo	13.798	Diesel	9,78	14.377	141.793	38,59

A evolução da massa coletada foi mantida fixa em 92,70% do valor total produzido, percentual esse extraído da quantidade efetivamente coletada pela empresa de operação do serviço de coleta e relacionado à produção total estimada do ano analisado.

Para a caracterização das unidades de gerenciamento adotadas, foram utilizados dados diretamente do prestador de serviços. O Quadro 29 apresenta os diferentes parâmetros nos aspectos avaliados no cenário inicial e no cenário 02. Destaca-se que, por simplificação, alguns parâmetros foram concentrados na unidade de transbordo, também considerada como unidade administrativa, ou seja, os parâmetros de receitas operacionais, consumo energético e emissões de CO<sub>2</sub> foram todos concentrados nessa unidade pois o prestador de serviços não possuía um rateio claro sobre essas informações. Tal simplificação não prejudicou a análise pois todo o material administrado é encaminhado para essa unidade e, já que a ferramenta relaciona tais parâmetros à quantidade de material, o resultado global não foi afetado.

Considerando que o prestador de serviços em análise não opera a gestão do aterro sanitário, esta unidade somente foi acrescentada para que a ferramenta pudesse identificar o destino final e a quantidade de material estabilizada. No entanto, considerando os impactos

ambientais dessa solução, acrescentou-se a quantidade de CO<sub>2</sub> emitido, referenciado ao trabalho de Lee, Han e Wang (2017).

O Cenário 02 adotou os mesmos parâmetros identificados anteriormente. No entanto, foi assumida a gestão local dos materiais orgânicos, ou seja, por meio de iniciativas civis, seja intradomiciliar, seja por associação de moradores. Dessa forma, assumiu-se apenas a desativação do pátio de compostagem no primeiro ano de análise, bem como a redução da quantidade coletada, atingindo um percentual de 61,51% de cobertura de coleta, ou seja, 31,19% dos resíduos deixaram de ser coletados pela empresa de operação do serviço de coleta do município alvo e passaram a ser administrados *in situ*.

Destaca-se que os dados apresentados no Quadro 29 referem-se ao ano inicial de análise do cenário inicial e do cenário 02. Devido às mudanças analisadas no gerenciamento de resíduos, a ferramenta realizou as devidas correções quanto aos parâmetros vinculados à quantidade mássica encaminhada para cada unidade. Por exemplo, a partir do ano de operação do cenário 02, as despesas operacionais do pátio de compostagem passaram a ser consideradas como zero.

O cenário 03 assumiu o mesmo percentual de coleta adotado no cenário inicial (92,70%), porém todo o material orgânico passou a ser direcionado para uma unidade de digestão anaeróbia e as frações de papel, papelão e plástico passaram a ser direcionados para uma unidade de recuperação energética (incineração). Dessa forma, as unidades de triagem e pátio de compostagem deixaram de operar. Todo o restante do material coletado assumiu-se com destino a disposição final. As unidades complementares utilizadas no cenário 03 são apresentados no Quadro 30, mantendo-se os atributos do Quadro 29 para as unidades de disposição final e transbordo.

Quadro 29: Caracterização das unidades de gerenciamento adotadas para composição do cenário inicial, cenário 02 e cenário 03.

Unidade		Transbordo/Administração		Triagem		Pátio de Compostagem		Aterro Sanitário	
<b>Caracterização geral</b>									
Início da operação da unidade	Cenário Inicial	1990	ano	1990	ano	1990	ano	1990	ano
	Cenário 02								
	Cenário 03								
Ano de encerramento da operação da unidade	Cenário Inicial	2040	ano	2040	ano	2040	ano	2040	ano
	Cenário 02			2020		2020		2020	
	Cenário 03			2020		2020		2020	
Capacidade máxima de processamento da unidade		300.000	ton/ano	20.000	ton/ano	1.000	ton/ano	600.000	ton/ano
Tempo de operação semanal		168	horas/semana	44	horas/semana	44	horas/semana	168	horas/semana
Entrada de material na unidade		193.392	Ton/ano	11.414	Ton/ano	587	Ton/ano	193.392	Ton/ano
Saída total de material da unidade		193.392	Ton/ano	11.414	Ton/ano	587	Ton/ano	0	Ton/ano
Saída direta de material da unidade		193.392	Ton/ano	10.571	Ton/ano	587	Ton/ano	0	Ton/ano
<b>Composição gravimétrica</b>									
		<b>Entrada</b>	<b>Saída</b>	<b>Entrada</b>	<b>Saída</b>	<b>Entrada</b>	<b>Saída</b>	<b>Entrada</b>	<b>Saída</b>
Produto biológico de processamento interno		0%	0%	0%	0%	0%	100%	0%	0%
Produto não biológico de processamento interno		0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Resíduos alimentares		35%	35%	0%	0%	100%	0%	35%	0%
Papel		11%	11%	15%	15%	0%	0%	11%	0%
Papelaço		5%	5%	20%	20%	0%	0%	5%	0%
Plásticos		19%	19%	11%	11%	0%	0%	19%	0%
Vidro		4%	4%	48%	48%	0%	0%	4%	0%
Metais ferrosos		2%	2%	0%	0%	0%	0%	2%	0%
Metais não ferrosos		1%	1%	6%	6%	0%	0%	1%	0%
Têxteis		4%	4%	0%	0%	0%	0%	4%	0%
<b>Aspectos Financeiros</b>									
Investimento para instalação da unidade		1.830.000	\$	330.200	\$	297.143	\$	0	\$
Despesas operacionais		10.329.924	\$/ano	3.446.400	\$/ano	214.286	\$/ano	0	\$/ano
Receitas operacionais		90.378.800	\$/ano	0	\$/ano	0	\$/ano	0	\$/ano
<b>Receitas pela venda de materiais por espécie</b>		<b>ton/ano</b>	<b>\$/ano</b>	<b>ton/ano</b>	<b>\$/ano</b>	<b>ton/ano</b>	<b>\$/ano</b>	<b>ton/ano</b>	<b>\$/ano</b>
Produto biológico de processamento interno		0	0	0	0	587	0	0	0
Produto não biológico de processamento interno		0	0	0	0	0	0	0	0
Resíduos alimentares		0	0	0	0	0	0	0	0
Papel		0	0	1.141	460	0	0	0	0
Papelaço		0	0	2.283	410	0	0	0	0

Plásticos	0	0	1.256	2100	0	0	0	0
Vidro	0	0	5.479	80	0	0	0	0
Metais ferrosos	0	0	0	0	0	0	0	0
Metais não ferrosos	0	0	413	4200	0	0	0	0
Têxteis	0	0	0	0	0	0	0	0
Sujeira, cinzas, tijolo, etc.	0	0	0	0	0	0	0	0
Borracha	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Aspectos Sociais</b>								
Número de trabalhadores operacionais	233	pessoas	175	pessoas	3	pessoas	0	pessoas
Proventos pagos	10.930.361	R\$/ano	8.209.499	R\$/ano	140.734	R\$/ano	0	R\$/ano
<b>Aspectos Energéticos</b>								
Consumo energético da unidade	367	MWh/ano	0	MWh/ano	0	MWh/ano	0	MWh/ano
Produção energética da unidade	0	MWh/ano	0	MWh/ano	0	MWh/ano	0	MWh/ano
Potência instalada de geração energética	0	MW	0	MW	0	MW	0	MW
Rendimento da conversão energética ( $\eta$ )	0	%	0	%	0	%	0	%
Entalpia de vaporização da água a 25 oC	0	kJ/kg	0	kJ/kg	0	kJ/kg	0	kJ/kg
Tarifa de energia elétrica	0	\$/kWh	0	\$/kWh	0	\$/kWh	0	\$/kWh
Taxa de produção de biogás	0	m <sup>3</sup> /ton	0	m <sup>3</sup> /ton	0	m <sup>3</sup> /ton	0	m <sup>3</sup> /ton
Concentração de metano no biogás produzido	0	%	0	%	0	%	0	%
PCS do biogás	0	kJ/kg	0	kJ/kg	0	kJ/kg	0	kJ/kg
<b>Poder Calorífico Inferior das frações</b>								
Produto biológico de processamento interno	0	kJ/kg	0	kJ/kg	0	kJ/kg	0	kJ/kg
Produto não biológico de processamento interno	0	kJ/kg	0	kJ/kg	0	kJ/kg	0	kJ/kg
Resíduos alimentares	0	kJ/kg	0	kJ/kg	0	kJ/kg	0	kJ/kg
Papel	0	kJ/kg	15.596	kJ/kg	0	kJ/kg	15.596	kJ/kg
Papelão	0	kJ/kg	15.346	kJ/kg	0	kJ/kg	15.346	kJ/kg
Plásticos	0	kJ/kg	32.515	kJ/kg	0	kJ/kg	32.515	kJ/kg
Vidro	0	kJ/kg	91	kJ/kg	0	kJ/kg	91	kJ/kg
Metais ferrosos	0	kJ/kg	0	kJ/kg	0	kJ/kg	625	kJ/kg
Metais não ferrosos	0	kJ/kg	0	kJ/kg	0	kJ/kg	0	kJ/kg
Têxteis	0	kJ/kg	0	kJ/kg	0	kJ/kg	15456	kJ/kg
Sujeira, cinzas, tijolo, etc.	0	kJ/kg	0	kJ/kg	0	kJ/kg	0	kJ/kg
Borracha	0	kJ/kg	0	kJ/kg	0	kJ/kg	0	kJ/kg
Outros	0	kJ/kg	91	kJ/kg	0	kJ/kg	0	kJ/kg
<b>Aspectos Ambientais</b>								
Emissões de CO <sub>2</sub> equivalente	79,85	tCO <sub>2</sub> e/ano	0	tCO <sub>2</sub> e/ano	0	tCO <sub>2</sub> e/ano	105896	tCO <sub>2</sub> e/ano

Quadro 30: Caracterização das unidades de gerenciamento adotadas complementares para composição do cenário 03.

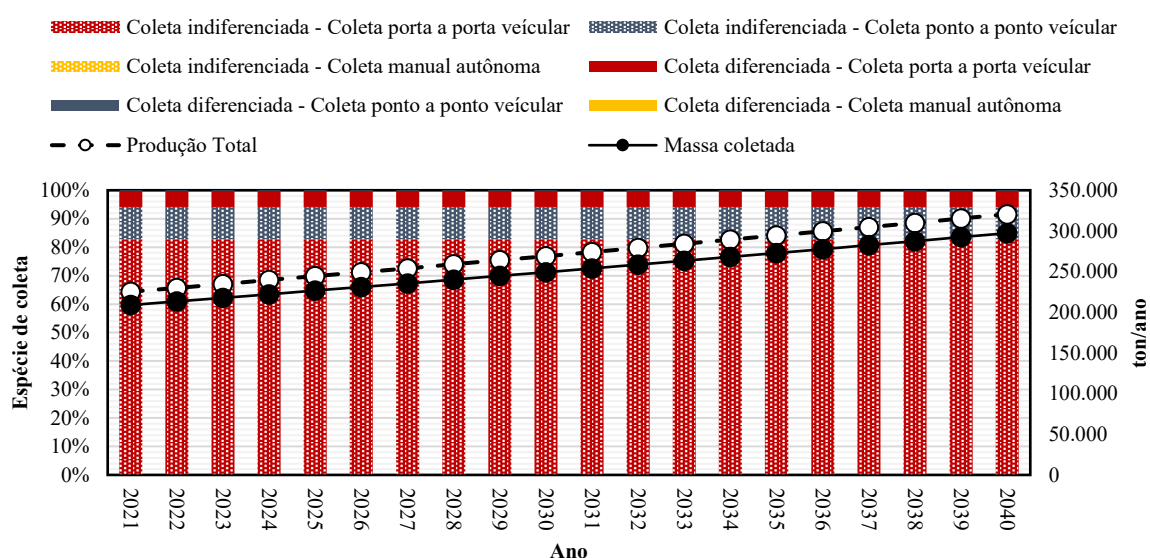
Unidade		Digestão Anaeróbia		Incineração	
<b>Caracterização geral</b>					
Início da operação da unidade	Cenário Inicial	-	ano	-	ano
	Cenário 02	-		-	
	Cenário 03	2021		2021	
Ano de encerramento da operação da unidade	Cenário Inicial	2040	ano	2040	ano
	Cenário 02	2040			
	Cenário 03	2020			
Capacidade máxima de processamento da unidade		100.000	ton/ano	100.000	ton/ano
Tempo de operação semanal		44	horas/semana	44	horas/semana
Entrada de material na unidade		69.123	Ton/ano	74.485	Ton/ano
Saída total de material da unidade		0	Ton/ano	0	Ton/ano
Saída direta de material da unidade		0	Ton/ano	0	Ton/ano
<b>Composição gravimétrica</b>		<b>Entrada</b>	<b>Saída</b>	<b>Entrada</b>	<b>Saída</b>
Produto biológico de processamento interno		0%	0%	0%	0%
Produto não biológico de processamento interno		0%	0%	0%	0%
Resíduos alimentares		100%	0%	0%	0%
Papel		0%	0%	31%	0%
Papelão		0%	0%	14%	0%
Plásticos		0%	0%	54%	0%
Vidro		0%	0%	0%	0%
Metais ferrosos		0%	0%	0%	0%
Metais não ferrosos		0%	0%	0%	0%
Têxteis		0%	0%	0%	0%
<b>Aspectos Financeiros</b>					
Investimento para instalação da unidade		101.369.863	\$	260.273.973	\$
Despesas operacionais		11.362.757	\$/ano	11.362.757	\$/ano
Receitas operacionais		0	\$/ano	0	\$/ano
<b>Receitas pela venda de materiais por espécie</b>		<b>ton/ano</b>	<b>\$/ano</b>	<b>ton/ano</b>	<b>\$/ano</b>
Produto biológico de processamento interno		0	0	0	0
Produto não biológico de processamento interno		0	0	0	0
Resíduos alimentares		0	0	0	0
Papel		0	0	0	0
Papelão		0	0	0	0

Plásticos	0	0	0	0
Vidro	0	0	0	0
Metais ferrosos	0	0	0	0
Metais não ferrosos	0	0	0	0
Têxteis	0	0	0	0
Sujeira, cinzas, tijolo, etc.	0	0	0	0
Borracha	0	0	0	0
<b>Aspectos Sociais</b>				
Número de trabalhadores operacionais	2	pessoas	9	pessoas
Proventos pagos	104.518	R\$/ano	444.203	R\$/ano
<b>Aspectos Energéticos</b>				
Consumo energético da unidade	2765	MWh/ano	4839	MWh/ano
Produção energética da unidade	10369	MWh/ano	31106	MWh/ano
Potência instalada de geração energética	10	MW	20	MW
Rendimento da conversão energética ( $\eta$ )	0	%	0,22	%
Entalpia de vaporização da água a 25 oC	2441	kJ/kg	2441	kJ/kg
Tarifa de energia elétrica	0,5	\$/kWh	0,5	\$/kWh
Taxa de produção de biogás	150	m <sup>3</sup> /ton	0	m <sup>3</sup> /ton
Concentração de metano no biogás produzido	60	%	0	%
PCS do biogás	38000	kJ/kg	0	kJ/kg
<b>Poder Calorífico Inferior das frações</b>				
		<b>PCI Adotado</b>	<b>PCI Adotado</b>	
Produto biológico de processamento interno	0	kJ/kg	0	kJ/kg
Produto não biológico de processamento interno	0	kJ/kg	0	kJ/kg
Resíduos alimentares	0	kJ/kg	0	kJ/kg
Papel	0	kJ/kg	15.596	kJ/kg
Papelão	0	kJ/kg	15.346	kJ/kg
Plásticos	0	kJ/kg	32.515	kJ/kg
Vidro	0	kJ/kg	0	kJ/kg
Metais ferrosos	0	kJ/kg	0	kJ/kg
Metais não ferrosos	0	kJ/kg	0	kJ/kg
Têxteis	0	kJ/kg	0	kJ/kg
Sujeira, cinzas, tijolo, etc.	0	kJ/kg	0	kJ/kg
Borracha	0	kJ/kg	0	kJ/kg
Outros	0	kJ/kg	0	kJ/kg
<b>Aspectos Ambientais</b>				
Emissões de CO <sub>2</sub> equivalente	13064	tCO <sub>2</sub> e/ano	33387	tCO <sub>2</sub> e/ano



Dessa forma, os resultados obtidos de cada um dos cenários analisados são avaliados segundo os gráficos produzidos pela ferramenta de avaliação de desempenho. A Figura 93, a Figura 94 e a Figura 95 mostram a partição de massa entre as diferentes técnicas e espécies de coleta, assim como a quantidade de material total coletado em comparação com a quantidade de material produzida. Esse último parâmetro manteve-se constante entre os três cenários, tendo sido alterada a quantidade de material coletado, principalmente no cenário 02 em que a estratégia de gerenciamento dos materiais orgânicos passaram a ser realizados in situ, motivo pelo qual a Figura 94 mostra uma elevada diferença entre a quantidade produzida e a quantidade coletada.

Figura 93: Produção total, massa coletada e distribuição das espécies e tipo de coleta do cenário inicial.



As proporções de espécie e tipo de coleta se mantiveram constantes entre os cenários inicial e 03 já que a cobertura de coleta se manteve a mesma. Já o cenário 02 mostra uma alteração devido, novamente, à diminuição da quantidade coletada pela empresa responsável pela operação no município em análise.

Figura 94: Produção total, massa coletada e distribuição das espécies e tipo de coleta do cenário 02.

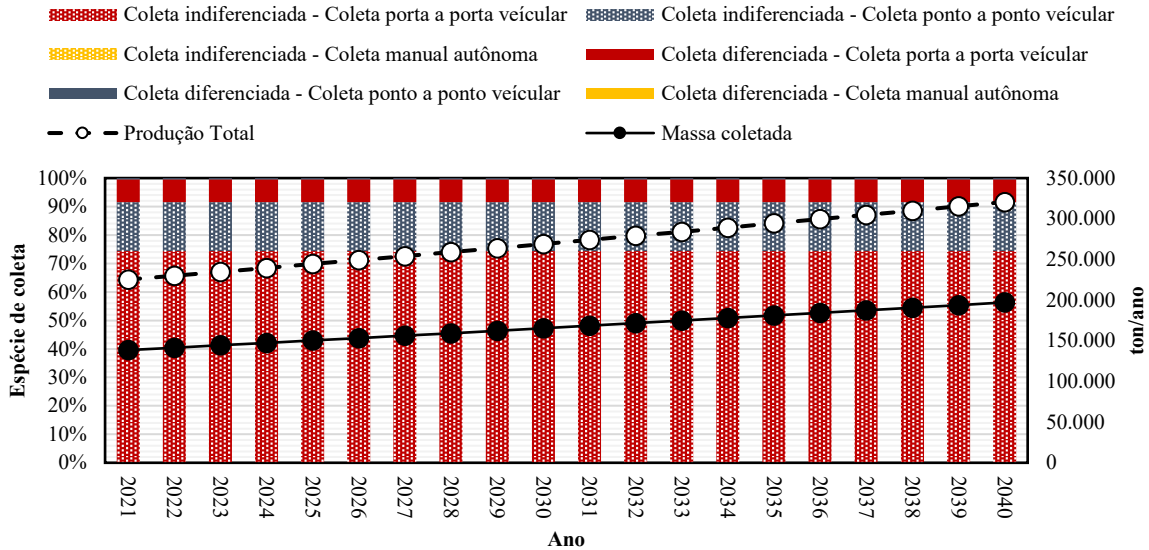
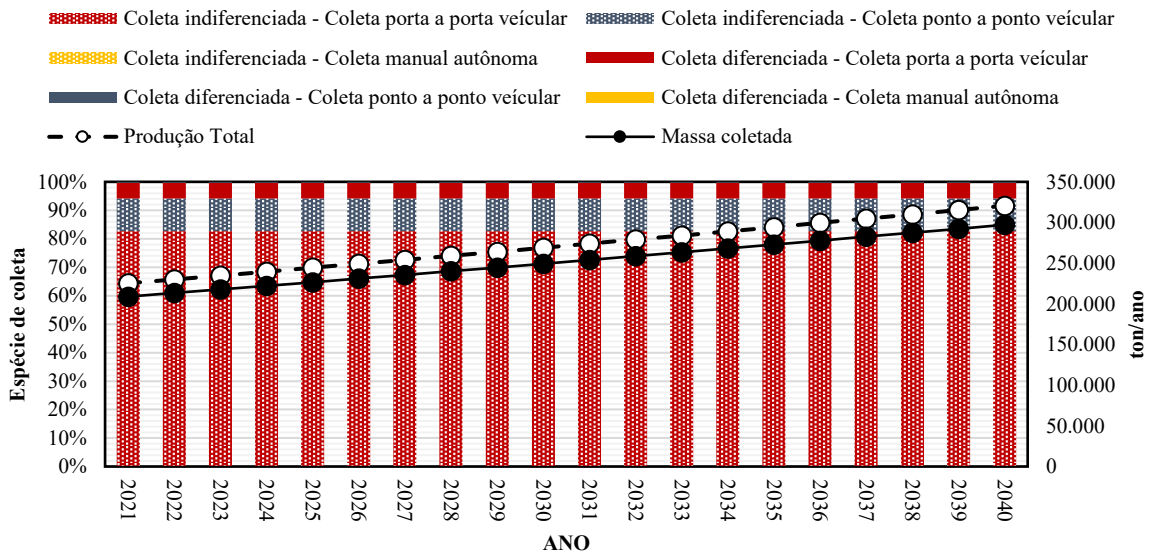
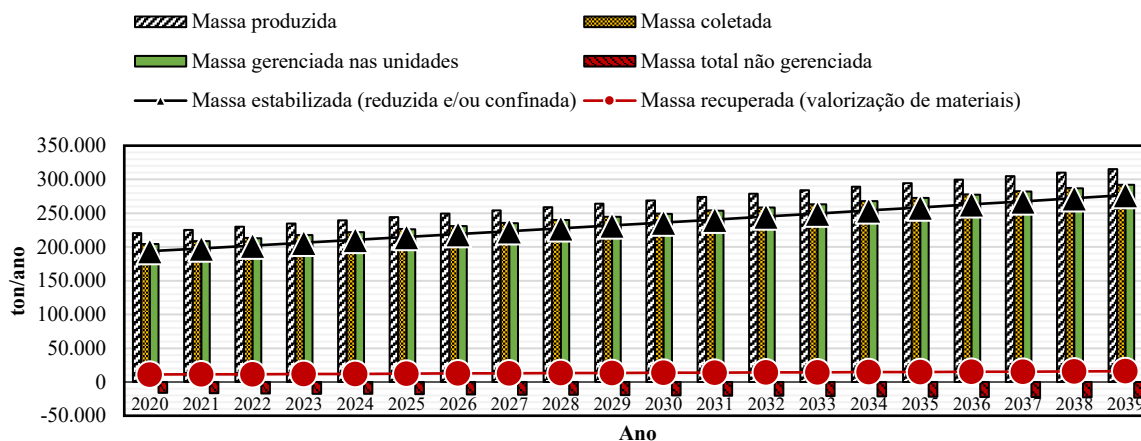


Figura 95: Produção total, massa coletada e distribuição das espécies e tipo de coleta do cenário 03.



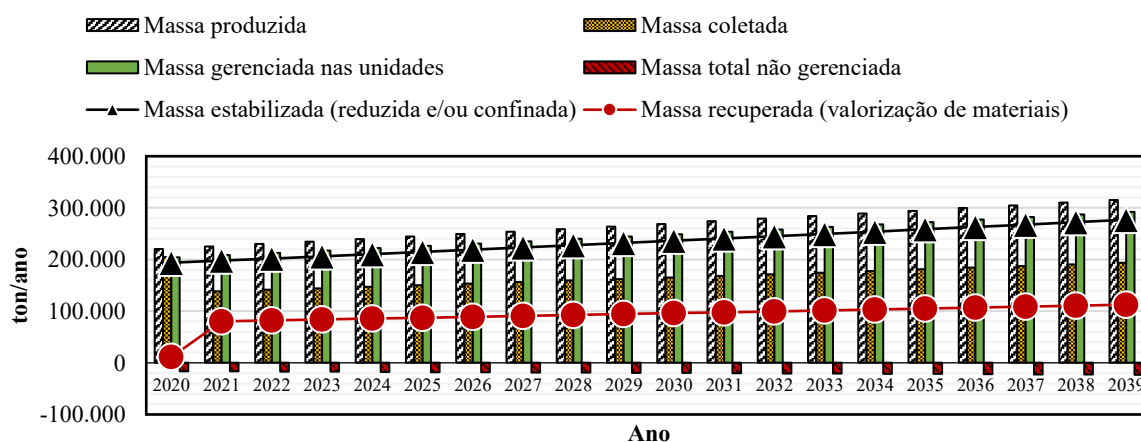
O resultado anual do balanço de massa de cada um dos cenários pode ser observado na Figura 96, na Figura 97 e na Figura 98. O cenário inicial (Figura 96) tem como premissa a coleta de 92,70% do material produzido, em que todo o material é gerenciado, seja pela estabilização em aterro sanitário, seja pela recuperação através de unidade de triagem.

Figura 96: Balanço de massa (produzida, gerenciada, coletada e não gerenciada) do cenário inicial.



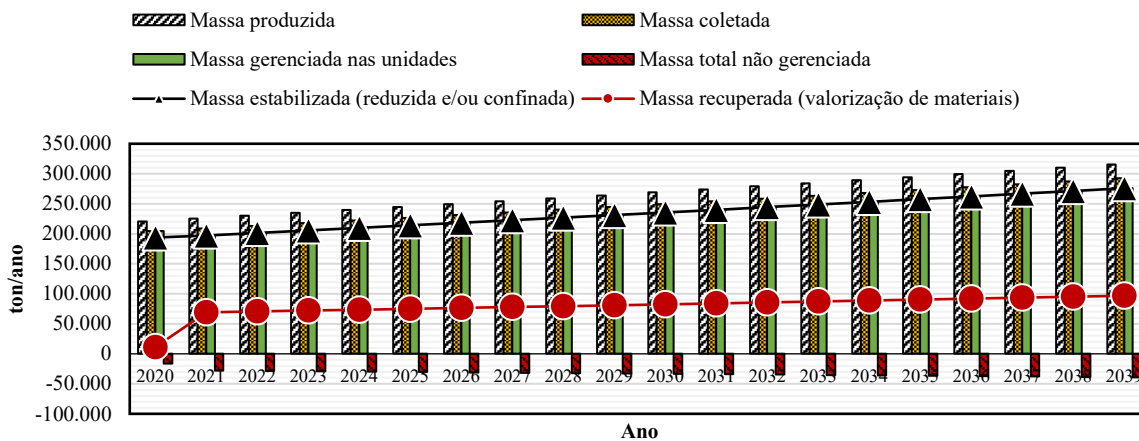
O cenário 02 (Figura 97) já mostra uma visível diferença entre a quantidade de material coletado e a quantidade de material gerenciado, devido ao gerenciamento *in situ* do material orgânico. Situação se confirma na quantidade de material recuperado, somando-se à quantidade de material estabilizado, o qual se mantém constante em relação ao cenário inicial já que o material orgânico deixou de ser confinado para ser estabilizado e colocado à disposição para reuso através do produto de processamento do material por meio de compostagem ou solução semelhante.

Figura 97: Balanço de massa (produzida, gerenciada, coletada e não gerenciada) do cenário 02.



Já o cenário 03 (Figura 98) apresenta um resultado semelhante ao cenário 02, porém sem registro de valorização de materiais, porém em índices inferiores já que nesse cenário é removida a triagem de materiais e a sua consequente recuperação, mantendo-se apenas a recuperação de materiais orgânicos.

Figura 98: Balanço de massa (produzida, gerenciada, coletada e não gerenciada) do cenário 03.



A Figura 99, a Figura 100 e a Figura 101 mostram a distribuição da massa gerenciada, respectivamente, no cenário inicial, cenário 02 e cenário 03. É possível identificar que entre o cenário inicial e o cenário 02 não houve mudança no quantitativo total de material gerenciado, embora tenha ocorrido mudança no balanço de massa entre as espécies das unidades de gerenciamento. Em contrapartida, a quantidade de material gerenciado no cenário 03 foi ligeiramente inferior aos demais cenários pois a unidade de triagem, desativada nesse item, também recebia vidro e metais não ferrosos, os quais não foram incorporados na unidade de incineração. Destaca-se que o ano 01 dos cenários 02 e 03 repetiu o desempenho do cenário inicial a título de comparação, ou seja, as mudanças operacionais específicas de cada cenário ocorreram no ano 02.

Figura 99: Distribuição da massa gerenciada entre as unidades do cenário inicial.

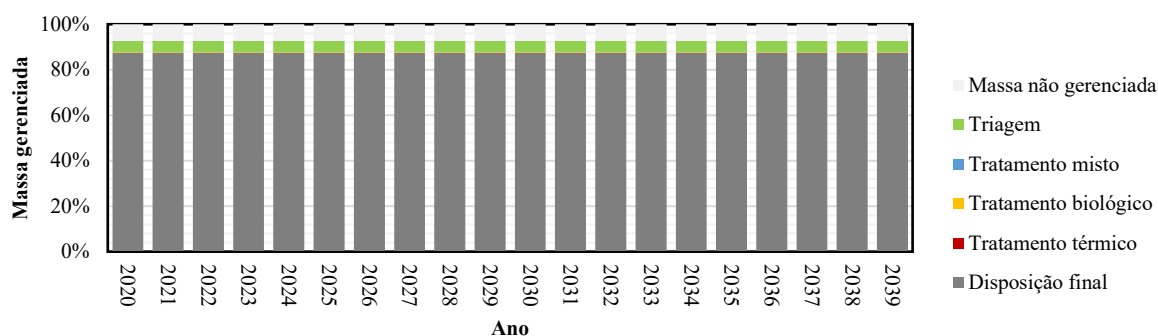


Figura 100: Distribuição da massa gerenciada entre as unidades do cenário 02.

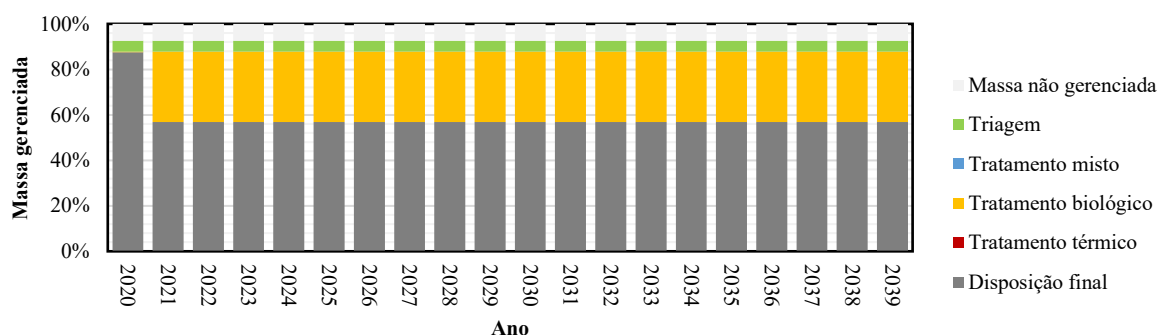
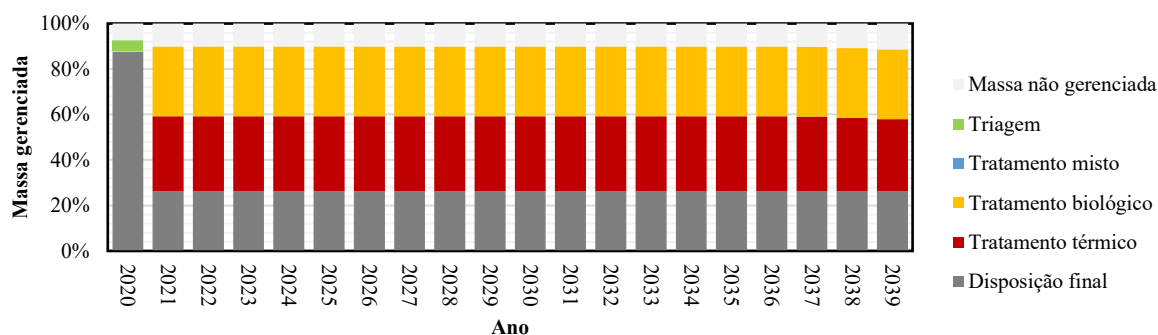


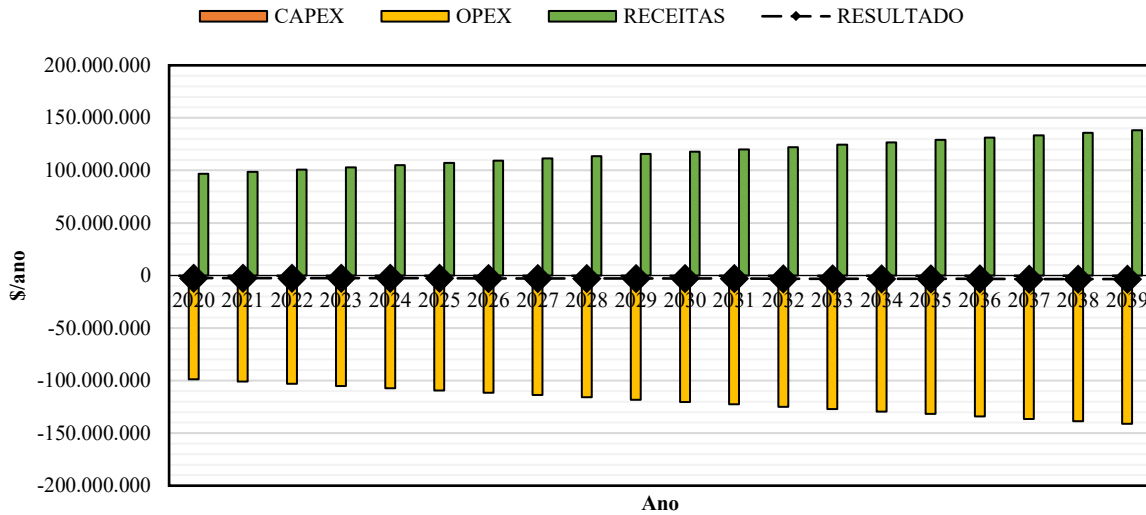
Figura 101: Distribuição da massa gerenciada entre as unidades do cenário 03.



Observando o desempenho financeiro dos cenários analisados, observa-se que o cenário com resultado mais equilibrado é o cenário inicial (Figura 102). Isso se deve ao fato de que a receita operacional dos serviços, contabilizada como o valor arrecadado pela cobrança dos serviços, seja por meio de taxa ou de tarifa, foi parametrizado com base no cenário inicial, do qual foi tomado o valor por tonelada gerenciada. Uma vez reduzido a quantidade de material

coletado no cenário 02 (Figura 103), a arrecadação reduziu proporcionalmente, porém as despesas de capital mantiveram-se fixas, reduzindo o resultado global.

Figura 102: Resultado financeiro do cenário inicial.



Já para o cenário 03 (Figura 104), a piora no resultado foi ainda mais perceptível pois, além de serem mantidos os mesmos quantitativos de coleta e conseqüentemente o mesmo valor arrecadado do cenário inicial, as infraestruturas instaladas (digestão anaeróbia e incineração) demandaram investimentos complementares e as despesas de capital das unidades desativadas foram mantidas.

Figura 103: Resultado financeiro do cenário 02.

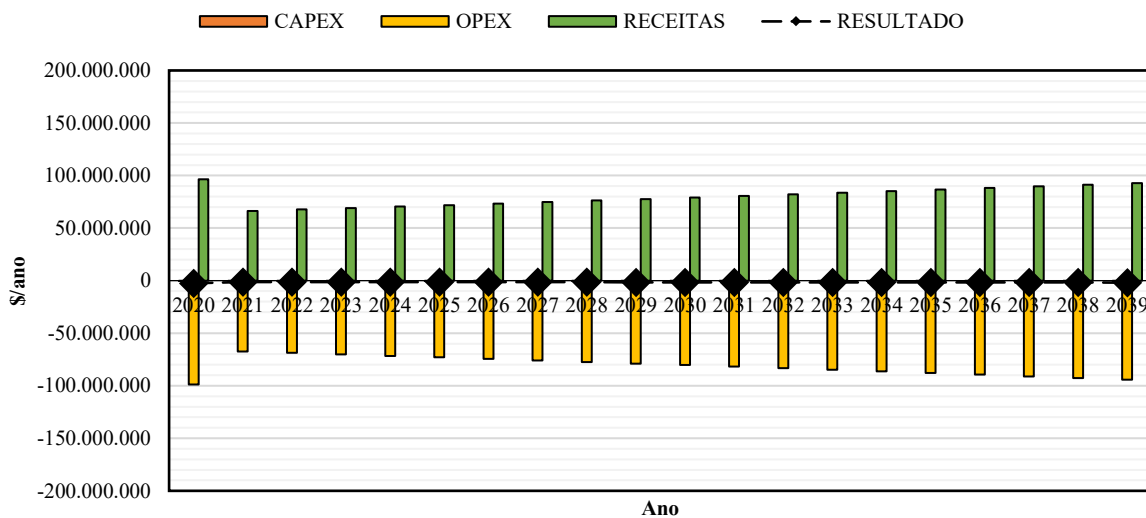
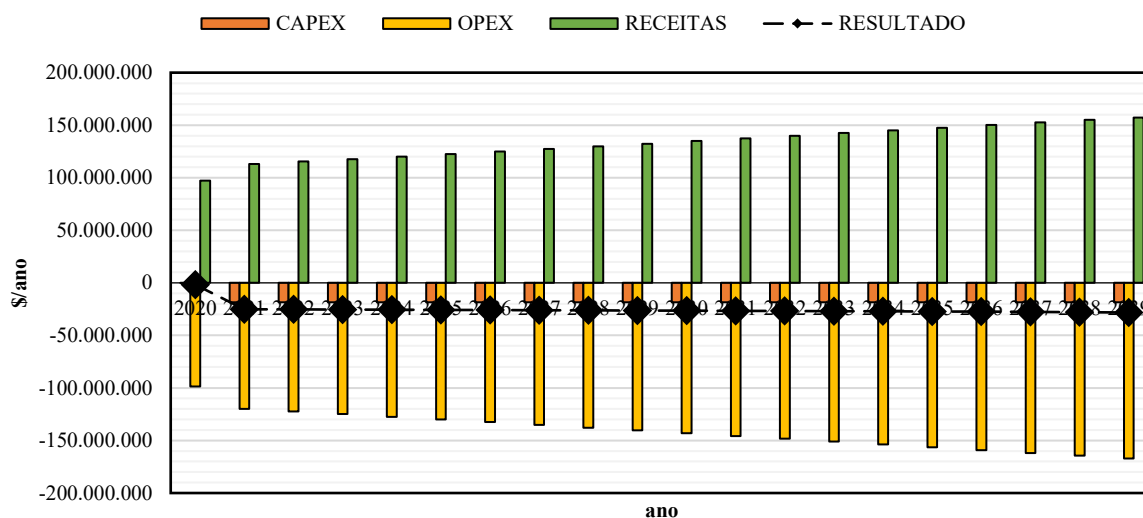


Figura 104: Resultado financeiro do cenário 03.



Analisando-se o desempenho social, ou seja, o número de trabalhadores totais necessários de acordo com o cenário, a condição atual (Figura 105) mostra um quantitativo superior em relação aos cenários 02 e 03. O cenário 02 (Figura 106), em comparação ao cenário 03 (Figura 107), mostra um quantitativo inferior. Tal desempenho é função da espécie de unidade de gerenciamento, no entanto, o quantitativo total é influenciado principalmente pelos sistemas de coleta utilizados, ou seja, grande parte da mão de obra é encontrada na etapa de coleta.

Figura 105: Número de pessoas necessárias para a operação do cenário inicial.

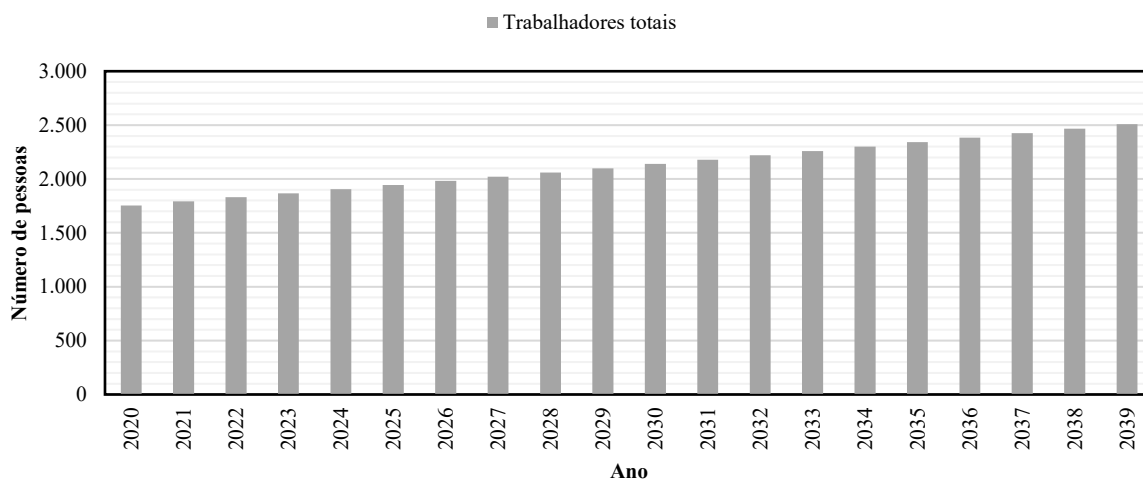


Figura 106: Número de pessoas necessárias para a operação do cenário 02.

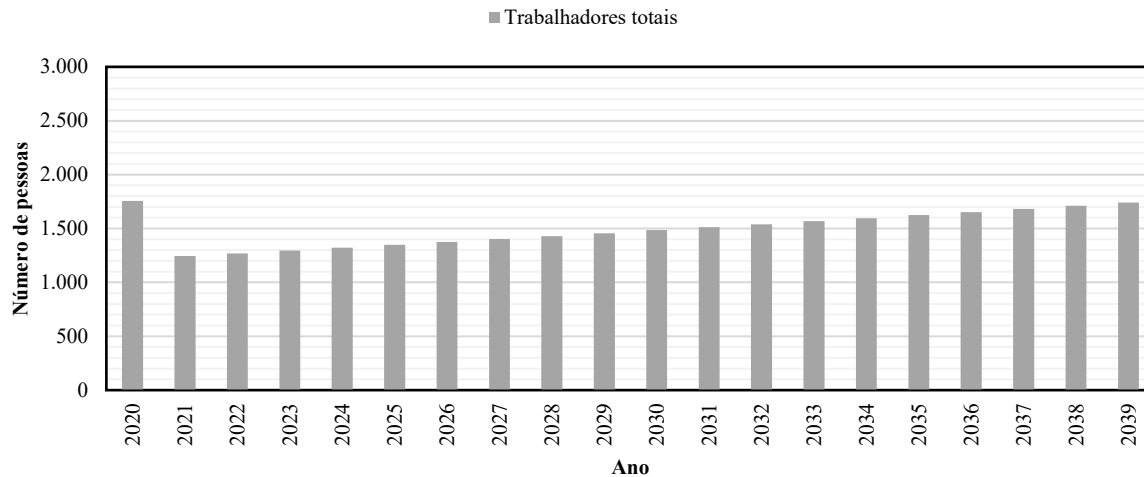
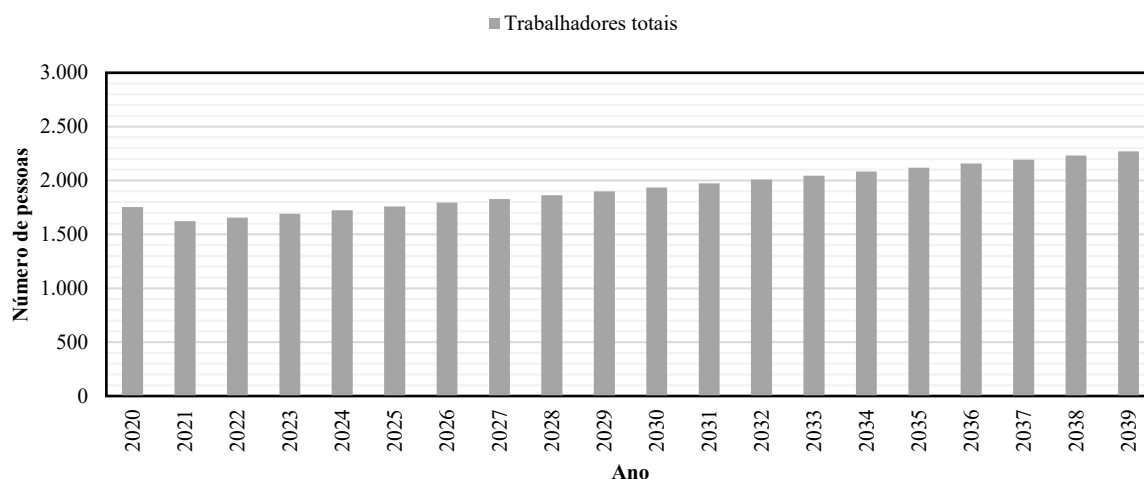


Figura 107: Número de pessoas necessárias para a operação do cenário 03.



Em atenção ao consumo energético dos cenários, observa-se que o cenário 03 (Figura 110) desponta com valores superiores aos demais, influenciado principalmente pelas unidades de digestão anaeróbia e de incineração, as quais utilizam, segundo a literatura, grandes quantidades de energia para o gerenciamento de resíduos sólidos. O cenário 02 (Figura 109) se mostrou com o menor nível de consumo energético, novamente justificado pela redução da quantidade de material coletado e pela redução do uso de soluções centralizadas de tratamento em comparação ao cenário inicial (Figura 108).



Figura 108: Consumo energético total do cenário inicial.

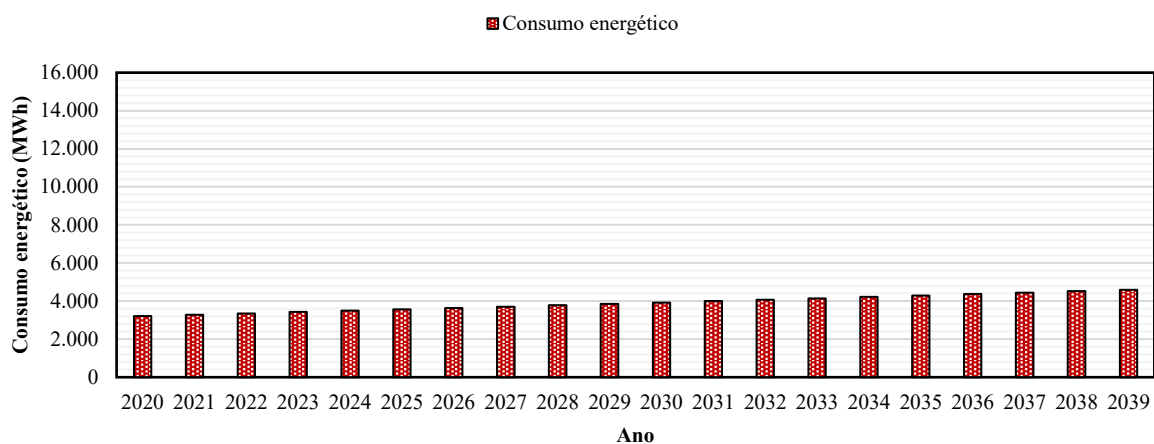


Figura 109: Consumo energético total do cenário 02.

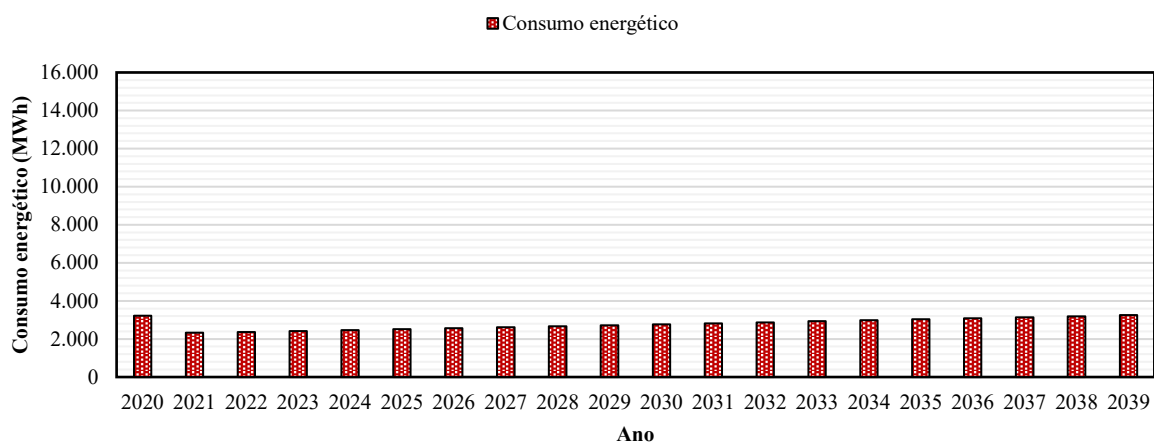
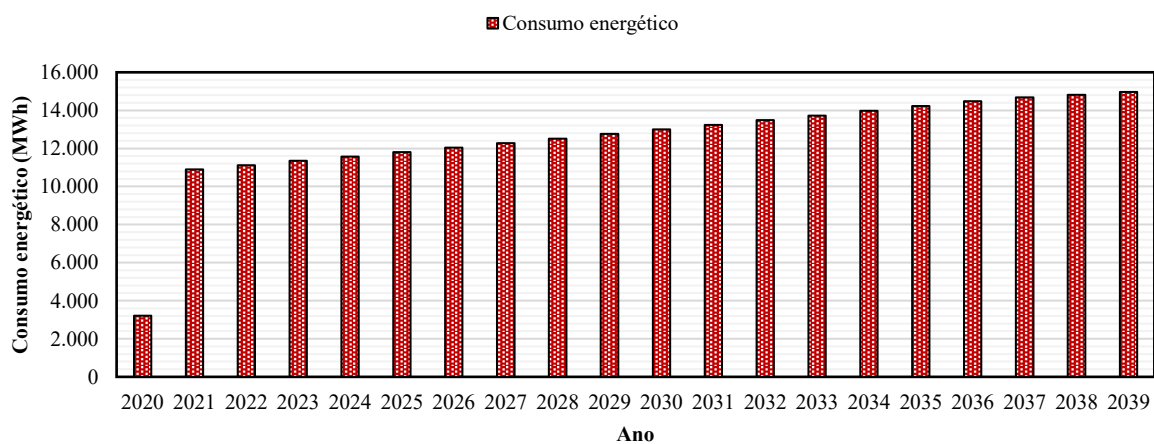
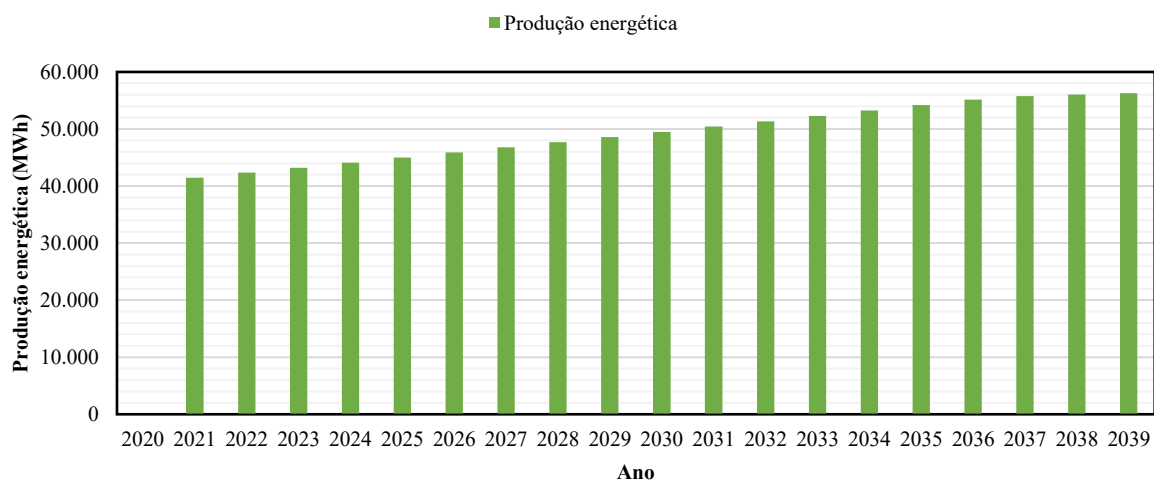


Figura 110: Consumo energético total do cenário 03.



A produção energética total só pôde ser mensurada no cenário 03, no qual se encontram em operação unidade de digestão anaeróbia e incineração. No entanto, os valores produzidos não são o suficiente para equilibrar com o aumento do consumo registrado (Figura 111).

Figura 111: Produção energética total do cenário 03.



Por fim, sob a ótica ambiental, representada pela quantidade de emissões de CO<sub>2</sub> equivalente, o cenário 02 (Figura 113), em comparação ao cenário inicial (Figura 112), mostrou quantidades inferiores, devido à redução da necessidade de transporte dos materiais. O cenário 03 (Figura 114) mostrou emissões inferiores ao cenário inicial, porém superiores ao cenário 02. Seu aspecto positivo foram as emissões evitadas, representada pela geração energética e consequentemente a redução das emissões de carbono proveniente das matrizes energéticas. No entanto, essa produção energética não permitiu que o balanço de suas emissões fosse melhor que o resultado do cenário 02.

Figura 112: Emissões efetivas e evitadas de CO<sub>2</sub> equivalente no cenário inicial.

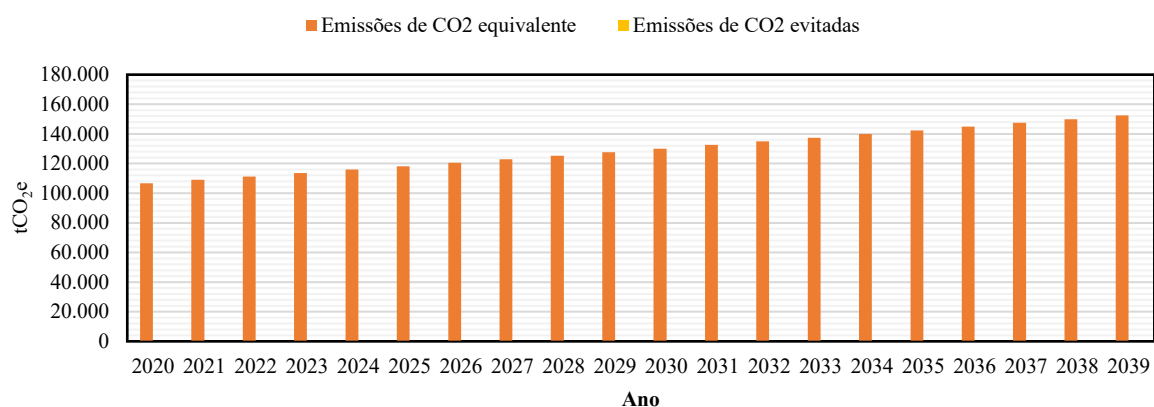


Figura 113: Emissões efetivas e evitadas de CO<sub>2</sub> equivalente no cenário 02.

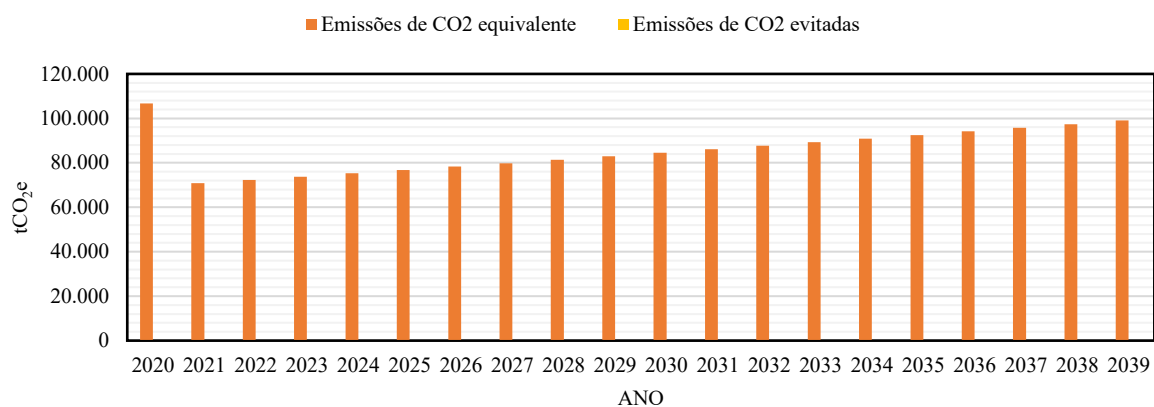
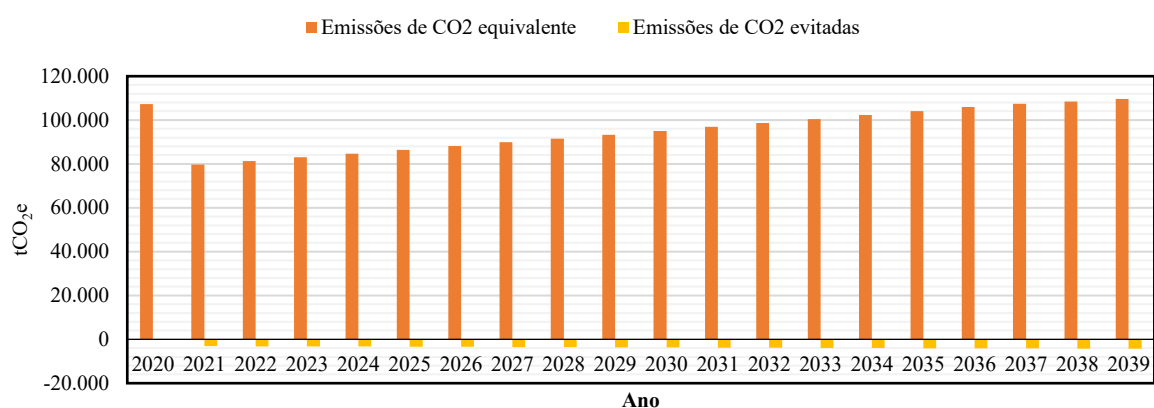


Figura 114: Emissões efetivas e evitadas de CO<sub>2</sub> equivalente no cenário 03.



Analisando-se os balanços entre os diferentes cenários analisados, podemos observar os resultados totais para o período de análise, ou seja, 20 anos de desempenho. Inicialmente,

quanto ao balanço de massa (Figura 115), a entrada direta tem como resultado zero nos cenários inicial e 03 pois o todo o material gerenciado provém da etapa de coleta, enquanto o cenário 02 tem a fração de resíduos sólidos orgânicos tratados *in situ*, situação essa interpretada pela ferramenta como um fluxo que independe do serviço de coleta. Para os demais parâmetros o cenário inicial diferencia-se do cenário 02 apenas na quantidade de material recuperado, sendo o segundo cenário com melhor desempenho devido à recuperação de todo o material orgânico (resíduos de alimentos) *in situ*.

O cenário 03 apresenta desempenho superior ao cenário 02 quanto à estabilização de materiais devido à recuperação energética de papéis, papelão e plásticos, porém a recuperação de materiais é inferior devido à desativação da unidade de triagem em comparação ao cenário 02.

Figura 115: Balanço de massa total dos diferentes cenários analisados.

#### A) Cenário inicial

Massa produzida	5.339.560		
Entrada Direta	Massa estabilizada		Massa não gerenciada
→ 0	4.690.234		393.459 →
Massa coletada	M.O.	Outros	Massa recuperada
→ 4.950.860	2.588.642	2.101.592	270.080 →

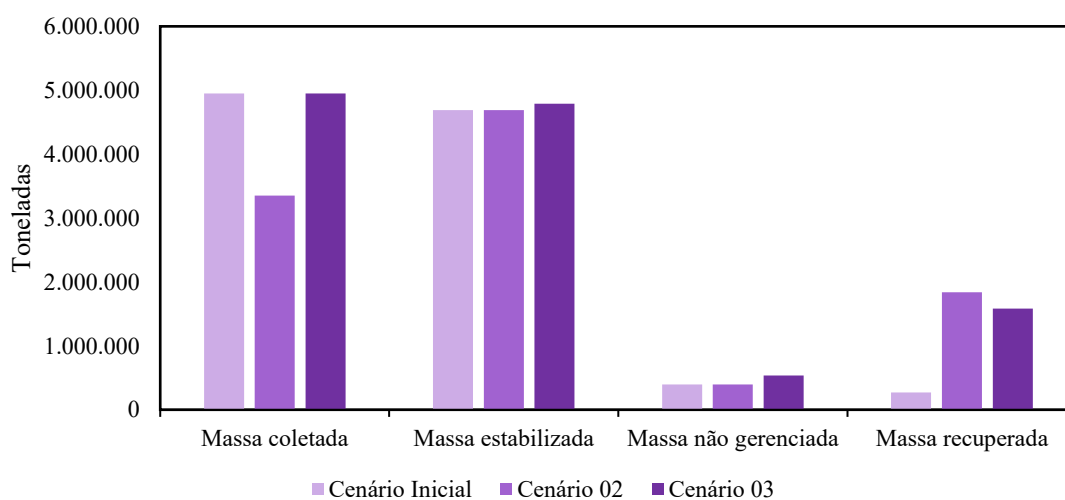
#### B) Cenário 02

Massa produzida	5.339.560		
Entrada Direta	Massa estabilizada		Massa não gerenciada
→ 1.593.060	4.690.234		393.459 →
Massa coletada	M.O.	Outros	Massa recuperada
→ 3.353.041	2.588.642	2.101.592	1.840.666 →

## C) Cenário 03

Massa produzida	5.339.560		
Entrada Direta	Massa estabilizada		Massa não gerenciada
→0	4.790.992		537.997 →
Massa coletada	M.O.	Outros	Massa recuperada
→4.950.860	2.627.306	2.163.686	1.581.745 →

## D) Gráfico comparativo



O balanço financeiro (Figura 116) entre os cenários apresenta algumas particularidades. O resultado global, representado pelo VPL se mostrou mais vantajoso para o cenário 02, considerando a diminuição das despesas de coleta, embora o valor arrecadado tenha sido inferior entre os três cenários. É importante destacar que a análise em questão apresenta um escopo delimitado, ou seja, o impacto direto sobre o município alvo, não tendo sido considerada nenhuma infraestrutura necessária para o tratamento *in situ* dos materiais gerenciados no cenário 02. O cenário 03 apresentou o pior desempenho financeiro considerando-se as infraestruturas necessárias para a digestão anaeróbia e incineração.

Figura 116: Balanço financeiro dos diferentes cenários analisados.

A) Cenário inicial

BALANÇO FINANCEIRO (R\$)		
Receitas ordinárias	<b>RESULTADO</b> -57.505.861	OPEX
→ 2.187.495.332		2.390.084.008 →
Recuperação de materiais		CAPEX (VAUE total) + Depr.
→ 151.752.059		6.669.243 →
Venda de energia		
→ 0		

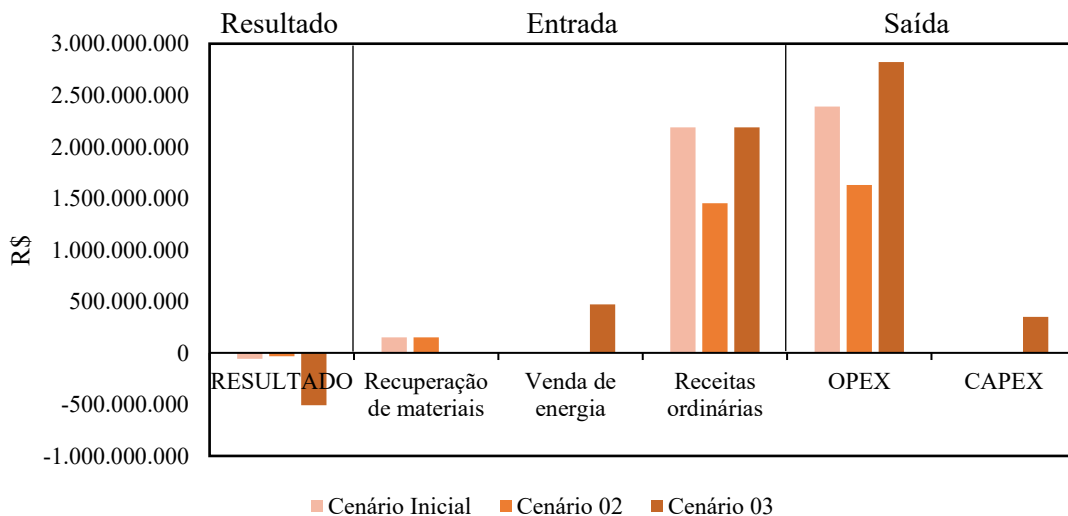
B) Cenário 02

BALANÇO FINANCEIRO (R\$)		
Receitas ordinárias	<b>RESULTADO</b> -31.586.578	OPEX
→ 1.451.280.606		1.628.510.784 →
Recuperação de materiais		CAPEX (VAUE total) + Depr.
→ 151.752.059		6.108.459 →
Venda de energia		
→ 0		

C) Cenário 03

BALANÇO FINANCEIRO (R\$)		
Receitas ordinárias	<b>RESULTADO</b> -506.296.018	OPEX
→ 2.187.495.332		2.820.363.709 →
Recuperação de materiais		CAPEX (VAUE total) + Depr.
→ 6.956.741		350.005.107 →
Venda de energia		
→ 469.620.725		

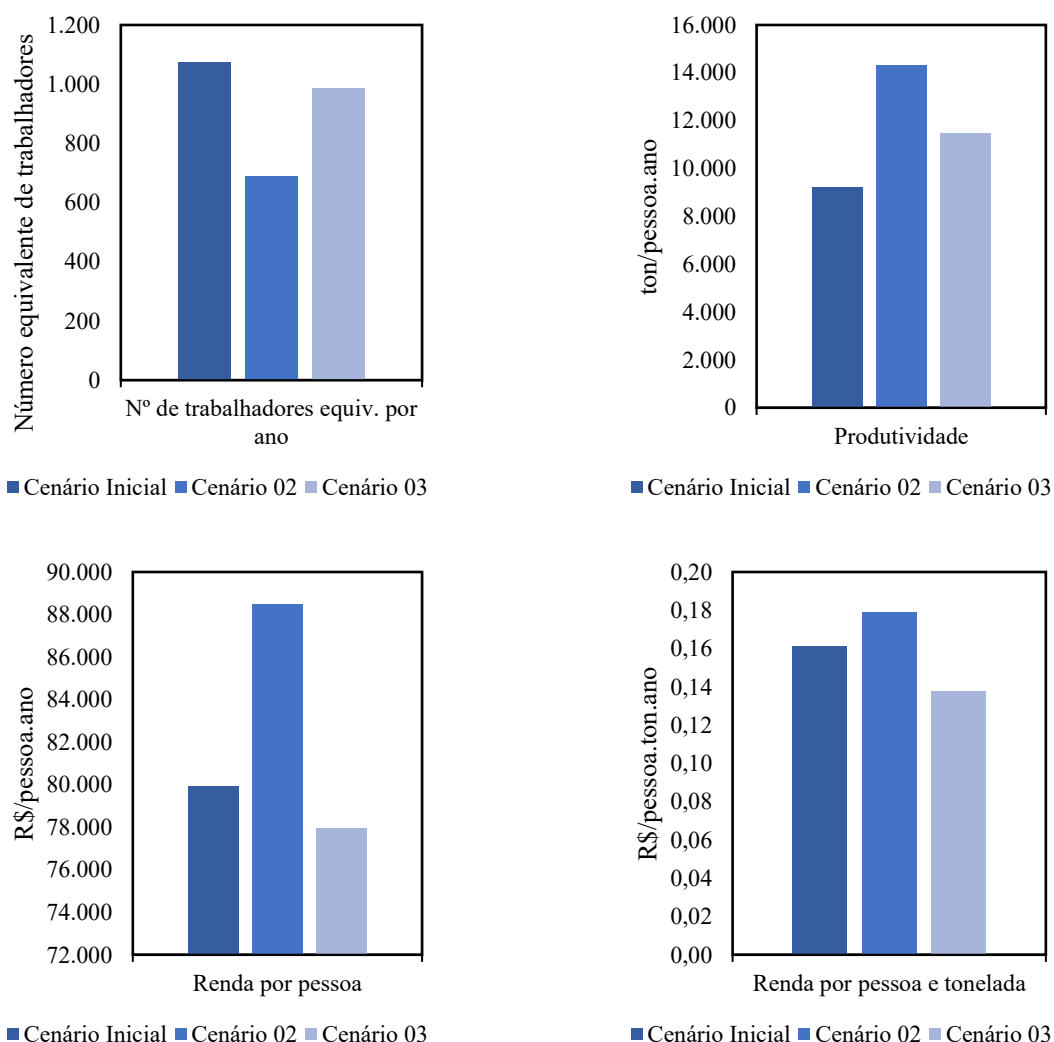
D) Gráfico comparativo



Quanto aos resultados sociais, seus valores podem ser observados na Figura 117. É possível identificar que o número de pessoas equivalente por ano no cenário inicial atingiu o maior resultado em relação aos demais devido à quantidade de material coletado. Em comparação, o cenário 02 mostrou o menor resultado para esse indicador.

A produtividade foi superior no cenário 02, o qual representou melhor desempenho em relação à remuneração por pessoa. Dessa forma, cenários com maior número de pessoas refletem em menores rendas por pessoa, porém incentivam a geração de emprego.

Figura 117: Balanço social dos diferentes cenários analisados.

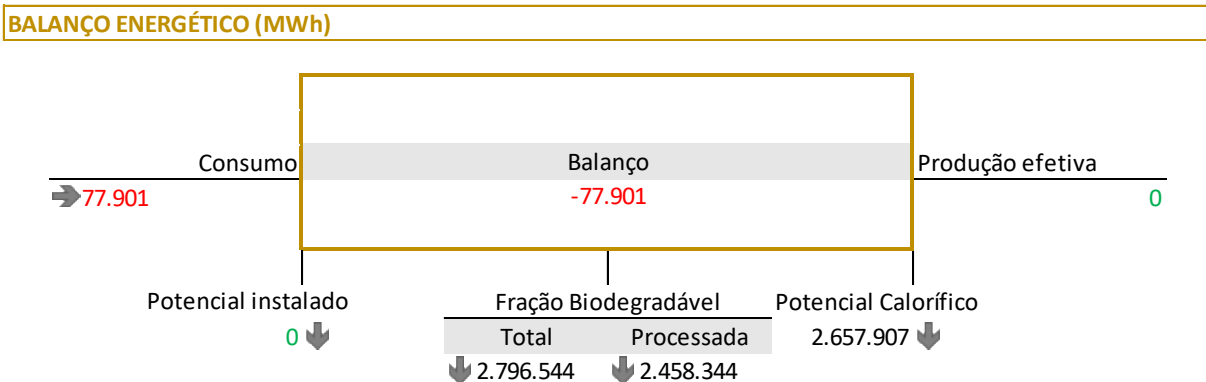


O balanço energético entre os cenários pode ser visto na Figura 119. O balanço é dividido em três partes de informações: (1) a quantidade consumida; (2) a quantidade produzida; e, (3) o potencial de produção energética, seja pelo potencial das unidades instaladas, seja pelo potencial de recuperação da fração biodegradável, dividida em material efetivamente processado pela unidade (reduzida, estabilizada, e/ou recuperada) e pela quantidade total administrada pela unidade, seja pelo potencial calorífico total dos resíduos gerenciados.

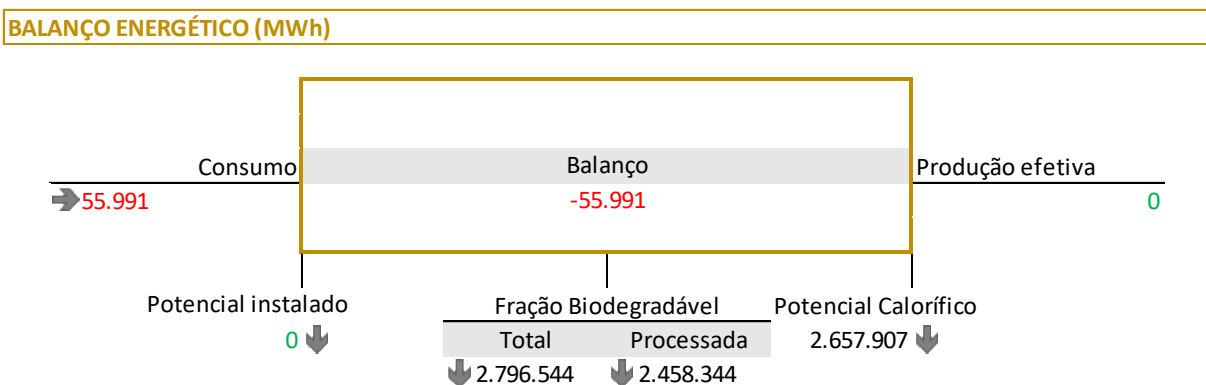
O cenário inicial e o cenário 02 diferem-se unicamente pela quantidade consumida, já que o cenário 02 deixou de consumir uma grande quantidade de energia representada pela operação de coleta. Já o balanço energético do cenário 03 se difere dos demais por haver produção energética, um fator importante quanto às emissões evitadas de dióxido de carbono. A quantidade produzida no cenário 03 supera a quantidade consumida.

Figura 118: Balanço energético dos diferentes cenários analisados.

#### A) Cenário inicial

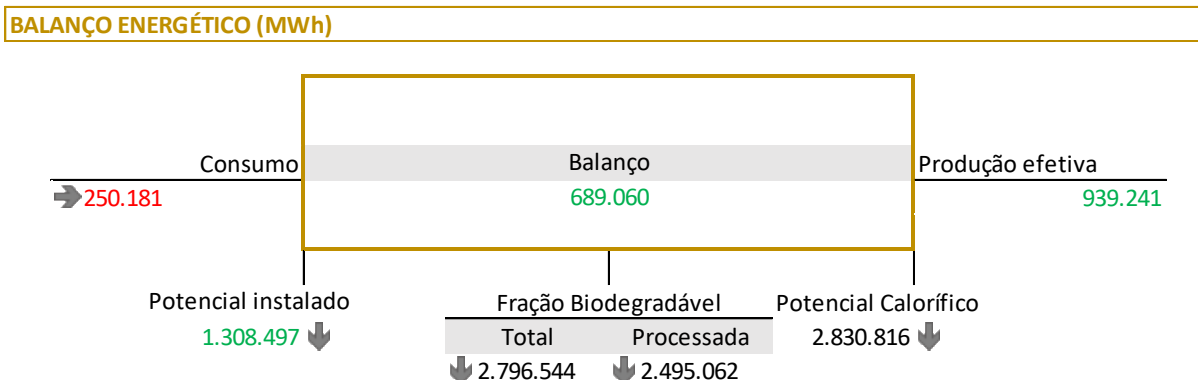


#### B) Cenário 02

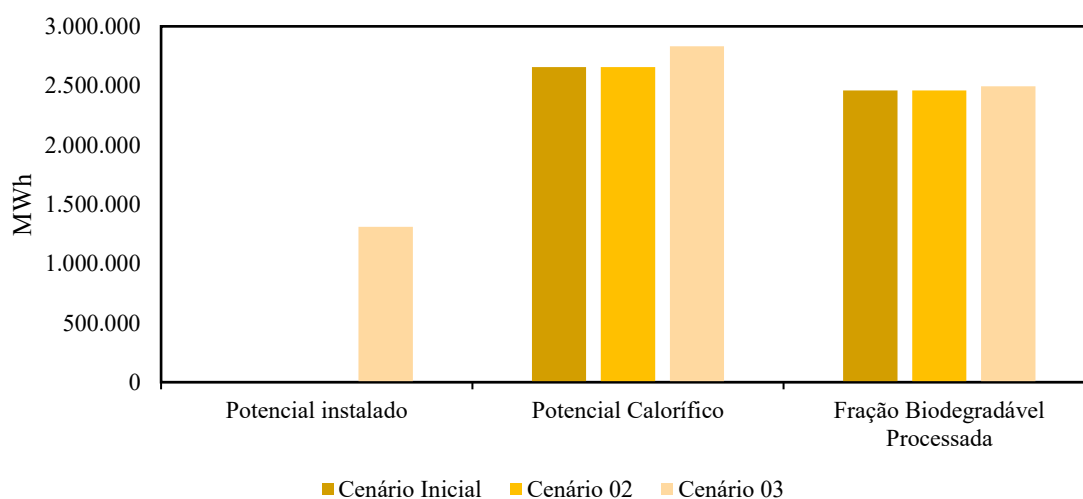




## C) Cenário 03



## D) Gráfico comparativo



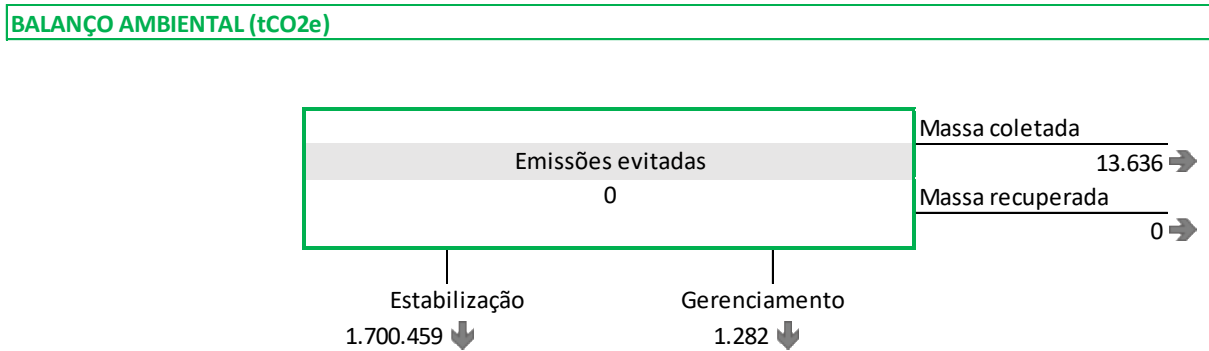
O balanço ambiental (Figura 119) apresenta a quantidade de emissões evitadas e também a quantidade de emissões realizadas de acordo com cada etapa e processo de gerenciamento, ou seja, é apresentada a quantidade de dióxido de carbono equivalente emitido pela etapa de coleta e pelos processos de gerenciamento que resultam na recuperação e na estabilização dos resíduos, esse último dividido entre matéria orgânica e outros materiais. Também é apresentada a quantidade emitida nos processos onde há apenas o gerenciamento, sem recuperação ou estabilização. Apenas o cenário 03, conforme já discutido, apresenta valores quanto às emissões evitadas. O cenário inicial e 02 diferem-se pelo balanço das emissões entre a massa recuperada e a massa estabilizada, essa última superior no cenário inicial já que grande parte do material orgânico é direcionado para disposição final.

Figura 119: Balanço ambiental dos diferentes cenários analisados.

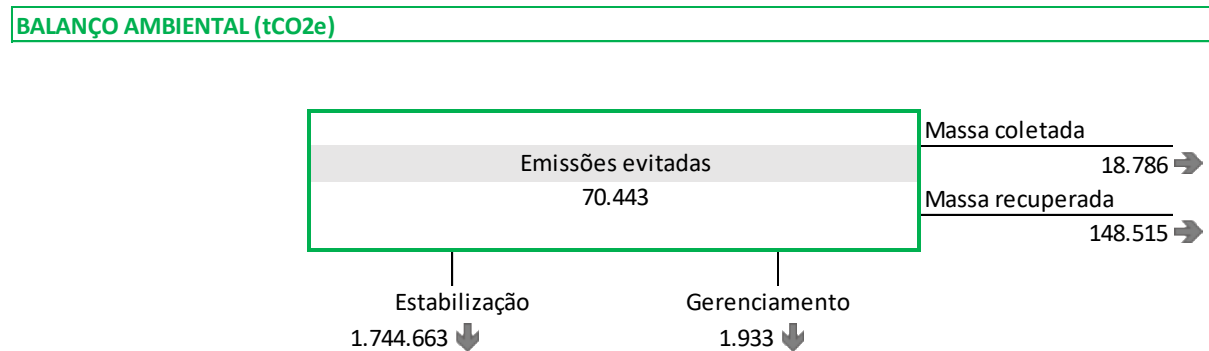
## A) Cenário inicial



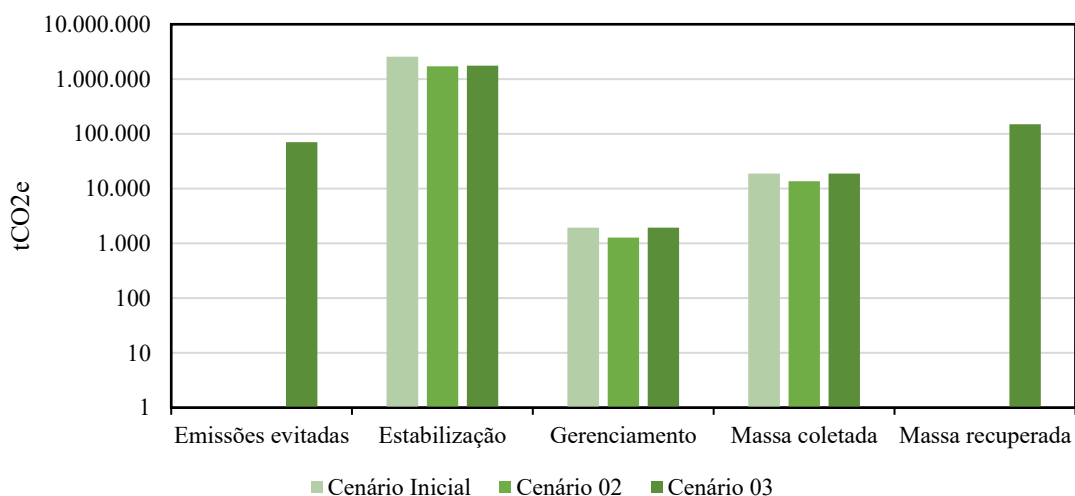
## B) Cenário 02



## C) Cenário 03



## D) Gráfico comparativo (escala logarítmica)



Analisando-se, por fim, os indicadores finais de cada cenário analisado, disponibilizados pela ferramenta de avaliação, é possível observar diferentes desempenhos a depender do indicador em análise. Os três cenários apresentaram desempenhos semelhantes quanto ao índice de redução de resíduos e à taxa de estabilização da fração biológica, sendo que o cenário 03 apresentou desempenho inferior quanto à redução de resíduos devido ao encerramento da unidade de triagem, em que os resíduos de vidro e metais não ferrosos deixaram de ser gerenciados pelo sistema em análise. No entanto, o seu desempenho foi superior quanto à estabilização da fração biológica, onde, além dos resíduos orgânicos (alimentares), a unidade de digestão anaeróbia nesse cenário incorporou as demais frações de origem carbônica biológica.

Quanto aos indicadores sociais, o principal parâmetro que mostra uma alta variabilidade entre os cenários é o número de trabalhadores equivalentes por ano. O cenário inicial apresenta um quantitativo superior aos demais cenários, enquanto o cenário 02, pela redução do material coletado apresenta o menor valor. Embora o cenário 03 adote técnicas que necessitam de menos pessoas para operação das unidades de gerenciamento, seu resultado foi semelhante ao cenário inicial pois a operação de coleta desempenha um peso maior sobre esse indicador. A operação de coleta entre o cenário inicial e 03 foram consideradas iguais.

Quadro 31: Indicadores finais dos cenários analisados.

Indicadores	Unidade	Cenários		
		Cenário inicial	Cenário 02	Cenário 03
Balanço de massa				
Índice de redução de resíduos	%	92,63	92,63	89,92
Taxa de estabilização da fração biológica	%	87,91	87,91	89,22
Indicadores financeiros				
Receita total por massa administrada	\$/ton	236,02	162,19	235,21
Despesas totais por massa administrada	\$/ton	241,82	165,38	279,98
Indicadores sociais				
Nº de trabalhadores equiv. por ano	núm. equiv.	1.074,50	690,54	985,98
Produtividade	ton/pessoa.ano	9.224	14.313	11.485
Renda por pessoa	\$/pessoa.ano	79.943	88.470	77.925
Renda por pessoa e tonelada	\$/pessoa.ton.ano	0,161	0,179	0,138
Renda por pessoa e hora produtiva	\$/hprodutiva.pessoa	0,419	0,621	0,413
Indicadores energéticos				
Consumo energético por massa administrada	kWh/ton	7,86	5,66	22,09
Produção energética por massa administrada	kWh/ton	0,00	0,00	82,95
Indicadores ambientais				
Taxa de emissão de CO <sub>2</sub> equiv	kgCO <sub>2</sub> e/ton	260,70	173,55	169,02
Índice lixo zero	%	5,06	34,47	61,18

Os indicadores energéticos mostram nitidamente a diferença entre o cenário 03 com os demais quanto ao consumo e à produção. Embora o cenário 03 tenha apresentado consumo energético superior aos demais, sua produção superou o consumo registrado por massa administrada. O cenário 02 mostrou um consumo energético inferior ao cenário inicial devido à redução da quantidade de material coletado.

Por fim, quanto aos indicadores ambientais, observa-se que a taxa de emissão de dióxido de carbono equivalente se mostraram decrescentes do cenário inicial ao cenário 03, devido principalmente às técnicas utilizadas para o gerenciamento dos materiais. No entanto, o índice lixo zero, ou seja, o que representa a quantidade de material recuperado e não estabilizado em aterro sanitário, se mostrou maior para o cenário 03, pois nesse cenário a maior parte do material foi recuperado por meio de digestão anaeróbia ou por recuperação energética.

## 9 CONCLUSÕES E VERIFICAÇÃO DAS HIPÓTESES

Este trabalho disponibiliza à comunidade científica internacional uma ferramenta de apoio à decisão para a melhoria da governança no gerenciamento de resíduos sólidos domiciliares com ênfase aos países em desenvolvimento, permitindo avaliar e identificar o desempenho econômico, social, energético e ambiental de diferentes cenários operacionais logísticos, de tratamento e disposição final, inibindo tomadas de decisão subjetivas ou influenciadas por motivações exclusas à adoção de melhores técnicas.

Através dessa ferramenta foi possível parametrizar diferentes cenários operacionais baseados em metas e diretrizes normativas nacionais, internacionais e supranacionais específicas à gestão de resíduos sólidos domiciliares. Tais cenários foram caracterizados nos aspectos econômico, social, energético e ambiental, desde as estratégias de logística de coleta até as tecnologias empregadas no tratamento e disposição final, tendo sido avaliados segundo um horizonte de 20 anos. Dessa forma, entende-se que os objetivos propostos foram integralmente cumpridos.

Pode-se concluir dos resultados obtidos que, a depender do critério em análise, cada cenário possui vantagens e desvantagens. Nesse ponto, a adoção de um determinado cenário deve considerar os objetivos que se pretende alcançar no longo prazo. Sabe-se que aspectos financeiros desempenham um papel fundamental na escolha de um determinado cenário. Assim sendo, o cenário 02 se mostra uma opção viável. No entanto, havendo a necessidade de se regulamentar o consumo e o descarte de materiais segundo princípios e diretrizes supranacionais, que estejam eventualmente vinculados a acordos econômicos bilaterais, o cenário 03 tem o melhor desempenho entre os demais. Ampliando-se a discussão quanto aos aspectos sociais, em que se tem por objetivo incrementar o índice de empregabilidade de uma determinada região de interesse, o cenário inicial será preferencial.

Dessa forma, não há o que se definir nesse momento o melhor cenário se não forem identificados os atributos a serem preferencialmente adotados em uma tomada de decisão. Essa conclusão leva a confirmar a primeira hipótese desta pesquisa, em que os resultados de desempenho, sob critérios econômico, social, energético e/ou ambiental, da aplicação de uma determinada alternativa operacional para a gestão dos resíduos sólidos domiciliares, são

independentes entre si e se mostram desejáveis, ou não, somente a partir do contexto em que está inserido o tomador de decisão.

Uma vez tendo chegado aos resultados de aplicação da ferramenta elaborada, podemos concluir que a segunda hipótese desta pesquisa pode ser também confirmada, em que o desenvolvimento de ferramenta que permita a avaliação integrada de critérios econômicos, sociais, energéticos e ambientais das práticas brasileiras sobre o gerenciamento de resíduos sólidos domiciliares possibilita a identificação dos aspectos positivos e negativos de diferentes modelos operacionais, proporcionando dados para a tomada de decisão. No entanto, ressalva-se que a identificação de um modelo operacional deve estar fundamentado na definição dos objetivos que se pretende em políticas públicas, restando claro que nem sempre um determinado cenário irá desempenhar o seu melhor resultado em todos os critérios analisados.

## **10 CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS**

Os resultados obtidos por este trabalho permitem evidenciar que a gestão de resíduos sólidos apresenta aspectos que se relacionam com diferentes parâmetros, os quais não podem ser analisados de forma independente de modo que a tomada de decisão esteja devidamente instruída quanto aos resultados positivos e negativos de cada estratégia analisada. Os estudos e a atenção dada ao assunto nas últimas décadas, impulsionada por discussões internacionais, tem permitido a identificação de parâmetros-chave para que seja possível chegar próximo aos resultados desejados.

Modelar um sistema de gerenciamento exige conhecimento sob diferentes óticas, as quais muitas vezes são de difícil mensuração. Não é possível estudar o tema sem ampliar sua discussão para a transdisciplinaridade.

Desde a adoção da técnica de coleta, até a estratégia de tratamento e recuperação de materiais, tais aspectos se relacionam diretamente à capacidade gerencial, à normatização internacional e nacional e às infraestruturas disponíveis a nível local. O tema se relaciona inclusive com políticas públicas e aspectos macroeconômicas governamentais, em que definições em níveis internacional e nacional podem influenciar, por exemplo, no volume de resíduos gerado em uma determinada região, sua composição gravimétrica, a forma de trabalho e remuneração adotada no setor, os custos de implantação de tecnologias, entre outros aspectos.

O desenvolvimento de ferramentas que buscam incorporar o máximo de critérios de avaliação sob diferentes óticas é um assunto que mostra atualmente um importante desafio para o setor, não apenas sobre o modelo adotado ou às técnicas de parametrização, mas sim ao tipo de informação a ser fornecida aos tomadores de decisão. Entende-se que para diferentes tomadas de decisão, diferentes critérios devem ser analisados.

A ferramenta desenvolvida busca apoiar gestores públicos na visualização dos principais atributos econômicos, sociais, energéticos e ambientais envolvidos no tema, assuntos que despontam na discussão atual internacional. Ao mesmo tempo, a ferramenta modelou-se ao tipo de informação de entrada disponível e já monitoradas pelos atores envolvidos no gerenciamento de resíduos sólidos domiciliares, em todas as suas etapas, desde coleta, tratamento, até a disposição final.

Não foi possível avaliar neste trabalho, devido à ausência de informações, cenário em que fossem parametrizadas as atividades promovidas pelo setor informal, o qual tem fundamental importância nos países em desenvolvimento. No entanto, a ferramenta permite realizar a distinção de desempenho, sob todos os parâmetros analisados, entre o setor formal e o setor informal em uma determinada região em análise. Essa possibilidade é fundamental para que seja possível mensurar os impactos positivos e negativos desses setores e quais seriam suas alterações em uma eventual mudança socioeconômica, seja pela formalização do setor, seja pela manutenção do estado inicial.

A parametrização de um cenário que incorpore o setor informal deve ser realizada com atenção, já que muitas informações não são oficialmente registradas ou que necessitam de levantamento específico em campo. Dessa forma, esta pesquisa teve cautela em apresentar resultados baseados em informações devidamente publicadas ou informadas diretamente por organismos oficiais.

No entanto, a construção da ferramenta, objetivo principal desta pesquisa, tem como premissa a disponibilização à sociedade de um instrumento flexível, a ponto de permitir a modelagem dos inúmeros cenários possíveis em distintas regiões do Brasil e fora dele. Sua base está construída sob as condições atuais e possíveis de implantação em países em desenvolvimento, porém não impede que outras economias façam seu uso. Em última análise, a ferramenta permite que diferentes localidades possam ser parametrizadas para que seja

possível avaliar o desempenho regional e, inclusive, nacional, à medida que outras pesquisas forem sendo desenvolvidas sob essa mesma base.

A validação da ferramenta, conforme relatado nos resultados obtidos, foi realizada pela apresentação da sua estrutura para atores específicos da gestão de resíduos sólidos no Brasil, foram realizadas apresentações para grupos de profissionais e reuniões online de discussão, o que permitiu aperfeiçoar a sua estrutura para as condições reais de gestão de dados. No entanto, entende-se que a ferramenta, por ter sido desenvolvida em código aberto, pode ser aperfeiçoada por diferentes profissionais ao longo da sua utilização.

Por meio de análise de sensibilidade foi possível ratificar os diferentes resultados possíveis para cada parâmetro analisado, confirmando a premissa de que a gestão de resíduos sólidos possui uma amplitude elevada quanto ao desempenho passível de ser atingido. Tal situação também foi verificada na aplicação de diferentes cenários hipotéticos para o município em análise.

Dessa forma, entende-se que a contribuição deste trabalho para a comunidade científica e aos gestores públicos é de fundamental importância, pois permite a profissionalização técnica da governança sobre o saneamento básico, especificamente à gestão de resíduos sólidos domiciliares, nos países em desenvolvimento, locais em que a tomada de decisão é pautada pela subjetividade e alheia ao princípio da tecnicidade, devido à complexidade do tema e à fragilidade de instrumentos que evidenciem a causalidade das diferentes opções de decisão.

As recomendações finais concentram-se na difusão da ferramenta elaborada para que diferentes regiões e estratégias de gerenciamento possam ser parametrizados, simulados e avaliados, assim como sua interface seja aprimorada para estimular o seu uso por agentes da sociedade civil de maneira ampla, inclusive como forma de controle dos resultados obtidos no planejamento público.

A ferramenta elaborada possui algumas oportunidades de melhoria, tanto na sua interface, quanto nos parâmetros que compõem as diferentes entradas e saídas de dados. Entende-se que a sua interface de desenvolvimento está acessível a um grande conjunto de profissionais, mas é importante sua melhoria quanto aos critérios de segurança da estrutura de cálculo formatada. Preferiu-se iniciar a composição da ferramenta em plataforma de fácil edição para, uma vez validada, ser aprimorada em ambiente online ou em outras interfaces digitais em trabalhos futuros e que envolvam profissionais com especialidades complementares.



Não foi possível avaliar neste trabalho critérios mais específicos quanto à dimensão ambiental, a saber, consumo de água, carga orgânica de efluentes, emissões evitadas decorrente da recuperação de materiais (reciclagem), entre outros fatores que podem ser incorporados no processo de avaliação para a tomada de decisão. Também, não foram avaliados e incorporados na tomada de decisão aspectos relacionados à otimização das rotas de coleta. Todos esses assuntos merecem ser discutidos em pesquisas específicas e futuras.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALELUIA, J.; FERRÃO, P. Assessing the costs of municipal solid waste treatment technologies in developing Asian countries. **Waste Management**, Lisbon, v. 69, p. 592-608, 2017.

ALLESCH, A.; BRUNNER, P. H. Assessment methods for solid waste management: A literature review. **Waste Management & Research**, v. 32, p. 461-73, 2014.

ANDERSSON, C.; STAGE, J. Direct and indirect effects of waste management policies on household waste behaviour: The case of Sweden. **Waste Management**, Stockholm, v. 76, p. 19-27, 2018.

ANTONOPOULOS, I.-S. et al. Ranking municipal solid waste treatment alternatives considering sustainability criteria using the analytical hierarchical process tool. **Resources, Conservation and Recycling**, Thessaloniki, v. 86, p. 149-159, 2014.

ASTRUP, T.; MØLLER, J.; FRUERGAARD, T. Incineration and co-combustion of waste: accounting of greenhouse gases and global warming contributions. **Waste Management & Research**, Kongens Lyngby, v. 27, n. 8, p. 789-799, 2009.

BERTANZA, G.; ZILIANI, E.; MENONI, L. Techno-economic performance indicators of municipal solid waste collection strategies. **Waste Management**, v. 74, p. 86-97, 2018.

BLANCHARD, B. S.; FABRYCKY, W. J. **System Engineering and analysis**. 5th ed. ed. [S.l.]: Prentice Hall, 2011.

BRASIL. **Lei Federal nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007**. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico e dá outras providências. Brasília. 2007.

BRASIL. **Lei Federal nº 12.305, de 2 de agosto de 2010**. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Brasília. 2010.

BRASIL. Diagnóstico Anual de Resíduos Sólidos. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento**, 2018. Disponível em: <<http://snis.gov.br/diagnostico-residuos-solidos>>. Acesso em: março 2018.

BRAUDEL, F. **A dinâmica do capitalismo**. Rio de Janeiro: Rocco, 1987.

BURSZTYN, M. A.; BURSZTYN, M. **Fundamentos de política e gestão ambiental: os caminhos do desenvolvimento sustentável**. Rio de Janeiro: Garamond, 2012.

BUTT, T. E. et al. Development of a conceptual framework of holistic risk assessment — Landfill as a particular type of contaminated land. **Science of The Total Environment**, Wales, v. 569–570, p. 815-829, 2016.

CERVANTES, D. E. T. et al. Using indicators as a tool to evaluate municipal solid waste management: A critical review. **Waste Management**, p. 51-63, 2018.

CETRULO, T. B. et al. Effectiveness of solid waste policies in developing countries: A case study in Brazil. **Journal of Cleaner Production**, São Carlos, v. 205, p. 179-187, 2018.

CHANG, N.-B.; PIRES, A.; MARTINHO, G. Empowering Systems Analysis for Solid Waste Management: Challenges, Trends, and Perspectives. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 41, p. 1449-1530, 2011.

CHENG, H. et al. Municipal Solid Waste Fueled Power Generation in China: A Case Study of Waste-to-Energy in Changchun City. **Environmental Science & Technology**, Beijing, v. 41, p. 7509-7515, 2007.

CHIFARI, R. et al. A holistic framework for the integrated assessment of urban waste management systems. **Ecological Indicators**, v. 94, p. 24-36, 2018.

COBO, S.; DOMINGUEZ-RAMOS, A.; IRABIEN, A. From linear to circular integrated waste management systems: A review of methodological approaches. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 135, p. 279-295, 2018.

COLVERO, D. A. et al. Economic analysis of a shared municipal solid waste management facility in a metropolitan region. **Waste Management**, Aveiro, v. 102, p. 823-837, 2020.

COSTA, A. M.; ALFAIA, R. G. D. S. M.; CAMPOS, J. C. Landfill leachate treatment in Brazil – An overview. **Journal of Environmental Management**, Rio de Janeiro, v. 232, p. 110-116, 2019.

COSTA, I. M.; FERREIRA DIAS, M. Evolution on the solid urban waste management in Brazil: A portrait of the Northeast Region. **Energy Reports**, 6, February 2020. 878-884.

CUCCHIELLA, F.; D'ADAMO, I.; GASTALDI, M. Sustainable management of waste-to-energy facilities. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, L'Aquila, v. 33, 2014.

CURI, D. **Gestão Ambiental**. 1ª. ed. São Paulo: Pearson Education do Brasil, 2013.

DA SILVA, C. L. Proposal of a dynamic model to evaluate public policies for the circular economy: Scenarios applied to the municipality of Curitiba. **Waste Management**, Curitiba, v. 78, p. 456-466, 2018.

DEFRA. **Mechanical Biological Treatment of Municipal Solid Waste**. [S.l.]: [s.n.], 2013. 57 p.

DERANI, C. **Direito Ambiental Econômico**. São Paulo: Max Limonad, 1997.

DEUS, R. M. et al. A municipal solid waste indicator for environmental impact: Assessment and identification of best management practices. **Journal of Cleaner Production**, Bauru, v. 242, p. 118433, 2020a.

DEUS, R. M. et al. Analytical framework and data for a municipal solid waste environmental performance assessment. **Data in Brief**, 28, February 2020b.

DONG, J. et al. Comparison of municipal solid waste treatment technologies from a life cycle perspective in China. **Waste Management & Research**, Hangzhou, v. 32, p. 13-23, 2013.

EEA. European Environment Agency. **ETC/WMGE - Waste and Materials in a Green Economy**, 2016. Disponível em: <<https://www.eionet.europa.eu/etc-wmge/municipal>>. Acesso em: August 2018.

EEA. EEA indicators. **European Environment Agency**, 2017. Disponível em: <<https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/about>>. Acesso em: 2019.

EKVALL, T. et al. What life-cycle assessment does and does not do in assessments of waste management. **Waste Management**, v. 27, p. 989-996, 2007.

ELIA, V.; GNONI, M. G.; TORNESE, F. Designing Pay-As-You-Throw schemes in municipal waste management services: A holistic approach. **Waste Management**, Lecce, v. 44, p. 188–195, July 2015.

EU. European Union. **Regulations, Directives and other acts**, 2018. Disponível em: <[https://europa.eu/european-union/eu-law/legal-acts\\_en](https://europa.eu/european-union/eu-law/legal-acts_en)>. Acesso em: Agosto 2018.

EUNOMIA RESEARCH & CONSULTING. **Costs for Municipal Waste Management in the EU - Annexes**. Bruxelas: [s.n.], 2001. 344 p.

EUROPEAN COMMISSION. **Development of a Modelling Tool on Waste Generation and Management: Headline Project Report**. Directorate-General for Environment. [S.l.], p. 100. 2014.

EXCHANGE-RATES. World currency exchange rates and currency exchange rate history, 2019. Disponível em: <<https://www.exchange-rates.org/>>. Acesso em: outubro 2019.

FADE. **Análise das Diversas Tecnologias de Tratamento e Disposição Final de Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil, Europa, Estados Unidos e Japão**. Jabotão dos Guararapes: Grupo de Resíduos Sólidos - UFPE, 2014.

FARINA, B. A Portrait of World Historical Production and World Historical Waste after 1945. **Review (Fernand Braudel Center)**, 30, n. 3, 2007. 177-213.

FEI, F. et al. Mechanical biological treatment of municipal solid waste: Energy efficiency, environmental impact and economic feasibility analysis. **Journal of Cleaner Production**, Beijing, v. 178, p. 731-739, 2018.

FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, J. M. et al. Economic and environmental review of Waste-to-Energy systems for municipal solid waste management in medium and small municipalities. **Waste Management**, Murcia, v. 67, p. 360-374, 2017.

FERREIRA, C. X. **Avaliação de sistemas de gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos: uma revisão sobre modelos e indicadores de performance (Trabalho de Conclusão de Curso)**. Universidade Federal de Santa Catarina. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Florianópolis, p. 118. 2019.

FERREIRA, F. et al. Assessment strategies for municipal selective waste collection schemes. **Waste Management**, Vila Real, 2016. 3-13.

FILHO, W. L. et al. Benchmarking approaches and methods in the field of urban waste management. **Journal of Cleaner Production**, v. 112, p. 4377-4386, 2016.

FINET, C. Heating value of municipal solid waste. **Waste Management & Research**, Paris, v. 5, n. 2, p. 141-145, 1987.

FORD, A. **Modeling the environment: an introduction to system dynamics models of environmental systems**. Washington: Island Press, 1999.

FRANCO JR., H.; CHACON, P. P. **História econômica geral e do Brasil**. São Paulo: Atlas, 1980.

GOULART COELHO, L. M.; LANGE, L. C.; COELHO, H. 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.

HAN, et al. A review of groundwater contamination near municipal solid waste landfill sites in China. **Science of the Total Environment**, Chengdu, v. 569-570, p. 1255–1264, 2016.

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

HANNAN, M. A. et al. A review on technologies and their usage in solid waste monitoring and management systems: Issues and challenges. **Waste Management**, v. 43, p. 509-523, 2015.

HARARI, Y. N. **21 Lições para o Século 21**. Brasil: Companhia das Letras, 2018.

HAY, P. **Civil Law**. Technische Universitaet Dresden. Dresden, p. 5. 2015.

HÉNAULT-ETHIER, L.; MARTIN, J.-P.; HOUSSET, J. A dynamic model for organic waste management in Quebec (D-MOWIQ) as a tool to review environmental, societal and economic perspectives of a waste management policy. **Waste Management**, Québec, v. 66, p. 196-209, 2017.

HOORNWEG, D.; BHADA-TATA, P.; KENNEDY, C. Peak Waste: When Is It Likely to Occur? **Journal of Industrial Ecology**, Ontario, v. 19, n. 1, p. 117-128, July 2014.

IBÁÑEZ-FORÉS, V. et al. Influence of implementing selective collection on municipal waste management systems in developing countries: A Brazilian case study. **Resources, Conservation and Recycling**, 134, 2018a. 100-111.

IBÁÑEZ-FORÉS, V. et al. Temporal evolution of the environmental performance of implementing selective collection in municipal waste management systems in developing countries: A Brazilian case study. **Waste Management**, v. 72, p. 65-77, 2018b.

IBÁÑEZ-FORÉS, V. et al. Assessing the social performance of municipal solid waste management systems in developing countries: Proposal of indicators and a case study. **Ecological Indicators**, v. 98, p. 164-178, 2019.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Contas Nacionais**, 2018a. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/estatisticas-novoportal/economicas/contas-nacionais/9052-sistema-de-contas-nacionais-brasil.html?=&t=resultados>>. Acesso em: março 2018.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Projeções da População do Brasil e Unidades da Federação por sexo e idade: 2010-2060**, 2018b. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/estatisticas-novoportal/sociais/populacao/9109-projecao-da-populacao.html?=&t=resultados>>. Acesso em: novembro 2018.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Retroprojeção da População do Brasil por sexo e grupo de idade: 2010-2000**, 2018c. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/estatisticas-novoportal/sociais/populacao/9114-retroprojecao-da-populacao.html?=&t=resultados>>. Acesso em: novembro 2018.

INCCC. **Indonesia Technology Needs Assessment for Climate Change Mitigation 2012**. Indonesia National Council on Climate Change. Jakarta, p. 228. 2012.

JOHNSON, A. **The Development of Waste Management Law**. International Solid Waste Association. Belmont, p. 10. 2007.

KARMPERIS, A. C. et al. Decision support models for solid waste management: Review and game-theoretic approaches. **Waste Management**, v. 33, p. 1290-1301, 2013.

KAVALS, E. et al. Indicator analysis of integrated municipal waste management system. Case study of Latvia. **Energy Procedia**, v. 147, p. 227-234, 2018.

KAZA, S. et al. **What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050**. [S.l.]: World Bank Publications, 2018. 292 p. ISBN 1464813299.

KHAN, D.; KUMAR, A.; SAMADDER, S. R. Impact of socioeconomic status on municipal solid waste generation rate. **Waste Management**, Dhanbad, v. 49, p. 15-25, Janeiro 2016.

KHANDELWAL, H. et al. Application of life cycle assessment in municipal solid waste management: A worldwide critical review. **Journal of Cleaner Production**, p. 630-654, 2019.

KORHONEN, et al. Circular economy as an essentially contested concept. **Journal of Cleaner Production**, Södertälje, v. 175, p. 544-552, Dezembro 2017.

KUMAR, A.; SAMADDER, S. R. A review on technological options of waste to energy for effective management of municipal solid waste. **Waste Management**, Dhanbad, v. 69, p. 407-422, 2017.

LEE, U.; HAN, J.; WANG, M. Evaluation of landfill gas emissions from municipal solid waste landfills for the life-cycle analysis of waste-to-energy pathways. **Journal of Cleaner Production**, Lemont, v. 166, p. 335-342, 2017.

LEVINE, D. M. et al. **Estatística: teoria e aplicação**. Tradução de Teresa Cristina Padilha de Souza. 6ª. ed. Rio de Janeiro: GEN, 2012.

LI, H.; LI, P.; NITIVATTANANON, V. Developing a Sustainability Assessment Model to Analyze China's Municipal Solid Waste Management Enhancement Strategy. **Sustainability**, v. 7, p. 1116-1141, 2015.



LIAMSANGUAN, C.; GHEEWALA, S. H. The holistic impact of integrated solid waste management on greenhouse gas emissions in Phuket. **Journal of Cleaner Production**, Prachinburi, v. 16, n. 17, p. 1865-1871, 2008.

LIN, X. et al. A simple method for predicting the lower heating value of municipal solid waste in China based on wet physical composition. **Waste Management**, Hangzhou, v. 36, p. 24-32, 2015.

LIU, Y.; SUN, W.; LIU, J. Greenhouse gas emissions from different municipal solid waste management scenarios in China: Based on carbon and energy flow analysis. **Waste Management**, Beijing, v. 68, p. 653-661, 2017.

LIU, Y.; XING, P.; LIU, J. Environmental performance evaluation of different municipal solid waste management scenarios in China. **Resources, Conservation & Recycling**, Beijing, v. 125, p. 98-106, 2017.

MAKARICHI, L.; TECHATO, K.-A.; JUTIDAMRONGPHAN, W. Material flow analysis as a support tool for multi-criteria analysis in solid waste management decision-making. **Resources, Conservation and Recycling**, Songkhla, v. 139, p. 351-365, 2018.

MALINAUSKAITE, J. et al. Municipal solid waste management and waste-to-energy in the context of a circular economy and energy recycling in Europe. **Energy**, London, v. 141, p. 2013-2044, 2017.

MANNARINO, C. F.; FERREIRA, J. A.; GANDOLLA, M. Contribuições para a evolução do gerenciamento de resíduos sólidos urbanos no Brasil com base na experiência Européia. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 21, n. 2, 2016.

MARINO, A. L.; CHAVES, G. D. L. D.; JUNIOR, J. L. D. S. Do Brazilian municipalities have the technical capacity to implement solid waste management at the local level? **Journal of Cleaner Production**, São Mateus, v. 188, p. 378-386, 2018.

MARSHALL, R. E.; FARAHBAKHS, K. Systems approaches to integrated solid waste management in developing countries. **Waste Management**, v. 33, p. 988-1003, 2013.

MATIAS, M. S. et al. Solid waste policy in brazil: learnings and challenges after a decade of implementation. **International Journal of Environment and Waste Management**, Florianópolis, 2021a.

MATIAS, M. S.; PINCELLI, I. P.; CASTILHOS JR., A. B. D. Waste management policies and practices in Brazil. In: \_\_\_\_\_ **Waste management policies and practices in brics nations**. [S.l.]: [s.n.], 2021b.

MELARÉ, A. V. D. S. et al. Technologies and decision support systems to aid solid-waste management: a systematic review. **Waste Management**, Itu, v. 59, p. 567-584, 2017.

MELO, F. **Manual de Direito Ambiental**. São Paulo: Método, 2014.

MERSONI, C.; REICHERT, G. A. Comparison of municipal solid waste treatment scenarios through the technique of Life Cycle Assessment: the case of the city of Garibaldi, RS, Brazil. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 22, p. 863-875, 2017.

MORRISSEY, A. J.; BROWNE, J. Waste management models and their application to sustainable waste management. **Waste Management**, v. 24, p. 297-308, 2004.

MORSELLI, L. et al. Environmental impacts of waste incineration in a regional system (Emilia Romagna, Italy) evaluated from a life cycle perspective. **Journal of Hazardous Materials**, Bologna, v. 159, n. 2-3, p. 505-511, 2008.

NAKOU, D.; BENARDOS, A.; KALIAMPAKOS, D. Assessing the financial and environmental performance of underground automated vacuum waste collection systems. **Tunnelling and Underground Space Technology**, Athens, v. 41, p. 263-271, 2014.

NETO, P. N. **Resíduos Sólidos Urbanos: Prespectivas de gestão intermunicipal em regiões metropolitanas**. São Paulo: Atlas S.A., 2013.

NGUYEN, H. H.; HEAVEN, S.; BANKS, C. Energy potential from the anaerobic digestion of food waste in municipal solid waste stream of urban areas in Vietnam. **International Journal of Energy and Environmental Engineering**, Vietnam, v. 5, p. 365–374, 2014.

NIE, Y. et al. Is the finer the better for municipal solid waste (MSW) classification in view of recyclable constituents? A comprehensive social, economic and environmental analysis. **Waste Management**, Shanghai, v. 79, p. 472-480, 2018.

OECD. **OECD Environmental Indicators: Development, measurement and use.** [S.l.]: [s.n.], 2003. Disponível em: <<http://www.oecd.org/environment/indicators-modelling-outlooks/24993546.pdf>>. Acesso em: 2019.

OECD. **Promoting sustainable consumption: good practices in OECD countries.** OECD. [S.l.], p. 62. 2008.

OECD. Municipal waste (indicator). doi: 10.1787/89d5679a-en, 2018. Disponível em: <<https://data.oecd.org/waste/municipal-waste.htm>>. Acesso em: Janeiro 2018.

PAES, M. X. et al. Municipal solid waste management: Integrated analysis of environmental and economic indicators based on life cycle assessment. **Journal of Cleaner Production**, 254, May 2020.

PARK, S.; LAH, T. J. Analyzing the success of the volume-based waste fee system in South Korea. **Waste Management**, Seoul, v. 43, p. 533-538, July 2015.

PIRES, A.; MARTINHO, G.; CHANG, N.-B. Solid waste management in European countries: A review of systems analysis techniques. **Journal of Environmental Management**, v. 92, p. 1033-1050, 2011.

PIVATO, A. et al. **How to consider the role of landfills as carbon sink in environmental forensic cases.** International Waste Working Group Conference. Sardinia: IWWG. 2017. p. 17.

PRATES, L. F. S. et al. **Experiência alemã com tratamento mecânico biológico de resíduos sólidos urbanos.** In: Anais do 7º Forum Internacional de Resíduos Sólidos. Porto Alegre. 2017. (2527-1725).

PRIETO-SANDOVAL, V.; JACA, C.; ORMAZABAL, M. Towards a consensus on the circular economy. **Journal of Cleaner Production**, San Sebastian, v. 179, p. 605-615, Dezembro 2017.

PSOMOPOULOS, C. S.; THEMELIS, N. J. A. **Guidebook for Sustainable Waste Management in Latin America**. In: IRRC - WASTE TO ENERGY, 4. Viena, p. 121 - 135. 2014.

QIU, K.; HAYDEN, A. C. S. Performance analysis and modeling of energy from waste combined cycles. **Applied Thermal Engineering**, Ottawa, v. 29, n. 14-15, p. 3049-3055, 2009.

RAJAEIFAR, M. A. et al. Electricity generation and GHG emission reduction potentials through different municipal solid waste management technologies: A comparative review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, Tabriz, v. 79, p. 414-439, 2017.

RAMACHANDRA, T. V. **Management of Municipal Solid Waste**. New Delhi: TERI PRESS, 2006.

REI, F.; NETO, P. P. D. C. Resíduos sólidos: marcos regulatórios internacionais e aspectos de importação. In: JARDIM, A.; YOSHIDA, C.; FILHO, J. V. M. **Política Nacional, Gestão e Gerenciamento de Resíduos Sólidos**. Barueri: Manole Ltda., 2012. p. 732.

RENKOW, M.; RUBINB, A. R. Does municipal solid waste composting make economic sense? **Journal of Environmental Management**, v. 53, n. 4, p. 339-347, 1998.

RIAHI, K. et al. The Shared Socioeconomic Pathways and their energy, land use, and greenhouse gas emissions implications: An overview. **Global Environmental Change**, Luxemburg, v. 42, p. 153-168, 2017.

RICARDO, D. **On the Principles of Political Economy and Taxation**. Tradução de PAULO HENRIQUE SANDRONI. São Paulo: Nova Cultural, 1996.

RIGAMONTI, L.; STERPI, I.; GROSSO, M. Integrated municipal waste management systems: An indicator to assess their environmental and economic sustainability. **Ecological Indicators**, v. 60, p. 1-7, 2016.

RIPA, M. et al. Refuse recovered biomass fuel from municipal solid waste. A life cycle assessment. **Applied Energy**, v. 186, p. 211-225, 2017.

ROBERTS, K. P. et al. SWIMS: A dynamic life cycle-based optimisation and decision support tool for solid waste management. **Journal of Cleaner Production**, v. 196, p. 547-563, 2018.

RODRIGUES, et al. Developing criteria for performance assessment in municipal solid waste management. **Journal of Cleaner Production**, Pato Branco, v. 186, p. 748-757, 2018.

RODRIGUES, S.; MARTINHO, G.; PIRES, A. Waste collection systems. Part A: a taxonomy. **Journal of Cleaner Production**, Caparica, v. 113, p. 374-387, 2016.

ROGOFF, M. J.; MENG, F. S. Chapter 3 - Energy From Waste Technology. **Waste-To-energy (Third Edition)**, Tampa, p. 29-56, 2019.

SANAYE, S. Applying relative equivalent uniform annual benefit for optimum selection of a gas engine combined cooling, heating and power system for residential buildings. **Energy and Building**, Tehran, v. 128, p. 809-818, 2016.

SANTOS, R. E. D. et al. Generating electrical energy through urban solid waste in Brazil: An economic and energy comparative analysis. **Journal of Environmental Management**, Itajubá, v. 231, p. 198-206, 2019.

SEADON, J. K. Integrated waste management – Looking beyond the solid waste horizon. **Waste Management**, v. 26, p. 1327-1336, 2006.

SEADON, J. K. Sustainable waste management systems. **Journal of Cleaner Production**, v. 18, p. 1639-1651, 2010.

SERRA, T. B. **Política de resíduos sólidos: gestão econômica, responsável e ambientalmente adequada**. São Paulo: Verbatim, 2015.

SHEKDAR, A. V. Sustainable solid waste management: An integrated approach for Asian countries. **Waste Management**, Nagpur, 2008. 1438–1448.

SICHE, R. et al. Índices versus indicadores: precisões conceituais na discussão da sustentabilidade de países. **Ambiente & Sociedade**, v. 10, p. 137-148, 2007.

SILVA, L. J. D. V. B. D. et al. Incineration of municipal solid waste in Brazil: An analysis of the economically viable energy potential. **Renewable Energy**, Itajubá, v. 149, p. 1386-1394, 2020.

SILVER, B.; ARRIGHI, G. O fim do longo século XX. In: VIEIRA, P. A.; VIEIRA, R. D. L.; FILOMENO, F. A. **O Brasil e o capitalismo histórico: passado e presente na análise dos sistemas-mundo**. São Paulo: Cultura Acadêmica, 2012. Cap. 3, p. 77-96.

SIMAN, R. R. et al. Governance tools: Improving the circular economy through the promotion of the economic sustainability of waste picker organizations. **Waste Management**, 105, March 2020. 148-169.

SIMON, R. **Common Law**. London School of Economics and Political Science. London, p. 5. 2015.

SINGH, A.; BASAK, P. Economic And Environmental Evaluation Of Municipal Solid Waste Management System Using Industrial Ecology Approach: Evidence from India. **Journal Of Cleaner Production**, Patiala, v. 195, p. 10-20, 2018.

SMITH, A. **An inquiry into the nature and causes of the wealth of nations**. Tradução de LUIZ JOÃO BARAÚNA. São Paulo: Nova Cultural, v. I, 1996.

SOLTANI, A.; SADIQ, R.; HEWAGE, K. The impacts of decision uncertainty on municipal solid waste management. **Journal of Environmental Management**, v. 197, p. 305-315, 2017.

SOUZA, S. N. M. D. et al. Technical potential of electricity production from municipal solid waste disposed in the biggest cities in Brazil: Landfill gas, biogas and thermal treatment. **Waste Management & Research**, Cascavel, v. 32, n. 10, p. 1015-1023, 2014.

TABATA, T. Waste-to-energy incineration plants as greenhouse gas reducers: A case study of seven Japanese metropolises. **Waste Management & Research**, Nada-ku, v. 31, n. 11, p. 1110-1117, 2013.

TAN, S. T. et al. Optimal process network for municipal solid waste management in Iskandar Malaysia. **Journal of Cleaner Production**, v. 71, p. 48-58, 2014.

TAN, S. T. et al. Energy, economic and environmental (3E) analysis of waste-to-energy (WTE) strategies for municipal solid waste (MSW) management in Malaysia. **Energy Conversion and Management**, Johor, v. 102, p. 111-120, 2015.

TAVES, R. D. F. **Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos: parâmetros operacionais das unidades de tratamento (Trabalho de Conclusão de Curso)**. Universidade Federal de Santa Catarina. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Florianópolis, p. 96. 2020.

TCHOBANOGLIOUS, G.; KREITH, F. **Handbook os solid waste management**. 2<sup>a</sup>. ed. California: McGraw-Hill, 2002.

TEIXEIRA, N. A. R. **Recuperação de Resíduos de Embalagem através do Tratamento Mecânico e Biológico em Portugal Continental (Dissertação de Mestrado)**. Engenharia do Ambiente, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa. Lisboa. 2009.

TOZLU, A.; ÖZAHİ, E.; ABUŞOĞLU, A. Waste to energy technologies for municipal solid waste management in Gaziantep. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, Gaziantep, v. 54, p. 809-815, 2016.

TSAI, W.-T.; KUO, K.-C. An analysis of power generation from municipal solid waste (MSW) incineration plants in Taiwan. **Energy**, Pingtung, v. 35, n. 12, p. 4824-4830, 2010.

UN. United Nations. **Transforming our world - the 2030 Agenda for Sustainable Development (A/70/L.1)**, 2015. Disponível em: <<https://undocs.org/A/70/L.1>>. Acesso em: September 2018.

UN. United Nations: Department of Economic and Social Affairs. **Sustainable development: knowledge platform**, 2018. Disponível em: <<https://sustainabledevelopment.un.org/topics/sustainableconsumptionandproduction>>. Acesso em: 2018.

UNCTAD. **Guidelines for Consumer Protection**. United Nations. [S.l.], p. 35. 2016.

UNEP. **The methodological sheets for sub-categories in social life cycle assessment (S-LCA)**. [S.l.]. 2013.

UNEP. **Sustainable Consumption and Production Global edition. A Handbook for Policymakers**. UN. [S.l.], p. 216. 2015.

VIDAL, R. V. V. Operational research: A multidisciplinary field. **Pesquisa Operacional**, v. 26, 2006.

WEBSTER, I. U.S. Inflation Calculator, 2019. Disponível em: <<https://www.in2013dollars.com/us/inflation/>>. Acesso em: outubro 2019.

WEISBERG, S. Linear Hypothesis: Regression (Basics). **International Encyclopedia of the Social & Behavioral Sciences (Second Edition)**, St Paul, p. 153-156, 2015.

WILLIS, K. et al. How successful are waste abatement campaigns and government policies at reducing plastic waste into the marine environment? **Marine Policy**, Tasmania, v. 96, p. 243-249, 2018.

WILSON, D. C. et al. 'Wasteaware' benchmark indicators for integrated sustainable waste management in cities. **Waste Management**, v. 35, p. 329-342, 2015.

WILSON, D. C. et al. **Global Waste Management Outlook**. United Nations Environment Programme. London, p. 346. 2015. (978-92-807-3479-9).

WOON, K. S.; LO, I. M. C. An Integrated Life Cycle Costing And Human Health Impact Analysis Of Municipal Solid Waste Management Options In Hong Kong Using Modified Eco-Efficiency Indicator. **Resources, Conservation And Recycling**, Hong Kong, v. 107, p. 104-114, 2016.

WORLD BANK. **What a Waste: A Global Review of Solid Waste Management**. Washington: [s.n.], 2012.

WORLD BANK. The World Bank Data, 2018. Disponível em: <<https://data.worldbank.org/indicator/SP.URB.TOTL?locations=BR>>. Acesso em: Julho 2018.

WORLD BANK. **What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050**. [S.l.]. 2018.

YILDIZ-GEYHANA, E.; ALTUN-ÇİFTÇIOĞLU, A. G.; KADIRGAN, M. A. N. ş. Social life cycle assessment of different packaging waste collection system. **Resources, Conservation & Recycling**, Istanbul, v. 124, p. 1-12, 2017.



YOUCAI, Z. Chapter One - Municipal Solid Waste Incineration Process and Generation of Bottom Ash and Fly Ash. **Pollution Control and Resource Recovery: Municipal Solid Wastes Incineration**, Shanghai, p. 1-59, 2017.

ZAMAN, A. U. Measuring waste management performance using the 'Zero Waste Index': the case of Adelaide, Australia. **Journal of Cleaner Production**, Adelaide, v. 66, p. 407-419, 2014.

ZAMAN, A. U.; LEHMANN, S. The zero waste index: a performance measurement tool for waste management systems in a 'zero waste city'. **Journal of Cleaner Production**, Adelaide, v. 50, p. 123-132, 2013.

ZHANG, Y.; YUE, D.; NIE, Y. Greenhouse gas emissions from two-stage landfilling of municipal solid waste. **Atmospheric Environment**, Beijing, v. 55, p. 139-143, 2012.

## APÊNDICE A: Parâmetros operacionais das unidades de gerenciamento.

A utilização da ferramenta possui como fundamento o uso de parâmetros operacionais específicos utilizados como *drivers* na análise dos sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos, englobando a avaliação dos seguintes parâmetros: (i) parâmetros econômicos; (ii) parâmetros sociais; (iii) parâmetros energéticos e; (iv) parâmetros ambientais.

Para tanto, foram avaliados e apresentados na ferramenta os parâmetros operacionais de quatro tipos de unidade de tratamento de resíduos sólidos compostagem, digestão anaeróbica, tratamento mecânico biológico e incineração.

Tal escolha é justificada dado o contexto no qual os países em desenvolvimento normalmente contam como alternativas factíveis, embora muitos deles careçam de técnicas de tratamento e contém principalmente apenas com a disposição final. As tecnologias para seu tratamento, aqui discutidas, afastam-se desse modelo, gerando retornos financeiro e energético; além de auxiliar na produção de biogás e fertilizantes. Entender esses parâmetros auxilia na elaboração de novos meios de se implementar tecnologias de tratamento de resíduos sólidos.

Sendo assim, identificaram-se parâmetros operacionais para deixar a disposição aos usuários dados que possibilitem a comparação preliminar de resultados gerados por cada alternativa adotada.

Nenhum dos sistemas de tratamento de resíduos sólidos abordados nesta avaliação possui um único método operacional. Entretanto, o foco não está em abordar todas as particularidades dos quatro sistemas, mas sim em apontar os resultados para os parâmetros (econômico, social, ambiental e energético) de forma geral, sem aprofundar nas particularidades de cada unidade de tratamento.

- **Parâmetros econômicos**

Os parâmetros econômicos levantados têm por objetivo avaliar os custos relacionados aos sistemas de tratamento de resíduos. Dois tipos de gastos recebem mais destaque: (i) *Capital Costs ou Capital Expenditures* (CAPEX) e (ii) *Operation and Maintenance Costs ou Operation and Maintenance Expenditures* (OPEX). Na literatura brasileira, esses parâmetros econômicos são apresentados como Custos de Capital (CAPEX) e Custos Operacionais (OPEX).

CAPEX está relacionado com os custos de instalação, aquisição de terra, expansões e melhorias, construção de edificações, aquisição de equipamentos ou veículos etc. Já OPEX está

relacionado a manutenção e reparos de equipamentos e veículos, aluguel, salários e pensões, impostos, custos administrativos, seguros, publicidade etc. Os resultados referentes aos parâmetros econômicos são apresentados no Quadro 32, no Quadro 33, no Quadro 34 e no Quadro 35, adaptados do trabalho de Taves (2020). Apresentam-se os valores de CAPEX e OPEX na moeda utilizada pelos autores em seus artigos originais convertidos para o dólar e ajustados à inflação para outubro de 2019.

Para efeitos de cálculo, a conversão dos valores das moedas divulgadas pelos autores para o dólar foi feita considerando a cotação para o dólar do dia 31 de dezembro do ano referente à informação apresentada pelos autores em seus textos originais.

A conversão das moedas expressas nos artigos originais dos autores para o dólar foi feita com o auxílio da plataforma online ‘Exchange-Rates (EXCHANGE-RATES, 2019)’, a qual é de domínio do governo estadunidense. Já a correção dos valores ajustados à inflação foi realizada com o auxílio da plataforma online ‘U.S. Dollar Inflation Calculator’ (WEBSTER, 2019), a qual utiliza dados oficiais do Departamento do Trabalho dos Estados Unidos para realizar os ajustes.

Quadro 32: CAPEX e OPEX (Compostagem).

Referência Bibliográfica	Capacidade máxima de operação (t/dia)	Custo de Capital	Custo Operacional ao ano	Cidade/ País
(SINGH e BASAK, 2018)	200	\$4.165.250,83	\$340.980,31	Karnataka/ Índia
(EUNOMIA RESEARCH & CONSULTING, 2001)	60	\$532.428,59	\$914.124,15	Itália
	125	\$21.548,99	\$1.736.959,44	Alemanha
	155	\$14.399.018,30	\$3.502.463,91	Holanda
	30	\$1.506.436,09	\$451.930,83	Holanda
	9	\$1.545.062,66	\$139.055,64	Suécia
	45	\$4.171.669,17	\$386.265,66	Suécia
	75	\$5.793.984,96	\$556.222,56	Suécia
(ALELUIA e FERRÃO, 2017)	0,0005	\$10,83	\$0,49	Países Asiáticos
	258	\$4.965.999,95	\$1.044.599,11	Países Asiáticos
	1.000	\$39.359.650,48	\$9.048.263,25	Países Asiáticos
(RENKOW e RUBINB, 1998)	150	\$21.354.840,00	\$1.889.082,00	Sevier/ EUA
	74	\$5.672.721,60	\$1.175.063,76	Columbia/ EUA
	550	\$81.312.660,00	\$7.227.792,00	Baltimore/ EUA
	100	\$15.331.680,00	\$2.792.556,00	Faribault/ EUA
	16	\$2.277.849,60	\$210.263,04	Portage/ EUA
	175	\$26.830.440,00	\$2.203.929,00	Wright/ EUA
	53	\$6.384.549,60	\$1.509.075,36	Sumter/ EUA
	11	\$2.469.495,60	\$1.445.558,40	Fillmore/ EUA
	até 5	até \$4.818.528,00	\$4.914.351,00	Lake of the Woods/ EUA

\$: Dólar estadunidense.

Fonte: Adaptado de Taves (2020).

Quadro 33: CAPEX e OPEX (Digestão anaeróbica).

Referência Bibliográfica	Capacidade máxima de operação (t/dia)	Custo de Capital	Custo Operacional ao ano	Cidade/ País
(KAZA, YAO, <i>et al.</i> , 2018)	NI	NI	NI	Europa
	NI	NI	NI	EUA
	NI	NI	NI	China
(FADE, 2014)	62 t	\$113.997,58	\$307.105,56	Brasil
	223 t	\$396.743,23	\$558.164,36	Brasil
(EUNOMIA RESEARCH & CONSULTING, 2001)	138 t	\$7.699.564,30	\$2.205.669,92	Finlândia
	8 t	\$104.898,70	\$209.797,39	Alemanha
	46 t	\$1.468.581,75	\$1.007.027,48	Alemanha
	NI	NI	NI	Holanda
	até 62 t	até \$12.987.507,46	até \$768.366,03	Reino Unido
	65 até 123 t	até \$21.350.675,14	até \$1.685.547,25	Reino Unido
	126 até 185 t	até \$30.402.574,27	até \$1.839.281,95	Reino Unido
	acima de 188 t	a partir de \$28.508.562,77	a partir de \$2.505.752,62	Reino Unido
(ALELUIA e FERRÃO, 2017)	0,16 t	\$2.166,60	\$388,69	Países Asiáticos
	81 t	\$4.333.200,00	\$433.471,66	Países Asiáticos
	600 t	\$33.582.300,00	\$5.471.206,65	Países Asiáticos

NI: Não informado.

\$: Dólar estadunidense.

Fonte: Adaptado de Taves (2020).

Quadro 34: CAPEX e OPEX (Tratamento Mecânico-Biológico).

Referência Bibliográfica	Capacidade máxima de operação (t/dia)	Custo de Capital	Custo Operacional ao ano	Cidade/ País
(PRATES, FISCHER, <i>et al.</i> , 2017)	230 t	\$16.130.000,73	\$6.943.240,89	Aurich-Großefehn/ Alemanha
	215 t	\$31.733.663,43	\$5.759.072,25 à \$7.404.521,47	Münster/ Alemanha
	338 t	\$68.607.653,03	\$13.206.973,21 à \$17.923.749,35	Kahlenberg/ Alemanha
(TEIXEIRA, 2009)	1.110 t	\$139.295.833,14	\$150.960.815,79	Lisboa/ Portugal
(INCCC, 2012)*	até 155 t	até \$18.415.151,99	até \$17.187.475,20	NI
	acima de 155 t	até \$165.736.367,96	até \$50.825.819,51	NI
(INCCC, 2012)**	até 155 t	até \$14.440.425,59	a partir de \$2.823.656,64	NI
	acima de 155 t	até \$204.776.490,20	até \$18.415.151,99	NI
(FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, GRINDLAY, <i>et al.</i> , 2017)	140 t	\$3.306.776,93	\$6.857.012,50	Granada/ Espanha

\* Os processos biológicos são aeróbicos.

\*\* Os processos biológicos são anaeróbicos.

\$. Dólar estadunidense.

Fonte: Adaptado de Taves (2020).

Quadro 35: CAPEX e OPEX (Incineração).

Referência Bibliográfica	Capacidade máxima de operação (t/dia)	Custo de Capital	Custo Operacional ao ano	Cidade/ País
(FADE, 2014)	650 t	\$159.157.918,50	\$9.386.236,22	Brasil
	1.300 t	\$261.182.225,23	\$16.323.889,08	Brasil
(PSOMOPOULOS e THEMELIS, 2014)	1.008 t	\$247.995.000,00	\$14.438.820,00	Valparaíso/ Chile
	1.008 t	\$132.264.000,00	\$8.376.720,00	Toluca/ México
(WOON e LO, 2016)	3.000 t	\$699.408.024,56	\$3.748.827,01	Hong Kong
(EUNOMIA RESEARCH & CONSULTING, 2001)	600 t	\$170.530.313,76	\$20.679.868,83	Alemanha
	600 t	\$117.820.058,83	\$7.254.620,40	Irlanda
(KAZA, YAO, <i>et al.</i> , 2018)	NI	NI	NI	Europa
	NI	NI	NI	EUA
	NI	NI	NI	China
(ALELUIA e FERRÃO, 2017)	600 t até 2.000 t	\$48.277.500,00 até \$217.837.500	\$1.076.308,62 até \$15.307.500,00	Países Asiáticos

NI: Não informado.

\$: Dólar estadunidense.

Fonte: Adaptado de Taves (2020).

- **Parâmetros sociais**

Os parâmetros sociais levantados (Quadro 36, Quadro 37, Quadro 38 e Quadro 39) expressam: (i) a capacidade máxima de operação das unidades de tratamento avaliadas; (ii) o número de funcionários empregados para cada tipo de tratamento; (iii) a quantidade de resíduos sólidos em toneladas que cada funcionário consegue tratar em um dia, ou seja, o rendimento do funcionário e; (iv) o país onde está alocada o sistema de tratamento de resíduos sólidos.

Quadro 36: Parâmetros laborais de unidades de Compostagem.

Referência Bibliográfica	Capacidade máxima de operação (t/dia)	Funcionários empregados	Rendimento (t/(empregado*dia))	Cidade/ País
(EUNOMIA RESEARCH & CONSULTING, 2001)	154	3	51,33	Grécia
	62	6	10,33	Itália
(FADE, 2014)	NI	NI	0,50	Brasil

NI: Não informado.

Fonte: Adaptado de Taves (2020).

Quadro 37: Parâmetros laborais de unidades de Digestão Anaeróbica.

Referência Bibliográfica	Capacidade máxima de operação (t/dia)	Funcionários empregados	Rendimento (t/(empregado*dia))	Cidade/ País
(ROGOFF e MENG, 2019)	200	1	200	Auburn/ EUA
	360	1	360	Joppa/ EUA
	360	1	360	Pittsfield/ EUA
	80	1	80	Alexandria/ EUA
	80	1	80	Fosston/ EUA
	116	1	116	Perham/ EUA
	90	1	90	Red Wing/ EUA
	200	1	200	Fulton/ EUA
	100	1	100	Almena/ EUA
	20	1	20	Husavik/ Islândia
	180	1	180	Scot
	4	1	4	Ilhas Turcas e Caicos (UK)
	1,5	1	1,5	Ilha Wake/ EUA
32	1	32	Kwajalein Atol/ EUA	
(FADE, 2014)	NI	NI	1000	Brasil

NI: Não informado.

Fonte: Adaptado de Taves (2020).



Quadro 38: Parâmetros laborais de unidades de Tratamento Mecânico-Biológico.

Referência Bibliográfica	Capacidade máxima de operação (t/dia)	Funcionários empregados	Rendimento (t/(empregado*dia))	Cidade/ País
(PRATES, FISCHER, <i>et al.</i> , 2017)	230	29	7,93	Aurich-Großefehn/ Alemanha
	215	23	9,35	Münster/ Alemanha
	338	50	6,76	Kahlenberg/ Alemanha
(DEFRA, 2013)	154	8	19,25	Reino Unido
	815	40	20,38	Reino Unido
	1.283	85	15,09	Reino Unido
(TEIXEIRA, 2009)	180	29	6,21	Portugal
	190	18	10,56	Portugal

Fonte: Adaptado de Taves (2020).

Quadro 39: Parâmetros laborais de unidades de Incineração.

Referência Bibliográfica	Capacidade máxima de operação (t/dia)	Funcionários empregados	Rendimento (t/(empregado*dia))	Cidade/ País
(EUNOMIA RESEARCH & CONSULTING, 2001)	1.000	69	14,49	Itália
(CUCCHIELLA, D'ADAMO e GASTALDI, 2014)	50	12	4,17	Itália
	100	24	4,17	Itália
	150	36	4,17	Itália
	200	48	4,17	Itália
	250	60	4,17	Itália
	300	72	4,17	Itália
	350	84	4,17	Itália
	400	96	4,17	Itália
	450	108	4,17	Itália
	500	120	4,17	Itália
	550	132	4,17	Itália
	600	144	4,17	Itália
	650	156	4,17	Itália
700	168	4,17	Itália	
750	180	4,17	Itália	
(PSOMOPOULOS e THEMELIS, 2014)	1.008	43	23,44	Valparaiso/ Chile
	1.008	40	25,20	Toluca/ México
(DEFRA, 2013)	154	6 a 18	8,56 a 25,67	Reino Unido

Fonte: Adaptado de Taves (2020).

- **Parâmetros energéticos**

A quantidade de resultados referentes a este parâmetro para o sistema de incineração foi muito mais expressiva em comparação com os demais. No entanto, para os sistemas de compostagem, os resultados foram inexistentes.

O Quadro 40 exhibe os resultados obtidos para os parâmetros energéticos. Nele são apresentados: a fonte das informações foram extraídas; o tipo de tratamento de resíduo; a capacidade máxima de operação em t/d; o consumo de energia em MWh/d; a produção de energia (na forma de eletricidade) em MWh/d e em MWh/t; a produção de calor em MWh/d e em MWh/t; a cidade e/ ou país das informações divulgadas e o ano referente a essas informações.

Os parâmetros energéticos representam o ganho ou o consumo de energia. O ganho de energia pode se dar na forma de eletricidade ou de calor. O próprio sistema gerador de energia pode utilizar, e geralmente utiliza, a energia gerada para alimentar o próprio sistema de tratamento de resíduos sólidos. Produção de energia significa redução de gastos, uma vez que a energia liberada é utilizada dentro do próprio sistema, contribuindo para um desenvolvimento mais sustentável.

Dentre os artigos investigados, pouco é informado quanto ao consumo de energia dos sistemas de tratamento de resíduos. A avaliação desse parâmetro se torna ainda mais difícil com a grande variação entre os valores encontrados.

Quadro 40: Parâmetros energéticos das unidades de tratamento.

Referência Bibliográfica	Tipo de tratamento de resíduo	Capacidade máxima de operação (t/dia)	Consumo de energia (MWh/d)	Produção de energia (MWh/d)	Produção de energia (MWh/t)	Produção de calor (MWh/d)	Produção de calor (MWh/t)	Cidade/ País	Ano da informação
(PSOMOPOULOS e THEMELIS, 2014)	Incineração	1.008,00	NI	544,32	0,54	NI	NI	Valparaíso/ Chile	2013
	Incineração	1.008,00	NI	604,80	0,60	NI	NI	Toluca/ México	2013
(WOON e LO, 2016)	Incineração	3.000,00	NI	2.280,00	0,76	NI	NI	Hong Kong	2014
(SANTOS, SANTOS, <i>et al.</i> , 2019)	Incineração	575,00	NI	187,50	0,33	NI	NI	São José dos Campos/ Brasil	2017
	Digestão anaeróbica	305,00	NI	55,06	0,18	NI	NI	São José dos Campos/ Brasil	2017
	Digestão anaeróbica + incineração	460,00	NI	106,33	0,23	NI	NI	São José dos Campos/ Brasil	2017
(TSAI e KUO, 2010)	Incineração	7.290,00	NI	3.060,27	0,42	NI	NI	Taiwan	2000
	Incineração	10.745,00	NI	4.554,25	0,42	NI	NI	Taiwan	2001
	Incineração	14.550,00	NI	6.858,08	0,47	NI	NI	Taiwan	2002
	Incineração	14.990,00	NI	7.167,12	0,48	NI	NI	Taiwan	2003
	Incineração	15.375,00	NI	7.588,77	0,49	NI	NI	Taiwan	2004
	Incineração	15.385,00	NI	7.814,25	0,51	NI	NI	Taiwan	2005
	Incineração	15.569,95	NI	7.826,58	0,50	NI	NI	Taiwan	2006
	Incineração	16.300,00	NI	8.110,41	0,50	NI	NI	Taiwan	2007
	Incineração	16.740,00	NI	8.129,32	0,49	NI	NI	Taiwan	2008
(DONG, CHI, <i>et al.</i> , 2013)	Incineração	1.200,00	88,30	441,49	0,37	NI	NI	Hangzhou/ China	2011
(SINGH e BASAK, 2018)	Incineração	75,00	NI	12,70	0,17	NI	NI	Punjab/ Índia	2015
	Digestão anaeróbica	85,00	NI	9,25	0,11	NI	NI	Punjab/ Índia	2015
(NGUYEN, HEAVEN e BANKS, 2014)	Digestão anaeróbica	21.420,00	NI	6.850,00	0,32	12.600,00	0,59	Vietnam	2015
	Digestão anaeróbica	33.265,00	NI	7.100,00	0,21	13.100,00	0,39	Vietnam	2020
	Digestão anaeróbica	49.920,00	NI	14.800,00	0,30	28.200,00	0,56	Vietnam	2025

Referência Bibliográfica	Tipo de tratamento de resíduo	Capacidade máxima de operação (t/dia)	Consumo de energia (MWh/d)	Produção de energia (MWh/d)	Produção de energia (MWh/t)	Produção de calor (MWh/d)	Produção de calor (MWh/t)	Cidade/ País	Ano da informação
(TAN, HO, <i>et al.</i> , 2015)	Incineração	2.500,00	NI	1.200,00	0,48	3.575,00	1,43	Kuala Lumpur/ Malásia	2009
	Digestão anaeróbica	2.500,00	NI	5,25	0,002	6,25	0,003	Kuala Lumpur/ Malásia	2009
(TCHOBANOGLOUS e KREITH, 2002)	Incineração	975,00	NI	507,00	0,52	NI	NI	Alexandria/ Virgínia	2002
	Incineração	2.250,00	NI	1.620,00	0,72	NI	NI	Bridgeport/ Connecticut	2002
	Incineração	650,00	NI	403,00	0,62	NI	NI	Bristol/ Connecticut	2002
	Incineração	571,00	NI	319,76	0,56	NI	NI	Condado de Broome/ Nova York	2002
	Incineração	2.250,00	NI	1.595,25	0,71	NI	NI	Broward County (Norte)/ Flórida	2002
	Incineração	2.250,00	NI	1.521,00	0,68	NI	NI	Broward County (Sul)/ Flórida	2002
	Incineração	400,00	NI	290,00	0,73	NI	NI	Commerce/ Califórnia	2002
	Incineração	500,00	NI	275,00	0,55	NI	NI	Concord/ Nova Hampshire	2002
	Incineração	506,00	NI	161,92	0,32	NI	NI	Condado de Dutchess/ Nova York	2002
	Incineração	150,00	NI	48,45	0,32	NI	NI	Condado de Eau Claire/ Wisconsin	2002
	Incineração	2.277,00	NI	1.140,78	0,50	NI	NI	Condado de Essex/ Nova Jersey	2002
	Incineração	3.000,00	NI	1.830,00	0,61	NI	NI	Condado de Fairfax/ Virgínia	2002
	Incineração	70,00	NI	19,25	0,28	NI	NI	Distrito de Falls Township/ Pensilvânia	2002
	Incineração	575,00	NI	273,13	0,48	NI	NI	Condado de Gloucester/ Nova Jersey	2002
	Incineração	1.200,00	NI	840,00	0,70	NI	NI	Condado de Hennepin/Minnesota	2002
Incineração	750,00	NI	552,00	0,74	NI	NI	Huntington/ Nova York	2002	

Referência Bibliográfica	Tipo de tratamento de resíduo	Capacidade máxima de operação (t/dia)	Consumo de energia (MWh/d)	Produção de energia (MWh/d)	Produção de energia (MWh/t)	Produção de calor (MWh/d)	Produção de calor (MWh/t)	Cidade/ País	Ano da informação
	Incineração	528,00	NI	277,20	0,53	NI	NI	Condado de Lake/ Flórida	2002
	Incineração	500,00	NI	300,00	0,60	NI	NI	Lisbon/ Connecticut	2002
	Incineração	975,00	NI	638,63	0,66	NI	NI	Condado de Mercer/ Nova Jersey	2002
	Incineração	1.200,00	NI	552,00	0,46	NI	NI	Condado de Montgomery/ Pensilvânia	2002
	Incineração	1.340,00	NI	716,90	0,54	NI	NI	Condado de Morris/ Nova Jersey	2002
	Incineração	200,00	NI	88,00	0,44	NI	NI	Nova Hampshire e Vermont	2002
	Incineração	200,00	NI	58,60	0,29	NI	NI	Condado de Olmstead/ Minnesota	2002
	Incineração	1.050,00	NI	682,50	0,65	NI	NI	Condado de Pasco/ Flórida	2002
	Incineração	1.434,00	NI	1.079,80	0,75	NI	NI	Condado de Passaic/ Nova Jersey	2002
	Incineração	500,00	NI	250,00	0,50	NI	NI	Portland/ Maine	2002
	Incineração	115,00	NI	12,65	0,11	NI	NI	Condado de Setor Croix/ Wisconsin	2002
	Incineração	2.250,00	NI	900,00	0,40	NI	NI	Baltimore/ Maryland	2002
	Incineração	1.440,00	NI	964,80	0,67	NI	NI	Condado de Union/ Nova Jersey	2002
	Incineração	235,00	NI	111,86	0,48	NI	NI	University City/ Carolina do Norte	2002
	Incineração	420,00	NI	210,00	0,50	NI	NI	Wallingford/ Connecticut	2002
	Incineração	1.125,00	NI	675,00	0,60	NI	NI	Tulsa/ Oklahoma	2002
	Incineração	510,00	NI	244,80	0,48	NI	NI	Tampa/ Flórida	2002
	Incineração	108,00	NI	16,20	0,15	NI	NI	Windham/ Connecticut	2002

Referência Bibliográfica	Tipo de tratamento de resíduo	Capacidade máxima de operação (t/dia)	Consumo de energia (MWh/d)	Produção de energia (MWh/d)	Produção de energia (MWh/t)	Produção de calor (MWh/d)	Produção de calor (MWh/t)	Cidade/ País	Ano da informação
(FEI, WEN, <i>et al.</i> , 2018)	Incineração	1.000,00	65,70	328,60	0,33	NI	NI	Changzhou/ China	2017
	Digestão anaeróbica + incineração	1.000,00	40,00	300,00	0,30	NI	NI	Changzhou/ China	2017
	Incineração	1.000,00	51,50	134,20	0,13	NI	NI	Changzhou/ China	2017
(QIU e HAYDEN, 2009)	Incineração	1.450,00	NI	800,00	0,55	NI	NI	Canadá	2006
	Incineração	1.350,00	NI	464,00	0,34	NI	NI	Canadá	2006
	Incineração	400,00	NI	124,80	0,31	68,80	0,17	Canadá	2006
	Incineração	370,00	NI	168,00	0,45	NI	NI	Canadá	2006
	Incineração	245,00	NI	118,40	0,48	NI	NI	Canadá	2006
	Incineração	155,00	NI	NI	NI	544,00	3,51	Canadá	2006
(ANTONOPOULOS, PERKOULIDIS, <i>et al.</i> , 2014)	Incineração	245,00	NI	24,50	0,10	16,33	0,07	Estados Unidos da América	2013
	TMB aeróbico	245,00	NI	8,58	0,04	NI	NI	Estados Unidos da América	2013
	TMB anaeróbico	245,00	NI	6,13	0,03	19,36	0,08	Estados Unidos da América	2013
(SOUZA, HORTTANAINEN, <i>et al.</i> , 2014)	Incineração	15.630,63	NI	7.112,01	0,46	NI	NI	São Paulo/ Brasil	2013
	Incineração	9.057,06	NI	4.121,02	0,46	NI	NI	Rio de Janeiro/ Brasil	2013
	Incineração	4.417,42	NI	2.009,91	0,45	NI	NI	Brasília/ Brasil	2013
	Incineração	4.033,03	NI	1.835,14	0,46	NI	NI	Salvador/ Brasil	2013
	Incineração	4.000,00	NI	1.820,12	0,46	NI	NI	Fortaleza/ Brasil	2013
	Incineração	3.279,28	NI	1.492,19	0,46	NI	NI	Belo Horizonte/ Brasil	2013
	Incineração	2.672,67	NI	1.216,22	0,46	NI	NI	Manaus/ Brasil	2013
	Incineração	2.384,38	NI	1.084,98	0,46	NI	NI	Curitiba/ Brasil	2013
	Incineração	2.186,19	NI	994,89	0,46	NI	NI	Recife/ Brasil	2013
	Incineração	1.960,96	NI	892,19	0,45	NI	NI	Belém/ Brasil	2013
	Incineração	1.855,86	NI	844,14	0,45	NI	NI	Goiânia/ Brasil	2013
	Incineração	1.792,79	NI	815,62	0,45	NI	NI	Porto Alegre/ Brasil	2013

Referência Bibliográfica	Tipo de tratamento de resíduo	Capacidade máxima de operação (t/dia)	Consumo de energia (MWh/d)	Produção de energia (MWh/d)	Produção de energia (MWh/t)	Produção de calor (MWh/d)	Produção de calor (MWh/t)	Cidade/ País	Ano da informação
	Incineração	1.318,32	NI	600,00	0,46	NI	NI	Guarulhos/ Brasil	2013
	Incineração	1.156,16	NI	526,13	0,46	NI	NI	Campinas/ Brasil	2013
	Incineração	1.105,11	NI	503,00	0,46	NI	NI	São Gonçalo/ Brasil	2013
(MORSELLI, ROBERTIS, <i>et al.</i> , 2008)	Incineração	1.590,00	NI	424,66	0,27	207,11	0,13	Emilia Romagna, Itália	2004
(DEFRA, 2013)	Incineração	2.615,00	NI	1.376,00	0,53	NI	NI	Runcorn/ Reino Unido	2011
	Incineração	2.075,00	NI	880,00	0,42	NI	NI	Londres/ Reino Unido	2011
	Incineração	1.540,00	NI	688,00	0,45	NI	NI	Allington/ Reino Unido	2011
	Incineração	1.290,00	NI	560,00	0,43	NI	NI	Londres/ Reino Unido	2011
	Incineração	1.260,00	NI	592,00	0,47	NI	NI	Colnbrook/ Reino Unido	2011
	Incineração	1.200,00	NI	480,00	0,40	NI	NI	Teeside/ Reino Unido	2011
	Incineração	1.075,00	NI	400,00	0,37	NI	NI	Birmingham/ Reino Unido	2011
	Incineração	925,00	NI	384,00	0,42	NI	NI	Oxfordshire/ Reino Unido	2011
	Incineração	845,00	NI	320,00	0,38	NI	NI	Devon/ Reino Unido	2011
	Incineração	740,00	NI	283,20	0,38	120,00	0,16	Coventry/ Reino Unido	2011
	Incineração	690,00	NI	272,00	0,39	624,00	0,90	Sheffield/ Reino Unido	2011
	Incineração	615,00	NI	200,00	0,33	NI	NI	Stokes/ Reino Unido	2011
	Incineração	507,00	NI	272,00	0,54	NI	NI	Southampton/ Reino Unido	2011
	Incineração	507,00	NI	272,00	0,54	NI	NI	Portsmouth/ Reino Unido	2011
	Incineração	490,00	NI	230,00	0,47	707,20	1,44	Nottingham/ Reino Unido	2011
Incineração	420,00	NI	160,00	0,38	NI	NI	Kirklees/ Reino Unido	2011	

Referência Bibliográfica	Tipo de tratamento de resíduo	Capacidade máxima de operação (t/dia)	Consumo de energia (MWh/d)	Produção de energia (MWh/d)	Produção de energia (MWh/t)	Produção de calor (MWh/d)	Produção de calor (MWh/t)	Cidade/ País	Ano da informação
	Incineração	400,00	NI	112,00	0,28	NI	NI	Bolton/ Reino Unido	2011
	Incineração	340,00	NI	112,00	0,33	NI	NI	Wolverhampton/ Reino Unido	2011
	Incineração	325,00	NI	112,00	0,34	NI	NI	Dudley/ Reino Unido	2011
	Incineração	315,00	NI	112,00	0,36	NI	NI	Chineham/ Reino Unido	2011
	Incineração	170,00	NI	51,00	0,30	52,80	0,31	Grimsby/ Reino Unido	2011
(CHENG, ZHANG, <i>et al.</i> , 2007)	Incineração	1.675,00	NI	562,75	0,34	NI	NI	Changchun/ China	2006

NI: Não informado.

Fonte: Adaptado de Taves (2020).



- **Parâmetros ambientais**

Os parâmetros ambientais levantados expressam o que é encontrado na literatura como Potencial de Aquecimento Global (*Global Warming Potential – GWP*), o qual representa a capacidade de um sistema contribuir com emissões gasosas que intensifiquem o aquecimento global.

O GWP é expresso em CO<sub>2</sub>-equivalente e significa que todos os gases de efeito estufa gerados por um sistema são normalizados a equivalentes de CO<sub>2</sub>. O termo é comumente utilizado em produções científicas na área de tratamento de resíduos sólidos, em especial pela incineração de resíduos. Os resultados para o GWP foram compilados em apenas uma única tabela devido à quantidade reduzida de resultados encontrados.

O Quadro 41 apresenta a fonte das informações extraídas, o tipo de tratamento de resíduos, a operação média do sistema em t/d, a emissão em equivalente de CO<sub>2</sub> expresso em kg, a emissão de CO<sub>2</sub>-equivalente em quilograma por tonelada de resíduo sólido tratado (kgCO<sub>2</sub>/t), a cidade e/ ou país das informações divulgadas e o ano de referência dessas informações.

Quadro 41: Emissões equivalentes de dióxido de carbono de unidades de tratamento.

Referência Bibliográfica	Tipo de tratamento de resíduo	Operação média do sistema (t/dia)	Emissão de CO <sub>2</sub> equiv (kg)	Emissão de CO <sub>2</sub> equiv (Kg/t)	Cidade/ País	Ano da informação
(DONG, CHI, <i>et al.</i> , 2013)	Incineração	1.200,00	564.300,00	470,25	Hangzhou/ China	2011
(NIE, WU, <i>et al.</i> , 2018)	Incineração	5.172,00	2.578.862,64	498,62	China	2013
	Incineração	5.172,00	2.535.779,88	490,29	China	2013
	Incineração	5.172,00	2.527.246,08	488,64	China	2013
	Incineração	5.172,00	2.514.626,40	486,20	China	2013
(CUCCHIELLA, D'ADAMO e GASTALDI, 2014)	Incineração	NI	NI	480,00	Dinamarca	2009
	Incineração	NI	NI	430,00	Dinamarca	
(FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, GRINDLAY, <i>et al.</i> , 2017)	TMB	125,00	39.225,00	313,80	Espanha	2016
	Digestão Anaeróbica	125,00	23.625,00	189,00	Espanha	2016
	Incineração	125,00	33.251,25	266,01	Espanha	2016
(ASTRUP, MØLLER e FRUERGAARD, 2009)	Incineração	NI	NI	354,00 até 529,00	Dinamarca	2008
(YOUCAI, 2017)	Incineração	NI	NI	400,00 até 680,00	China	2016

Referência Bibliográfica	Tipo de tratamento de resíduo	Operação média do sistema (t/dia)	Emissão de CO <sub>2</sub> equiv (kg)	Emissão de CO <sub>2</sub> equiv (Kg/t)	Cidade/ País	Ano da informação
(TABATA, 2013)	Incineração com geração de energia	NI	NI	391,00 até 716,00	Japão	2012
	Incineração sem geração de energia	NI	NI	491,00 até 734,00	Japão	2012
(LIAMSANGUAN e GHEEWALA, 2008)	Incineração	258,44	151.788,00	587,32	Tailândia	2004
	Incineração	254,80	65.520,00	257,14	Tailândia	2004
	Incineração	196,56	90.272,00	459,26	Tailândia	2004
	Incineração	167,44	64.064,00	382,61	Tailândia	2004

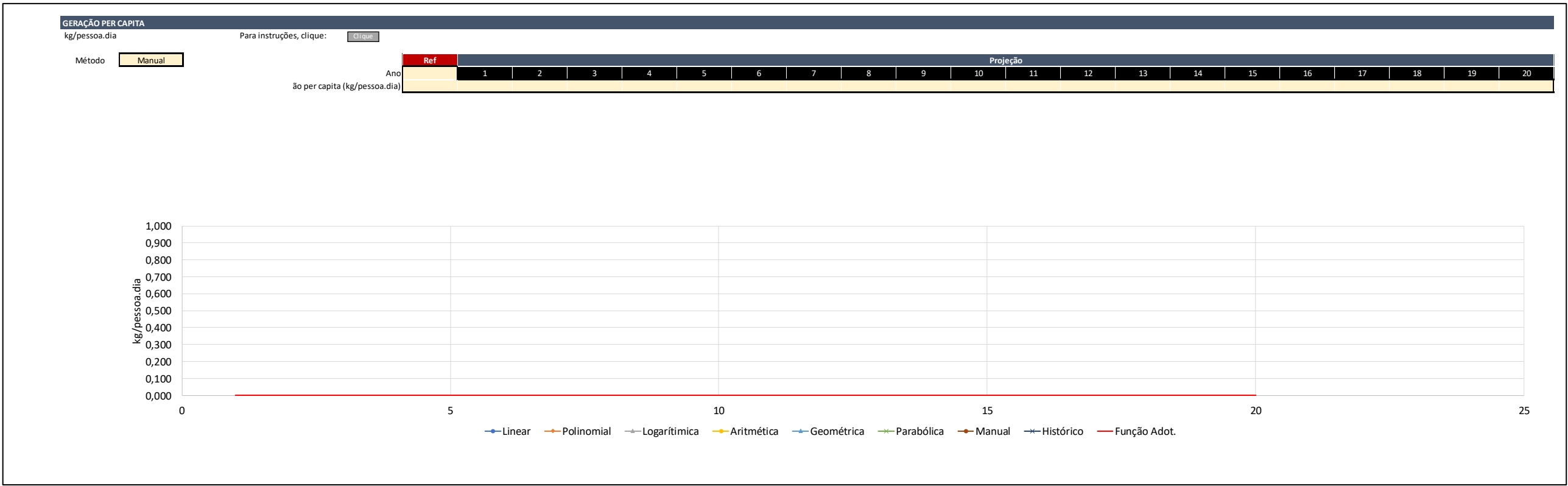
NI: Não informado.

Fonte: Adaptado de Taves (2020).

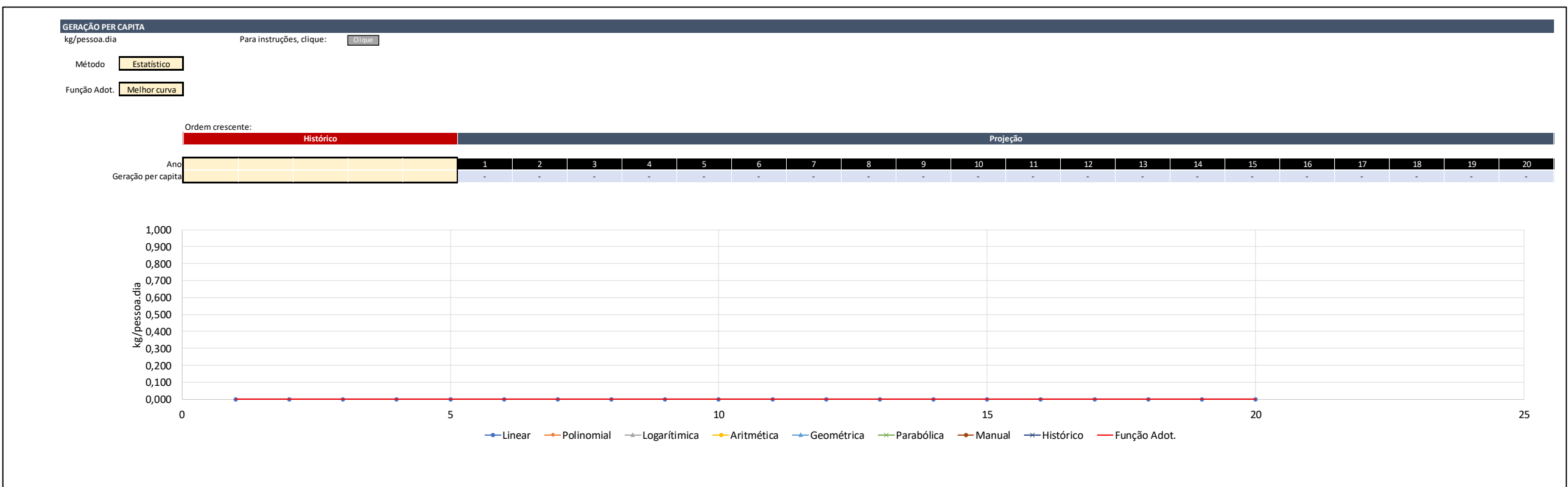
**APÊNDICE B: Telas de entrada de dados e saída de informações da ferramenta de avaliação de desempenho.**



Tela 02: configuração da geração per capita adotada no estudo (método manual) – Etapa B.



Tela 02: configuração da geração per capita adotada no estudo (método estatístico) – Etapa B.



Tela 03: configuração da composição gravimétrica a ser utilizada na análise – Etapa C.

COMPOSIÇÃO GRAVIMÉTRICA

Ano da composição gravimétrica:  Para instruções, clique:

Frações	Origem carbônica	Padrão	Método	Série histórica	Projeção adotada																			
					1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
			Padrão																					
			Padrão																					
			Padrão																					
			Padrão																					
			Padrão																					
			Padrão																					
			Padrão																					
			Padrão																					
			Padrão																					
			Padrão																					
			Padrão																					
			Padrão																					
Outros					100,00%	100,00%	100,00%	100,00%	100,00%	100,00%	100,00%	100,00%	100,00%	100,00%	100,00%	100,00%	100,00%	100,00%	100,00%	100,00%	100,00%			
TOTAL					100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%		

+ Adicionar fração

**RELATÓRIO DE POSSÍVEIS INCONSISTÊNCIAS**

- Distribuição das frações ao longo dos anos conferida!
- Todas as frações foram nomeadas adequadamente!
- A origem carbônica de todas as frações está indicada adequadamente!
- Parâmetro "Padrão" conferido!
- Dados da série futura conferido!
- Quantidade de dados na série histórica conferido!
- Correlação entre ano e dado da série histórica conferida!

Tela 04: resultado de produção total por fração – Etapa D.

PRODUÇÃO ANUAL TOTAL

Para instruções, clique:

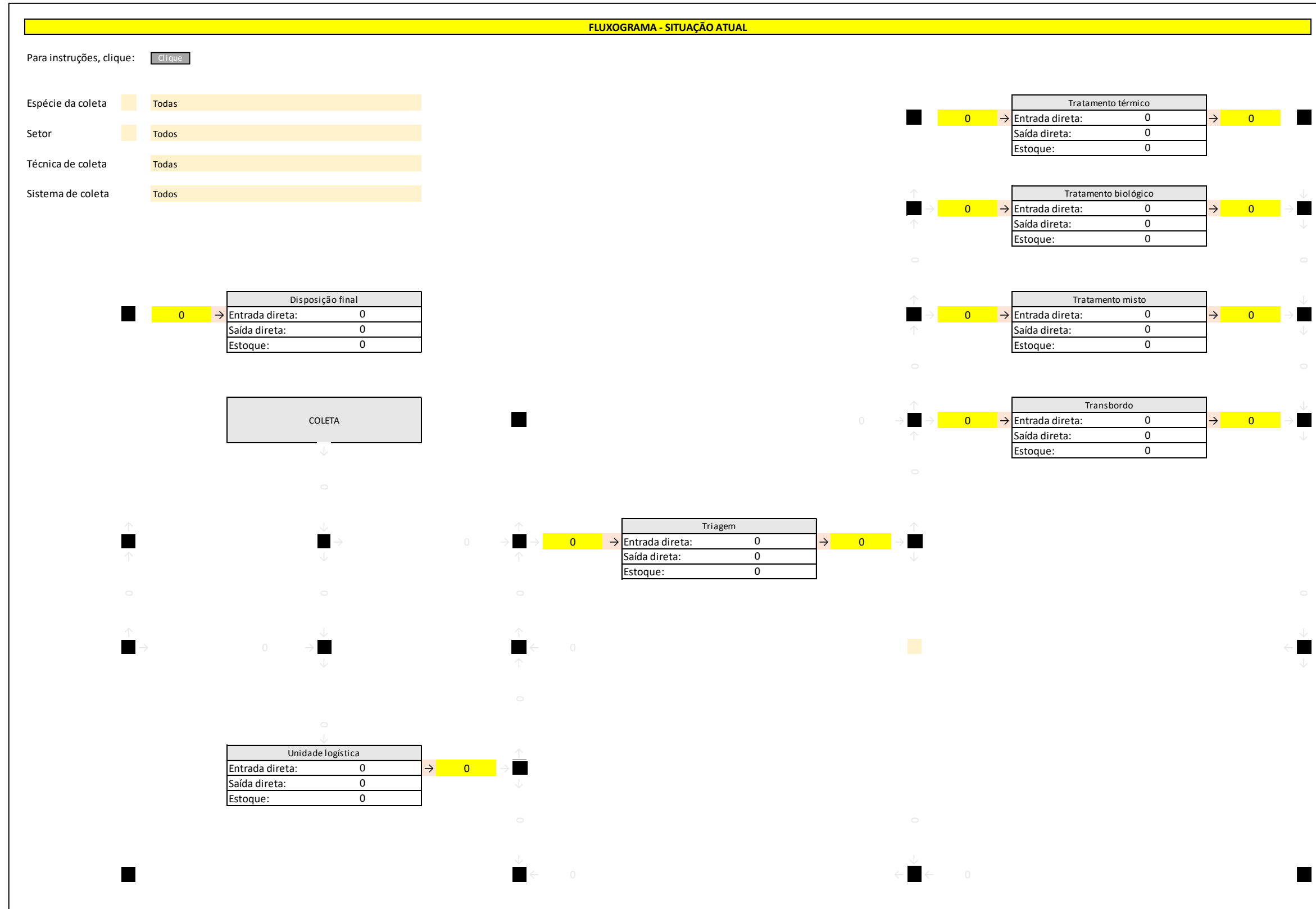
TON/ANO																				

PRODUÇÃO ANUAL TOTAL POR FRAÇÕES

Frações	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
Outros																				
TOTAL																				



Tela 06: fluxograma resultante do balanço de massa cadastrado – Etapa F.





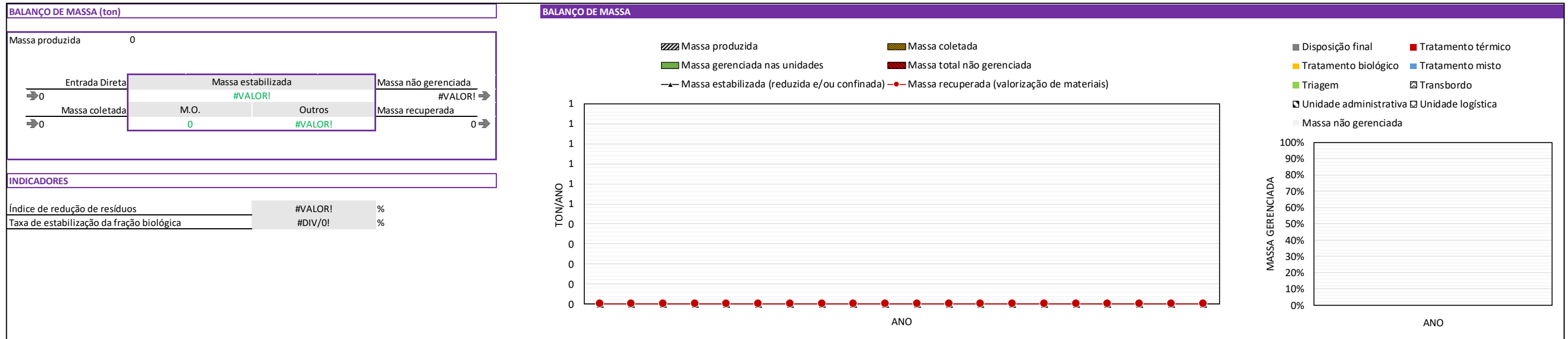




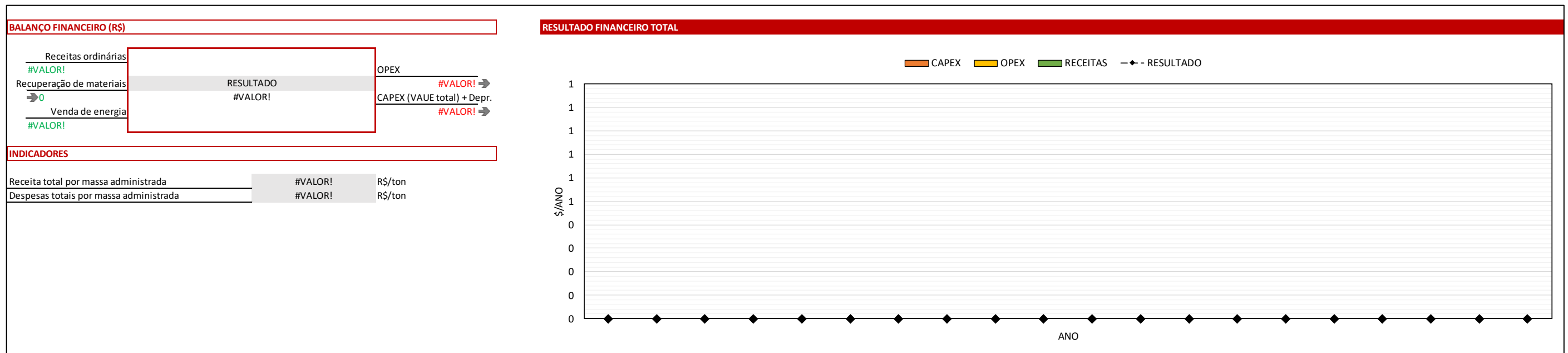




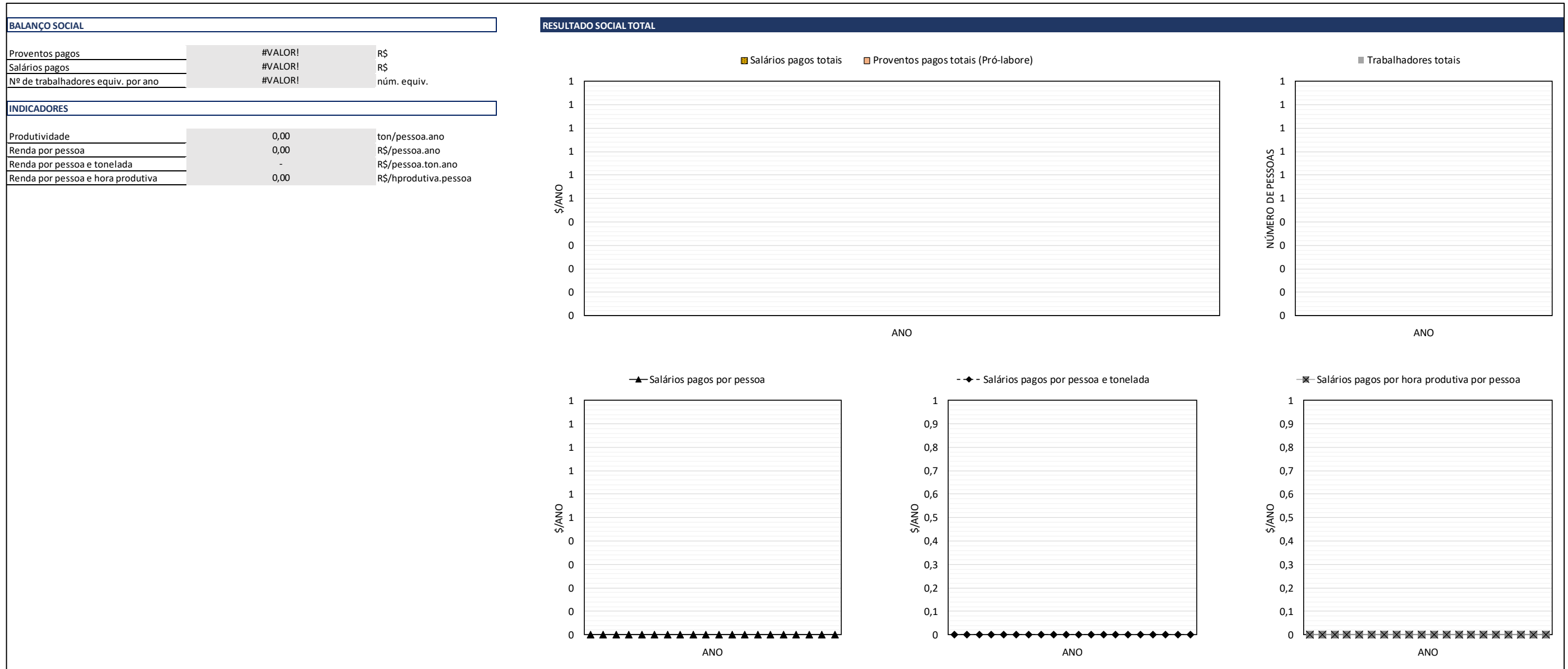
Tela 11: Balanço, indicadores e gráficos do balanço de massa resultante do sistema de gerenciamento analisado – Etapa K.



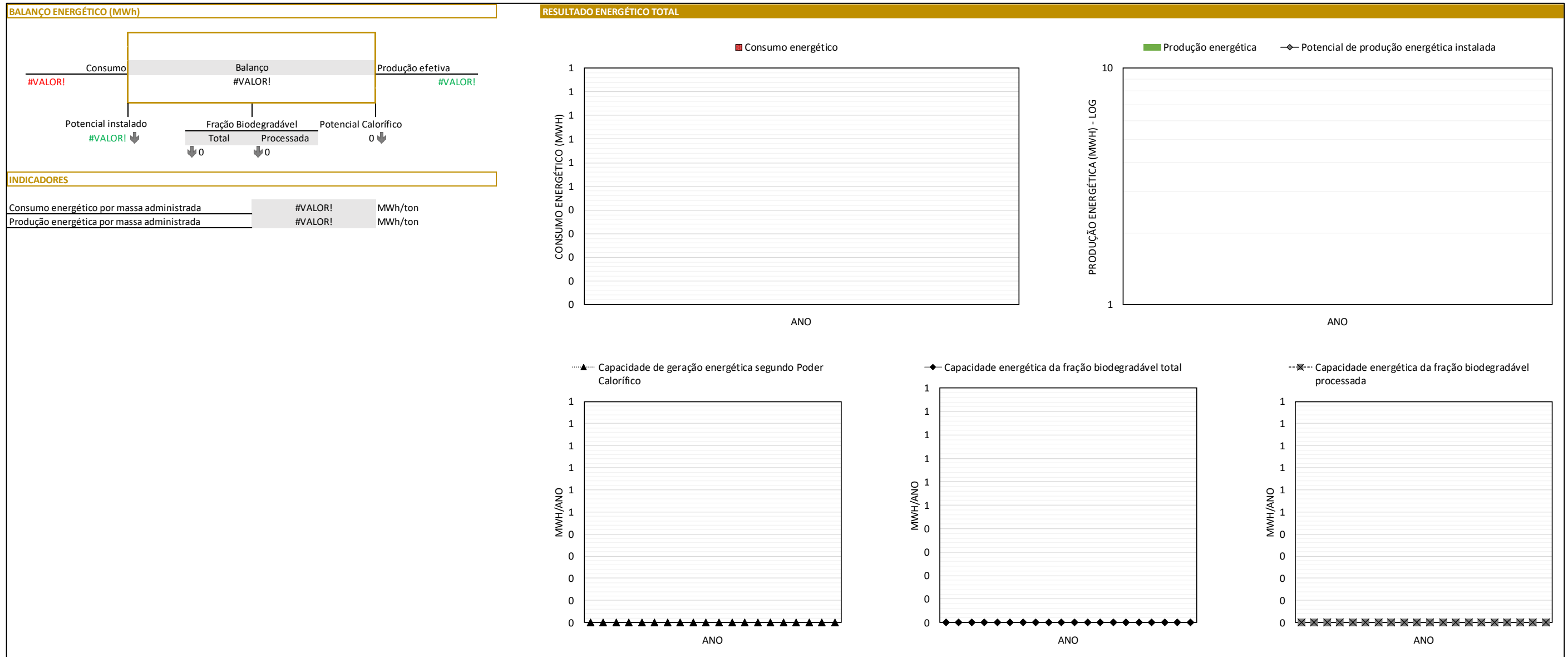
Tela 11: Balanço, indicadores e gráficos do balanço financeiro do sistema de gerenciamento analisado – Etapa K.



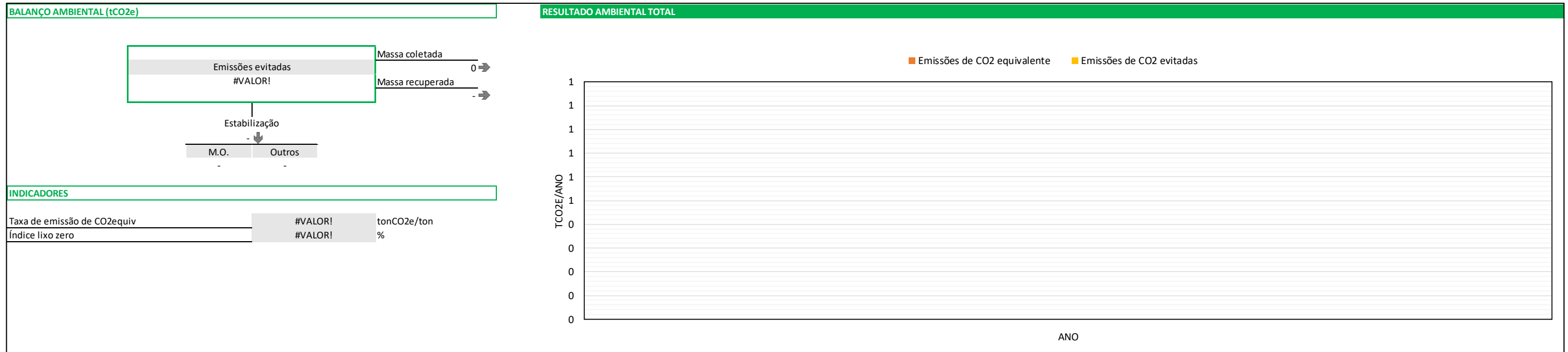
Tela 11: Balanço, indicadores e gráficos do balanço social do sistema de gerenciamento analisado – Etapa K.



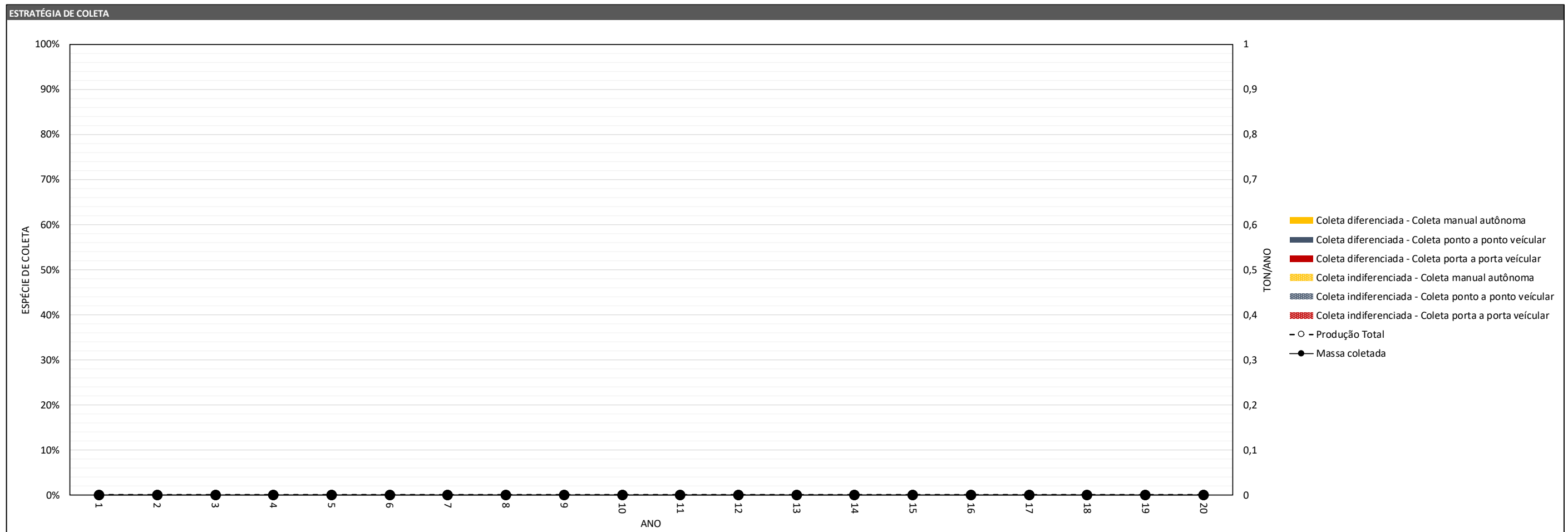
Tela 11: Balanço, indicadores e gráficos do balanço energético do sistema de gerenciamento analisado – Etapa K.



Tela 11: Balanço, indicadores e gráficos do balanço ambiental do sistema de gerenciamento analisado – Etapa K.



Tela 11: gráfico resumo da partição adotada para cada espécie e tipo de coleta, assim como quantidade produzida e quantidade coletada – Etapa K.





Tela 12: Parâmetros financeiro de referência à disposição dos usuários – Etapa L.

ASPECTOS FINANCEIROS						
USD (2020)						
Fator para conversão: 1 Moeda						
Tecnologia de gerenciamento	Classificação	Capacidade máxima de operação (t/dia)	Custo de Capital (\$)	Custo Operacional ao Ano (\$)	Referência	Cidade/Pais
Incineração	Tratamento térmico	600	\$48.277.500,00	\$1.076.308,62	Aleluia; Ferrão, 2017	Países Asiáticos
Incineração	Tratamento térmico	2000	\$217.837.500,00	\$15.307.500,00	Aleluia; Ferrão, 2017	Países Asiáticos
Incineração	Tratamento térmico	600	\$170.530.313,76	\$20.679.868,83	Eumonia Research & Consulting, 2001	Alemanha
Incineração	Tratamento térmico	600	\$117.820.058,83	\$7.254.620,40	Eumonia Research & Consulting, 2001	Irlanda
Incineração	Tratamento térmico	650	\$159.157.918,50	\$9.386.236,22	FADE/UFPE, 2014	Brasil
Incineração	Tratamento térmico	1.300	\$261.182.225,23	\$16.323.889,08	FADE/UFPE, 2014	Brasil
Incineração	Tratamento térmico	1.008	\$247.995.000,00	\$14.438.820,00	Psomopoulos; Themelis, 2014	Valparaíso/ Chile
Incineração	Tratamento térmico	1.008	\$132.264.000,00	\$8.376.720,00	Psomopoulos; Themelis, 2014	Toluca/ México
Incineração	Tratamento térmico	3.000	\$699.408.024,56	\$3.748.827,01	Woon; Lo, 2016	Hong Kong
MBT	Tratamento misto	até 155 t	\$18.415.151,99	\$17.187.475,20	DEFRA (2007) apud Indonesia National Council on Climate Change (2012) - Aeróbico	-
MBT	Tratamento misto	acima de 155 t	\$165.736.367,96	\$50.825.819,51	DEFRA (2007) apud Indonesia National Council on Climate Change (2012) - Aeróbico	-
MBT	Tratamento misto	até 155 t	\$14.440.425,59	\$2.823.656,64	DEFRA (2007) apud Indonesia National Council on Climate Change (2012) - Anaeróbico	-
MBT	Tratamento misto	acima de 155 t	\$204.776.490,20	\$18.415.151,99	DEFRA (2007) apud Indonesia National Council on Climate Change (2012) - Anaeróbico	-
MBT	Tratamento misto	140	\$3.306.776,93	\$6.857.012,50	Fernández-González et al., 2017	Granada/ Espanha
MBT	Tratamento misto	230	\$16.130.000,73	\$6.943.240,89	Prates et al., 2016	Aurich-Großefehn/ Alemanha
MBT	Tratamento misto	215	\$31.733.663,43	\$7.404.521,47	Prates et al., 2016	Münster/ Alemanha
MBT	Tratamento misto	338	\$68.607.653,03	\$17.923.749,35	Prates et al., 2016	Kahlenberg/ Alemanha
MBT	Tratamento misto	1.110	\$139.295.833,14	\$150.960.815,79	Teixeira, 2009	Lisboa/ Portugal
Digestão Anaeróbica	Tratamento biológico	0,16	\$2.166,60	\$388,69	Aleluia; Ferrão, 2017	Países Asiáticos
Digestão Anaeróbica	Tratamento biológico	81	\$4.333.200,00	\$433.471,66	Aleluia; Ferrão, 2017	Países Asiáticos
Digestão Anaeróbica	Tratamento biológico	600	\$33.582.300,00	\$5.471.206,65	Aleluia; Ferrão, 2017	Países Asiáticos
Digestão Anaeróbica	Tratamento biológico	138	\$7.699.564,30	\$2.205.669,92	Eumonia Research & Consulting, 2001	Finlândia
Digestão Anaeróbica	Tratamento biológico	8	\$104.898,70	\$209.797,39	Eumonia Research & Consulting, 2001	Alemanha
Digestão Anaeróbica	Tratamento biológico	46	\$1.468.581,75	\$1.007.027,48	Eumonia Research & Consulting, 2001	Alemanha
Digestão Anaeróbica	Tratamento biológico	62	\$12.987.507,46	\$768.366,03	Eumonia Research & Consulting, 2001	Reino Unido
Digestão Anaeróbica	Tratamento biológico	123	\$21.350.675,14	\$1.685.547,25	Eumonia Research & Consulting, 2001	Reino Unido
Digestão Anaeróbica	Tratamento biológico	185	\$30.402.574,27	\$1.839.281,95	Eumonia Research & Consulting, 2001	Reino Unido
Digestão Anaeróbica	Tratamento biológico	188	\$28.508.562,77	\$2.505.752,62	Eumonia Research & Consulting, 2001	Reino Unido
Digestão Anaeróbica	Tratamento biológico	62	\$113.997,58	\$307.105,56	FADE/UFPE, 2014	Brasil
Digestão Anaeróbica	Tratamento biológico	223	\$396.743,23	\$558.164,36	FADE/UFPE, 2014	Brasil
Compostagem	Tratamento biológico	0,0005	\$10,83	\$0,49	Aleluia; Ferrão, 2017	Países Asiáticos
Compostagem	Tratamento biológico	258	\$4.965.999,95	\$1.044.599,11	Aleluia; Ferrão, 2017	Países Asiáticos
Compostagem	Tratamento biológico	1.000	\$39.359.650,48	\$9.048.263,25	Aleluia; Ferrão, 2017	Países Asiáticos
Compostagem	Tratamento biológico	60	\$532.428,59	\$914.124,15	Eumonia Research & Consulting, 2001	Itália
Compostagem	Tratamento biológico	125	\$21.548,99	\$1.736.959,44	Eumonia Research & Consulting, 2001	Alemanha
Compostagem	Tratamento biológico	155	\$14.399.018,30	\$3.502.463,91	Eumonia Research & Consulting, 2001	Holanda
Compostagem	Tratamento biológico	30	\$1.506.436,09	\$451.930,83	Eumonia Research & Consulting, 2001	Holanda
Compostagem	Tratamento biológico	9	\$1.545.062,66	\$139.055,64	Eumonia Research & Consulting, 2001	Suécia
Compostagem	Tratamento biológico	45	\$4.171.669,17	\$386.265,66	Eumonia Research & Consulting, 2001	Suécia
Compostagem	Tratamento biológico	75	\$5.793.984,96	\$556.222,56	Eumonia Research & Consulting, 2001	Suécia
Compostagem	Tratamento biológico	150	\$21.354.840,00	\$1.889.082,00	Renkow; Rubin, 1998	Sevier, EUA
Compostagem	Tratamento biológico	74	\$5.672.721,60	\$1.175.063,76	Renkow; Rubin, 1998	Columbia, EUA
Compostagem	Tratamento biológico	550	\$81.312.660,00	\$7.227.792,00	Renkow; Rubin, 1998	Baltimore, EUA
Compostagem	Tratamento biológico	100	\$15.331.680,00	\$2.792.556,00	Renkow; Rubin, 1998	Faribault, EUA
Compostagem	Tratamento biológico	16	\$2.277.849,60	\$210.263,04	Renkow; Rubin, 1998	Portage, EUA
Compostagem	Tratamento biológico	175	\$26.830.440,00	\$2.203.929,00	Renkow; Rubin, 1998	Wright, EUA
Compostagem	Tratamento biológico	53	\$6.384.549,60	\$1.509.075,36	Renkow; Rubin, 1998	Sumter, EUA
Compostagem	Tratamento biológico	11	\$2.469.495,60	\$1.445.558,40	Renkow; Rubin, 1998	Fillmore, EUA
Compostagem	Tratamento biológico	5	\$4.818.528,00	\$4.914.351,00	Renkow; Rubin, 1998	Lake of the Woods, EUA
Compostagem	Tratamento biológico	200	\$4.165.250,83	\$340.980,31	Singh; Basak, 2018	Karnataka/ Índia

**CUSTO DE CAPITAL (\$)**

**CUSTO DE CAPITAL (\$/TON/DIA)**

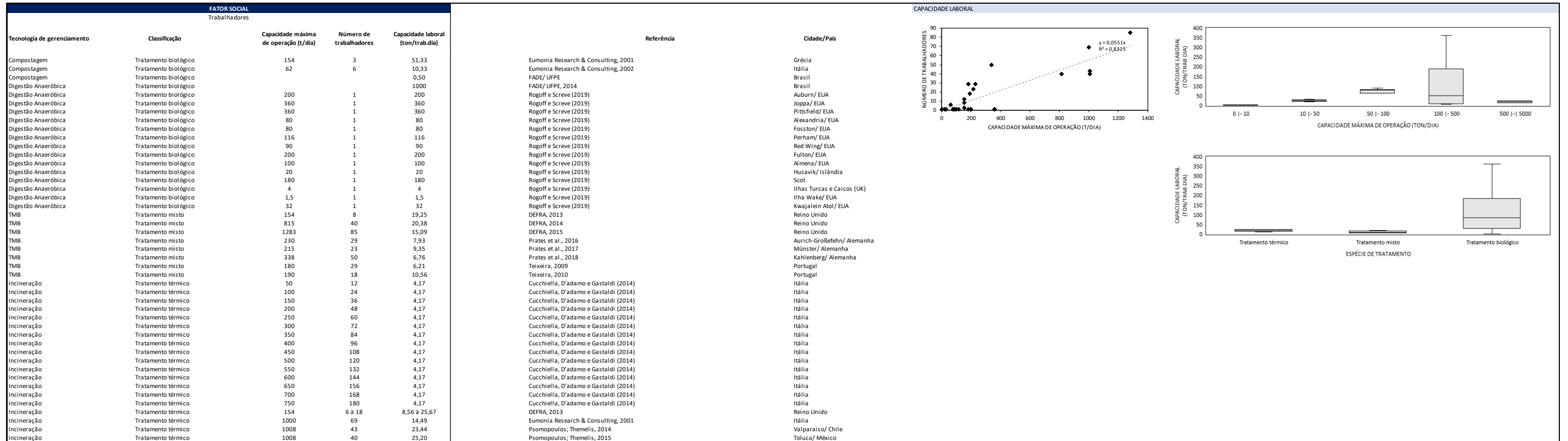
**CUSTO DE OPERAÇÃO AO ANO (\$)**

**CUSTO DE CAPITAL (\$/TON/DIA)**

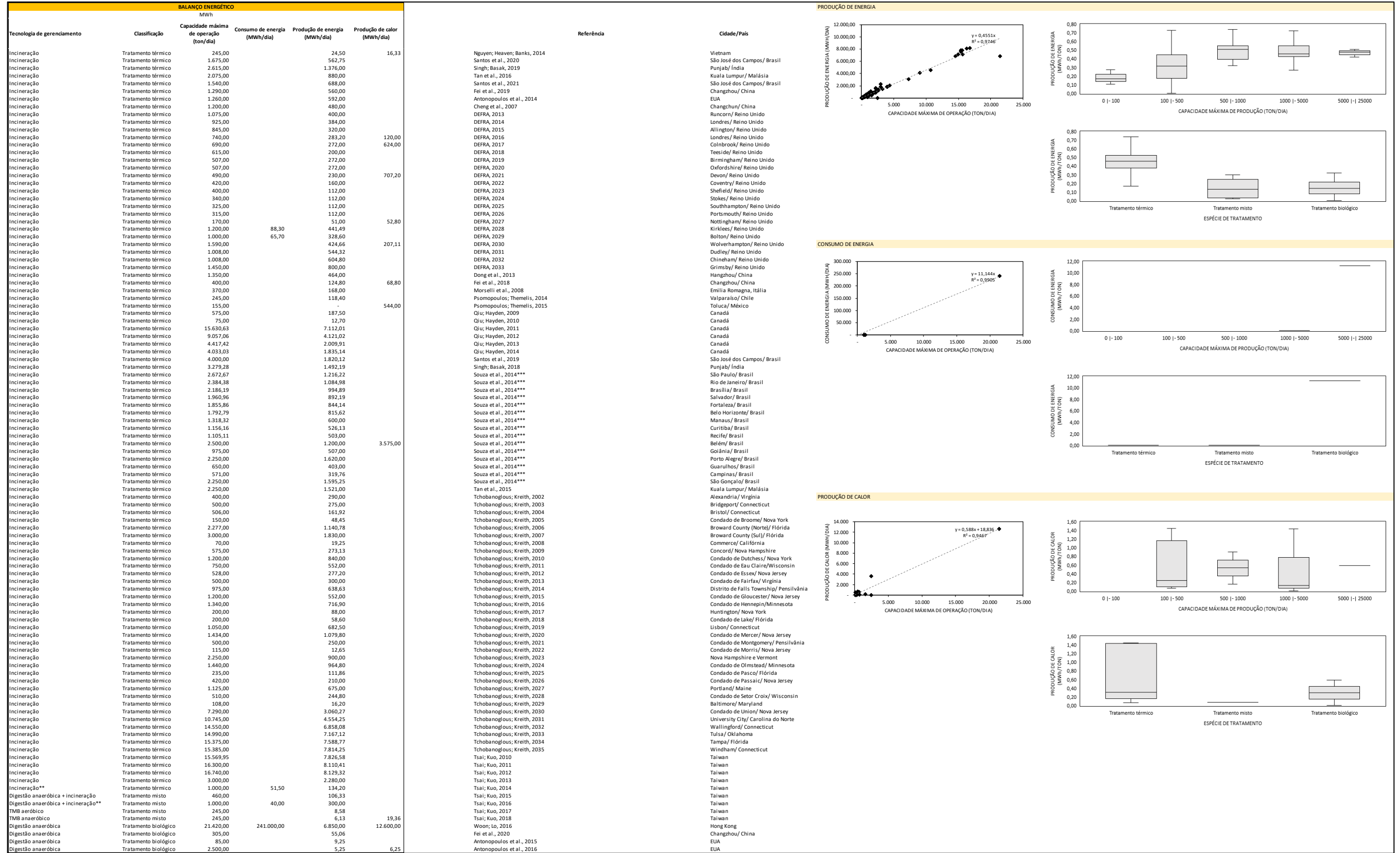
**CUSTO DE OPERAÇÃO AO ANO (\$/TON/DIA)**

**CUSTO DE OPERAÇÃO AO ANO (\$/TON/DIA)**

Tela 12: Parâmetros laborais de referência à disposição dos usuários – Etapa L.



Tela 12: Parâmetros energéticos de referência à disposição dos usuários – Etapa L.



Tela 12: Parâmetros ambientais de referência à disposição dos usuários – Etapa L.

EMISSIONS DE CO2 equivalente					Referência	Cidade/Pais
Tecnologia de gerenciamento	Classificação	Capacidade máxima de operação (ton/dia)	Emissão de CO2equiv (kg/dia)	Emissão de CO2equiv (kg/ton)		
Incineração com geração de energia	Tratamento térmico	-	-	391,00 até 716,00	Tabata, 2013	Japão
Incineração sem geração de energia	Tratamento térmico	-	-	491,00 até 734,00	Tabata, 2013	Japão
Incineração	Tratamento térmico	-	-	400,00 até 680,00	Youcai, 2017	China
Incineração	Tratamento térmico	-	-	354,00 até 529,00	Astrup, Møller, Fruergaard, 2009	Dinamarca
Incineração	Tratamento térmico	-	-	480	Cucchiella, 2014	Dinamarca
Incineração	Tratamento térmico	-	-	430	Cucchiella, 2014	Dinamarca
Incineração	Tratamento térmico	1.200	564.300	470	Dong et al., 2013	Hangzhou/ China
Incineração	Tratamento térmico	258	151.788	587	Liamsanguan, Gheewala, 2008	Taiilândia
Incineração	Tratamento térmico	255	65.520	257	Liamsanguan, Gheewala, 2008	Taiilândia
Incineração	Tratamento térmico	197	90.272	459	Liamsanguan, Gheewala, 2008	Taiilândia
Incineração	Tratamento térmico	167	64.064	383	Liamsanguan, Gheewala, 2008	Taiilândia
Incineração	Tratamento térmico	5.172	2.578.863	499	Nie et al., 2018	China
Incineração	Tratamento térmico	5.172	2.535.780	490	Nie et al., 2018	China
Incineração	Tratamento térmico	5.172	2.527.246	489	Nie et al., 2018	China
Incineração	Tratamento térmico	5.172	2.514.626	486	Nie et al., 2018	China
Incineração	Tratamento térmico	125	33.251	266	Fernández-González et al., 2019	Espanha
TMB	Tratamento misto	125	39.225	314	Fernández-González et al., 2019	Espanha
Digestão Anaeróbica	Tratamento biológico	125	23.625	189	Fernández-González et al., 2019	Espanha

**EMISSIONS DE CO2equiv**

