

AVALIAÇÃO DE SISTEMAS DE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS: UMA REVISÃO SOBRE MODELOS E INDICADORES DE PERFORMANCE

Carolina Xavier Ferreira

Florianópolis, 2019



Carolina Xavier Ferreira

**AVALIAÇÃO DE SISTEMAS DE GERENCIAMENTO DE
RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS:
UMA REVISÃO SOBRE MODELOS E INDICADORES DE
PERFORMANCE**

Trabalho de Conclusão de Curso
submetido ao Departamento de
Engenharia Sanitária e Ambiental da
Universidade Federal de Santa Catarina
para obtenção do Grau de Engenheiro
(a) Sanitarista e Ambiental.
Orientador: Marcelo Seleme Matias,
Me.

Florianópolis
2019

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

Ferreira, Carolina Xavier

Avaliação de sistemas de gerenciamento de resíduos
sólidos urbanos : uma revisão sobre modelos e
indicadores de performance / Carolina Xavier
Ferreira ; orientador, Marcelo Seleme Matias, 2019.
116 p.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) -
Universidade Federal de Santa Catarina, Centro
Tecnológico, Graduação em Engenharia Sanitária e
Ambiental, Florianópolis, 2019.

Inclui referências.

1. Engenharia Sanitária e Ambiental. 2. Resíduos
Sólidos Urbanos. 3. modelos de avaliação. 4.
Indicadores de performance. I. Matias, Marcelo
Seleme. II. Universidade Federal de Santa Catarina.
Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental. III.
Título.

Carolina Xavier Ferreira

**AVALIAÇÃO DOS SISTEMAS DE GERENCIAMENTO DE
RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS: UMA REVISÃO SOBRE OS
MODELOS E INDICADORES DE PERFORMANCE**

Trabalho submetido à Banca Examinadora como parte dos requisitos
para a Conclusão do Curso de Graduação em Engenharia Sanitária e
Ambiental – TCC II.

Florianópolis, 15 de janeiro de 2019.

Banca Examinadora:



Marcelo Seleme Matias, Me.
Orientador



Prof. Armando Borges de Castilhos Junior, Dr.
Universidade Universidade Federal de Santa Catarina
Membro da Banca



Engenheiro Bruno Vieira Lúiz
Membro da Banca

Este trabalho é dedicado aos meus pais, que me ensinaram a reconhecer a Deus através da vida, e a Deus que me permitiu experimentar a vida através de meus pais.

AGRADECIMENTOS

Agradeço,

A minha mãe, por todo investimento para que meus sonhos se realizassem, por todas as noites em claro para que minhas dores passassem, por todas as idas e vindas para que meus dias se tornassem mais fáceis, por ter sido mãe e pai.

Ao meu pai, pela amizade, por todas as tardes de conversa, por ter sido presente da escola a graduação, por ter me feito acreditar que eu podia ser mais e melhor, por ter sido pai e mãe.

A minha irmã, por ser um exemplo de sucesso, de determinação, de independência.

A toda minha família, que se manteve acreditando em mim, mesmo quando nem eu acreditava, que nunca deixou de estar presente, mesmo quando estive distante, que se manteve ao meu lado acima de tudo.

A Carem e ao Chumbo, por todas as marmitas, almoços e carinhos de pais e mãe que foram tão importantes ao longo do trajeto.

Ao Théo, por todas as horas de dedicação e paciência no estudo, e por nunca ter me deixado desistir.

Ao Dani e ao Marcelo por não terem medido esforços para me ajudar e terem feito tudo em nome da nossa amizade.

Ao Arthur e a Morena, pela grande parceria nas rodas de psicanálise de boteco, tão necessárias.

Ao Tom e ao Claus, amigos eternos, sem os quais eu não teria me levantado, sem os quais eu não teria chegado à UFSC, sem os quais criar, crescer, rir e acreditar não seriam a mesma coisa.

As amigas Bruna, Corina e Julia, presente de curso para a vida. A vocês agradeço pela paciência, motivação, parceria, risadas e por todo apoio nos trabalhos, projetos e estudos.

Ao Alexandre, por ser meu mestre fora dos muros da universidade.

Ao professor Luiz, que me ajudou a ver mais colorido na engenharia. As vezes a vida tem mais força que nós ao definir nossos caminhos.

Ao professor Armando e ao meu orientador Marcelo, por terem me estendido a mão na hora da crise, por terem acreditado que seria possível e por não terem me deixado desistir.

Por fim agradeço ao Iacami, pela parceria, pelo companheirismo, pelos sábios conselhos, pelos dias lindos que me ajudaram a espalhar e pela paciência de suportar a etapa final ao meu lado. Sem você eu teria chegado ao fim, mas com você foi muito melhor.

You can design and create and build the most wonderful place in the world. But it takes people to make the dream a reality.
(Walt Disney)

RESUMO

O avanço do processo de urbanização, percebido em diversos países, é acompanhado do aumento do seu principal subproduto, o resíduo sólido urbano, o que traz implicações para o meio ambiente, para a saúde pública e para a economia. Somado a isso, cresce a pressão para que os serviços de gerenciamento desses resíduos estejam, cada vez mais, fundamentados em práticas ambientalmente corretas, economicamente viáveis e socialmente aceitáveis. Sendo assim, as estratégias de gestão devem estar pautadas em informações reais sobre o desempenho dos sistemas de gerenciamento e, portanto, conhecer como tais sistemas podem ser avaliados é uma temática emergente. Endereçando tal problemática, este estudo apresenta e discute os principais modelos e indicadores de avaliação de desempenho dos sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos utilizados para a tomada de decisão. Como resultados a literatura mostra que as principais técnicas discutidas são classificadas como *system engineering models* ou *system assessment tools*, sendo a combinação de ferramentas indicada como estratégia para que as deficiências de uma técnica sejam supridas pelas potencialidades de outra. Entre as principais técnicas utilizadas para avaliar os sistemas de gerenciamento de RSU, destaca-se a análise de custo benefício, a avaliação do ciclo de vida e as técnicas de decisão multicritério. A primeira delas, não foi abordada neste estudo, uma vez que não foi identificada nas publicações selecionadas. A avaliação do ciclo de vida, foi principalmente relacionada a modelos estáticos, baseados em programação linear, que não possibilitam considerar variações temporais nos fluxos de massa dos resíduos, sendo para tal sugerido o uso de modelos dinâmicos, baseados em programação não-linear, como forma de suprir tais limitações. As técnicas de decisão multicritério, destacam-se como ferramentas que possibilitam avaliar os resultados obtidos por outras técnicas, como a avaliação do ciclo de vida, por meio de uma metodologia sistemática, capaz de orientar a tomada de decisão. Entre as técnicas de decisão multicritério, a *analytic hierarchy process* está entre as mais utilizadas, uma vez que possibilita avaliar situações em que diversos critérios devem ser considerados em relação a um número pré-determinado de alternativas, como é o caso de grande parte das situações encontradas no gerenciamento de resíduos sólidos. Por fim a técnica ainda possibilita incorporar a participação dos *stakeholders* no processo de tomada de decisão. Com relação aos indicadores de desempenho, diversas categorias são propostas na literatura, sendo, no entanto, principalmente destacadas as dimensões econômica, ambiental e social. A elevada subjetividade ainda presente nos indicadores sociais foi evidenciada como um dos fatores de dificuldade para uma avaliação sustentável dos sistemas. Complementarmente a participação dos stakeholders na tomada de decisão foi relacionado a um aumento do grau de incerteza de alguns modelos, embora essa participação possa ser considerada aspecto essencial para uma avaliação integrada dos sistemas de gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos.

Palavras-chave: 1. Sistemas de Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos. 2. Métodos de Avaliação. 3. Ferramentas de Avaliação de sistemas.

ABSTRACT

The advance of the urbanization process, perceived in several countries, is accompanied by the increase of its main by-product, urban solid waste, which has implications for the environment, for public health and for the economy. In addition, the pressure is mounting for waste management services to be increasingly based on environmentally sound, economically viable and socially acceptable practices. Therefore, management strategies should be based on real information about the performance of management systems and, for this reason, knowing how such systems can be evaluated is an emerging issue. Addressing this problem, this study presents and discusses the main models and indicators of performance evaluation of urban solid waste management systems used for decision making. As results the literature shows that the main techniques discussed are classified as system engineering models or system assessment tools. The combination of tools is indicated as a strategy so that the deficiencies of one technique are satisfied by the potentialities of another. Among the main techniques used to evaluate MSW management systems are the cost-benefit analysis, life-cycle assessment and multi-criteria decision-making techniques. The first one was not addressed in this study, since it was not identified in the selected publications. The evaluation of the life cycle was mainly related to static models, based on linear programming, that do not allow to consider temporal variations in the mass flows of the residues, being for this the use of dynamic models, based on nonlinear programming to supply such limitations. Multicriteria decision-making techniques stand out as tools that allow the evaluation of the results obtained by other techniques, such as life cycle assessment, through a systematic methodology, capable of guiding decision-making. Among the multicriteria decision-making techniques, analytic hierarchy process is among the most used, since it makes it possible to evaluate situations in which several criteria must be considered in relation to a predetermined number of alternatives, as is the case in most situations found in solid waste management. Finally, the technique still allows to incorporate the participation of the stakeholders in the decision-making process. Regarding performance indicators, several categories are proposed in the literature, but the economic, environmental and social dimensions are mainly highlighted. The high subjectivity still present in the social indicators was evidenced as one of the factors of difficulty for a sustainable evaluation of the systems. In addition, the participation of stakeholders in decision making was related to an increase in the degree of uncertainty of some models, although this participation could be considered an essential aspect for an integrated evaluation of solid waste management systems.

Keywords: 1. Municipal Solid Waste Management Systems 2. Assessment Methods. 3. System assessment tools.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Projeção da geração de resíduos por grupo de renda. .	30
Figura 2: Linha do tempo das regulamentações de Resíduos nos Estados Unidos.....	34
Figura 3: Linha do tempo das diretrizes de resíduos da União Europeia.	35
Figura 4: Representação de um Sistema de Gerenciamento de Resíduos genérico.	37
Figura 5: Hub tecnológico do gerenciamento de resíduos sólidos.	51
Figura 6: Exemplo de níveis de hierarquia para aplicação do método AHP.....	64
Figura 7: Ranking dos cenários para as cidades de Niš (a) e Sofia (b).....	66
Figura 8: As quatro etapas na Avaliação do ciclo de vida.....	68
Figura 9: LCA de um sistema de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos (fluxo típico para países desenvolvidos).....	70
Figura 10: Diagrama de fluxo de carbono, energia e emissão de gases de efeito estufa.....	71
Figura 11: Exemplo de resultado da LCA, para categorias de impacto e cenários avaliados, expresso em equivalente populacional (%).	73
Figura 12: Fluxos da emissão de Gases de Efeito Estufa (GHG's) durante as fases de transporte e disposição final dos resíduos sólidos domiciliares.	91
Figura 13: Forças impulsionadoras do progresso no gerenciamento de resíduos sólidos.	115
Figura 14: O paradigma do Sistema Integrado de Gerenciamento de Resíduos Sólidos	116

LISTA DE QUADROS

Quadro 1: Literatura preliminar utilizada	41
Quadro 2: Descritivo geral das principais ferramentas de avaliação de sistemas.	52
Quadro 3: Etapas da Análise de decisão multicritério	61
Quadro 4: Indicadores segundo a área de importância junto as questões sustentáveis.....	84
Quadro 5: Proposta de Indicadores e Métricas para avaliação da dimensão social dos sistemas de gerenciamento de resíduos sólido urbanos	96

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Revisões de Literatura selecionadas para fundamentação dos resultados e discussões	44
Tabela 2: Ferramentas utilizadas na análise de sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos, com base na Pesquisa Operacional (<i>Operation Research</i>).	47
Tabela 3: Ferramentas utilizadas na análise de sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos, com base na Engenharia de sistemas (<i>Systems Engineering</i>).	49
Tabela 4: Trabalhos relacionados ao desenvolvimento de ferramentas de apoio à gestão de resíduos sólidos urbanos.....	55
Tabela 5: Modelagem do gerenciamento de resíduos sólidos pelo uso da análise do ciclo de vida.	55
Tabela 6: Método de decisão com múltiplos atributos (MADM).....	63
Tabela 7: Escala de comparação pareada pelo método AHP.....	65
Tabela 8: Exemplo de saída de dados no modelo PROMETHEE.	67
Tabela 9: Exemplo de saída de dados do modelo TOPSIS.....	67
Tabela 10: Categorias de Impacto e Indicadores Ambientais.....	72
Tabela 11: Trabalhos relacionados ao uso de indicadores para avaliação dos sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos.	83
Tabela 12: Trabalhos relacionados à Avaliação do Ciclo de Vida Social.....	92

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AHP - *Analytical Hierarchy Process*
BSC - *Biological Source Carbon*
CAD - *Computer-aided design*
CBA - *Coast benefit analysis*
CE- *Circular Economy*
DP - *Dynamic Programming*
D-MOWIQ - *Dynamic Model for Organic Waste Management in Quebec*
DSS - *Decision support systems*
EEA - *European Environmental Agency*
EIA - *Environmental impact analysis*
ES - *Expert systems*
FCA - *full costing accounting*
FI - *Fator de Impacto*
FM - *Forecast models*
FSC - *Fossil Source Carbon*
GHG - *Greenhouse gas emission*
GIS - *Geographic Information System*
GPS - *Global Position System*
G_T - *Gastos Totais*
HRA - *health risk assessment*
I_e - *Índice de empregabilidade*
I_f - *Índice de Formalidade*
I_j - *Índice de jornada de trabalho*
IMS - *Integrated modeling systems*
I_r - *Índice de renda obtida por pessoa*
I_R - *Índice de Redução de Riscos*
LCA - *Life cycle analysis*
LCC - *Life cycle costing*
LP - *Linear Programming*
MADM - *multi-attribute decision making*
MCDM - *Multi-criteria decision method*
MFA - *Material flow analysis*
MIP - *Mixed-Integer Programming*
MIS - *Management information systems*
MODM-*multi-objective decision making*
NLP - *Non-Linear Programming*
NO₂ - *Óxido Nitroso*
ODS - *Objetivos do Desenvolvimento Sustentável*
OM - *Optimization models*

ONU - Organização das Nações Unidas
OR - *Operations Research*
PIB - Produto Interno Bruto
PROMETHEE - *Preference Ranking Organization and Method for Enrichment Evaluation*
RA - *Risk assessment*
RSU - Resíduos Sólidos Urbanos
R_T - Receitas Totais
SEA - *Strategic environmental assessment*
SLCA - *Social Life Cycle Assessment*
SM- *Simulation models*
SMART - *Solid Waste Management Resource Recovery Tool*
SWIMS - *Solid Waste Infrastructure Modelling System*
SWOLF - *Solid Waste Optimization Life-cycle Framework*
T_E - Taxa de Estabilização
TOPSIS - *Order Preference by Similarity*
UN DESA - *United Nation Department of Economic and Social Affairs*
ZWI - *Zero Waste Index*

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	27
1.1	OBJETIVOS	27
1.1.1	Objetivo Geral.....	27
1.1.2	Objetivos Específicos	27
2	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	29
2.1	CONTEXTUALIZAÇÃO SOBRE RESÍDUOS SÓLIDOS.	29
2.2	OS SISTEMAS DE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS.....	32
2.2.1	Histórico.....	32
2.2.2	Evolução do gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos	36
3	METODOLOGIA	41
3.1	TIPO DE ESTUDO.....	41
3.2	ETAPAS DA PESQUISA.....	41
3.2.1	Identificação das Fontes	41
3.2.2	Coleta de dados.....	42
3.2.3	Análise e Interpretação de Resultados	42
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	45
4.1	MODELOS PARA AVALIAÇÃO DE DESEMPENHO E SUPORTE À DECISÃO NO GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS.....	45
4.1.1.1	Classificação dos modelos conforme proposto na literatura.	45
4.1.2	Evolução dos modelos: da abordagem estática à abordagem dinâmica	54
4.1.3	Detalhamento dos principais modelos utilizados segundo a literatura	60
4.1.3.1	Análise de Decisão Multicritério.....	61
4.1.3.2	Avaliação do Ciclo de Vida	68
4.1.4	Aplicações e análise crítica dos modelos apresentados	74

4.2	INDICADORES DE AVALIAÇÃO DE DESEMPENHO MONITORADOS EM SISTEMAS DE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS DOMICILIARES.....	79
4.2.1	Indicadores reportados na literatura	82
4.2.2	Dimensões analisadas	86
4.2.2.1	Dimensão econômico-financeira	86
4.2.2.2	Dimensão ambiental	88
4.2.2.3	Dimensão social.....	92
5	CONCLUSÕES.....	99
6	RECOMENDAÇÕES.....	103
	REFERÊNCIAS.....	105
	ANEXO A – Figura de apoio para compreensão do item 2.2.1.	115
	ANEXO B – Figuras de apoio para compreensão do item 2.2.2	116

1 INTRODUÇÃO

A gestão de resíduos sólidos tem se tornado cada vez mais uma questão universal, a medida que afeta um número cada vez maior de pessoas. Indivíduos e governos tomam diariamente, decisões sobre o consumo de produtos e o gerenciamento dos resíduos gerados, decisões essas que terão implicações na saúde, na produtividade e na limpeza das comunidades. Resíduos gerenciados de forma inapropriada podem contaminar os solos, os oceanos e a atmosfera, favorecer a proliferação de vetores, a obstrução dos sistemas de drenagem, com consequentes inundações e, muitas vezes são associados a uma menor qualidade de vida percebida pelos cidadãos. Além disso, uma vez ocorrendo perturbações ambientais e problemas de saúde pública, o desenvolvimento econômico de uma dada região também pode ser afetado (KAZA et al., 2018).

À medida que o mundo avança em direção ao seu futuro urbano, a quantidade de resíduos sólidos gerados, um dos subprodutos mais importantes deste estilo de vida, vem crescendo rapidamente, assim como as taxas de urbanização. De acordo com o *2018 Revision of World Urbanization Prospects* produzido pela *Population Division of the United Nations Department of Economic and Social Affairs (UN DESA)* atualmente a população urbana global está em torno de 4,2 bilhões de pessoas (UNITED Nations, 2018). Já a quantidade de resíduos sólidos urbanos gerados está em torno dos 2,0 bilhões de toneladas por ano, segundo o *World Bank Group* (KAZA et al., 2018). Confrontando esses dados com as estimativas trazidas por Hoornweg e Bhada-Tata (2012) no relatório *What a Waste: A Global Review of Solid Waste Management* publicado em 2012, praticamente já atingimos as projeções que na época referiam-se a 2025, evidenciando o fato de que estamos experimentando um crescimento e uma geração de resíduos sólidos urbanos acima do esperado, o que pode trazer consequências importantes.

Em todo o mundo, quase 40% dos resíduos são descartados em aterros sanitários e cerca de 33% ainda são despejados a céu aberto. Apesar do cenário crítico, governos de todo o mundo têm reconhecido os riscos e os custos dos lixões e buscado métodos mais adequados para a eliminação dos resíduos sólidos urbanos, refletindo uma tendência por modelos de gestão mais sustentáveis (KAZA et al., 2018).

Esta tendência está demonstrada, por exemplo, nos 17 Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS), definidos na Agenda 2030, que entraram oficialmente em vigor, em uma histórica Cúpula da ONU, em 1º de janeiro de 2016.

A gestão de resíduos sólidos está inserida nesses objetivos, sendo incluída de forma explícita ou implícita em mais da metade das 17 metas para o desenvolvimento sustentável. Assim, um forte argumento pode ser feito para a importância estratégica de melhorar a gestão de resíduos, na medida em que as ações realizadas neste sentido irão contribuir para o progresso em direção a uma série de metas dos ODS (WILSON, 2015a).

Diante do apresentado é evidente que o gerenciamento de resíduos sólidos é uma tarefa importante e uma temática emergente no contexto mundial. No entanto, é também de grande complexidade, uma vez que visar oferecer o melhor serviço, a custos mínimos de forma a garantir a saúde pública, e evitar danos ambientais. Tal complexidade é ainda acentuada pela presença de diversos *stakeholders* na cadeia de gerenciamento, que cada vez mais passam a ser atores importantes a serem considerados no processo de tomada de decisão (KARMPERIS et al., 2013).

Ao redor do mundo, os sistemas de gerenciamento encontrados são bastante variados, uma vez que sofrem influência dos hábitos da população, do nível socioeconômico, das estruturas organizacionais políticas e de governança, bem como da natureza dos prestadores de serviço, o que implica em variações tanto das estratégias de gestão como da responsabilidade de cada ator dentro do sistema.

A exemplo, no Brasil, segundo a Lei Federal nº 11.445/2007, que estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico, cabe aos municípios a responsabilidade pelo planejamento e prestação dos serviços de saneamento, sendo, no entanto, permitido, delegar as atividades de prestação destes serviços a entidades privadas (BRASIL, 2007).

Uma vez que o número de opções disponíveis para coleta, tratamento e demais etapas do gerenciamento, está sempre crescendo e as condições econômicas sempre mudando, tomadores de decisão são constantemente confrontados com questões sobre qual o método mais eficiente economicamente para atingir os objetivos do gerenciamento de resíduos ou ainda se existem combinações dos processos capazes de promover serviços de igual qualidade a menores custos (ROGGE; JAEGER, 2012). Isso torna a gestão de resíduos sólidos uma tarefa desafiadora para os tomadores de decisão.

Sendo assim, se torna, cada vez mais necessário efetuar a avaliação dos sistemas de gerenciamento, por meio de técnicas que permitam conhecer sua performance, seja por meio de modelos ou indicadores. Em alguns casos o objetivo da aplicação de um modelo no gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos é simples, como otimizar a rota dos veículos de coleta, mas em outras pode ser extremamente complexa, como avaliar

alternativas estratégicas para o gerenciamento dos resíduos (MORRISSEY; BROWNE, 2004). Por esta razão emerge um primeiro questionamento: Quais os principais modelos de avaliação que estão sendo utilizados no contexto internacional do gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos e quais são seus fundamentos metodológicos? A resposta a esse questionamento pode oferecer referência aos tomadores de decisão, possibilitando identificar modelos que melhor atendam as particularidades do cenário a ser gerenciado.

As opções são inúmeras, como por exemplo, os modelos capazes de orientar a tomada de decisão, que utilizam métodos e ferramentas como análise de risco, avaliação de impacto ambiental, análise de custo benefício, análise de decisão multicritério, avaliação do ciclo de vida, entre outros (MORRISSEY; BROWNE, 2004). No entanto, sendo o sistema de gerenciamento de resíduos um sistema complexo, constituído de muitos aspectos e processos, é cada vez mais importante e necessária a escolha de modelos que forneçam uma perspectiva holística, e permitam avaliar simultaneamente as dimensões econômica, ambiental e social dos sistemas. (WORRELL; VESILIND, 2012; KAVALS et al. 2018).

Bernardo e Lima (2017) consideram que o gerenciamento de resíduos sólidos só está completo quando ações de melhoria são tomadas com base nas informações reais de desempenho. O sistema de gestão na opinião dos autores, deve englobar a avaliação de desempenho, que forma a base para o planejamento de ações de melhoria. Por esta razão avaliar os parâmetros relacionados aos impactos ocasionados pelos sistemas de gerenciamento em uma esfera multidimensional passa a ser condição necessária para uma boa avaliação do sistema, o que leva a um segundo questionamento. Quais são os indicadores de avaliação que estão sendo monitorados para apoiar a tomada de decisão e facilitar o diagnóstico integrado dos sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos.

Sendo assim, o objetivo geral deste trabalho é apresentar e discutir os principais modelos e indicadores de avaliação de desempenho dos sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos utilizados para a tomada de decisão. Tal discussão tem por objetivo responder as questões postas e foi fundamentada por meio de uma revisão da literatura internacional sobre o tema.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo Geral

Apresentar e discutir os principais modelos e indicadores de avaliação de desempenho dos sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos utilizados para a tomada de decisão.

1.1.2 Objetivos Específicos

- a) Identificar e descrever os métodos e as técnicas dos modelos de avaliação de desempenho utilizados em escala internacional.
- b) Avaliar de maneira crítica a aplicação, as vantagens e as limitações no uso dos modelos de avaliação de desempenho dos sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos.
- c) Discutir a utilização dos indicadores de avaliação de desempenho para a tomada de decisão.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 CONTEXTUALIZAÇÃO SOBRE RESÍDUOS SÓLIDOS

Resíduos sólidos são quaisquer resíduos não líquidos que surgem de atividades humanas e animais e são descartados como inúteis ou indesejados. Incluem tanto a massa heterogênea proveniente das comunidades urbanas, como uma porção mais homogênea, proveniente da agricultura, indústria e resíduos minerais (RAMACHANDRA et al., 2018).

Podem ser classificados segundo o tipo e a fonte geradora, sendo que os provenientes das atividades domésticas e comerciais das cidades, classificam-se como resíduos sólidos urbanos (RSU) (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2004). Estes incluem frações orgânicas e inorgânicas, como resíduos domésticos, embalagens de produtos, aparas de relva, tecidos, garrafas, papéis, latas de tinta, baterias, etc., produzidas em uma sociedade e que geralmente são descartados quando não carregam mais valor ao usuário (RAMACHANDRA et al., 2018).

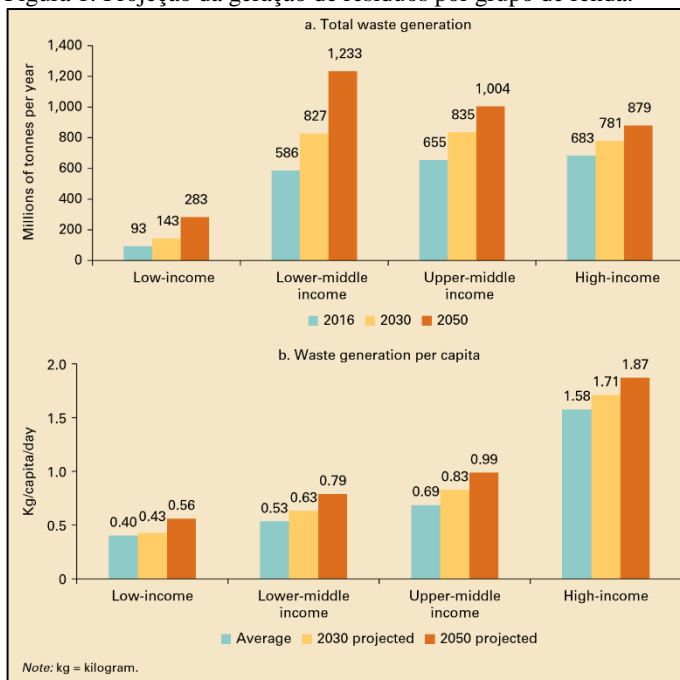
De acordo com estudos recentes, estima-se que a quantidade de RSU gerada no mundo seja de aproximadamente 2,0 bilhões de toneladas por ano (WILSON, 2015 a). O montante total de RSU gerados por pessoa por dia também vem crescendo visivelmente, com médias em torno de 0,74 Kg, apresentando uma variação de 0,11 Kg a 4,74 Kg (KAZA et al., 2018).

Uma vez que a geração de resíduos tende a aumentar com o desenvolvimento econômico e o crescimento populacional, estima-se que a mesma irá atingir aproximadamente 3,40 bilhões de toneladas por ano em 2050 (WORLD BANK, 2018), sendo potencializada pelos países em desenvolvimento (KAZA et al., 2018).

Uma das principais razões do porquê esta preocupação é maior em torno destes países, é devido ao rápido processo de urbanização que muitos vêm sofrendo, associado a um crescimento populacional acelerado. Diante deste cenário a problemática dos resíduos sólidos urbanos embora seja motivo de preocupação das nações industrializadas, é, no entanto, um problema particularmente agudo nos países em desenvolvimento, que representam hoje mais de 70% da população mundial. (LEAL FILHO et al., 2016).

Kaza et al., (2018), apresentam uma projeção da geração de resíduos por grupo de renda¹ (Figura 1). É possível observar, conforme previsto, que regiões com maior concentração de países de baixa renda e renda média-baixa, em crescimento, experimentem um maior aumento na produção de resíduos, devendo triplicar até 2050. Em contra partida, os países de alta renda deverão experimentar um menor crescimento no montante de resíduos até 2030, uma vez que atingirão um ponto de desenvolvimento econômico no qual o consumo de materiais estará menos associado ao crescimento do produto interno bruto (Figura 1, painel a). Em um nível per capita, as tendências são similares, pois o maior crescimento na geração de resíduos é esperado também nos países de renda baixa e média (Figura 1, painel b).

Figura 1: Projeção da geração de resíduos por grupo de renda.



Fonte: (KAZA et al., 2018).

¹ Segundo o World Bank (2017) os países podem ser classificados segundo o Produto Interno Bruto (PIB), sendo: PIB<\$1005 = Países com renda baixa (*Low-income country*); \$1006<PIB<\$3955 = países com renda média-baixa (*lower middle income countries*); \$3956<PIB<12.235 = países com renda média-alta (*upper middle income countries*); PIB>12.236 = países de renda alta (*higher income*)

Diante deste cenário, eliminar o descarte sem controle é uma prioridade para proteger o meio ambiente. Em países de baixa renda, a eliminação de resíduos, muitas vezes, ainda é feita na forma de aterros descontrolados com queimadas a céu aberto. Estima-se que pelo menos 3 bilhões de pessoas no mundo ainda não tenham acesso a instalações de descarte de resíduos controladas (WILSON, 2015a). Sendo assim, os mecanismos que vêm dirigindo o progresso do gerenciamento dos resíduos sólidos nos países de alta renda, podem oferecer um guia sobre como evoluir estes sistemas nos países em desenvolvimento (MARSHALL; FARAHBAKHS, 2013).

Matias (2018) destaca ainda que 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 circular², e, principalmente, adaptá-las e aplicá-las em regiões com tendências inadequadas, é uma alternativa a ser explorada com o objetivo de minimizar os impactos do cenário posto.

No entanto, deve-se avaliar fundamentalmente os desempenhos de estratégias gerenciais, nos aspectos social, econômico e ambiental ao longo do tempo, de modo a preservar a sustentabilidade econômico-financeira das ações e a redução de suas externalidades negativas ambientais (emissões ambientais, geradas ou evitadas) e sociais.

Para isso, identificados os modelos pretendidos de manejo de resíduos sólidos urbanos, é fundamental a utilização de ferramenta que permitam avaliar seu comportamento sob diferentes cenários específicos.

² 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 et al., 2017), 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; 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 et al, 2018)., bem como seu fundamento está na reutilização e não especificamente sobre a não geração.

2.2 OS SISTEMAS DE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS

2.2.1 Histórico

Entender o que impulsionou o desenvolvimento no gerenciamento de resíduos no passado e quais são os direcionadores (mecanismos ou fatores que impactam significativamente o desenvolvimento deste gerenciamento) é importante para avançar na direção de sistemas sustentáveis de gerenciamento de resíduos sólidos em todo o mundo.

Historicamente pequenas comunidades enterravam seus resíduos longe de seus assentamentos ou os dispunham em corpos d'água. No entanto, com o aumento populacional, estas práticas não mais preveniam a dispersão de odores desagradáveis e doenças, levando as pessoas a simplesmente viverem na sujeira (WORRELL; VESILIND, 2012). Os gregos e os chineses podem ser considerados exceções. Enquanto os primeiros foram pioneiros na aprovação de um decreto que proibia a disposição dos resíduos nas ruas, além de terem organizado o primeiro depósito de lixo do mundo ocidental em 500 a.c., os segundos, já em 200 a.c., possuíam uma polícia incumbida de aplicar as leis de eliminação (SEADON, 2006).

No entanto, a realidade na maioria das cidades era viver entre o lixo e a miséria. Tanto nas cidades de Atenas quanto em Roma, os montantes de resíduos só eram realmente melhor alocados fora das cidades quando sua defesa se via ameaçada pelos oponentes, que podiam simplesmente escalar as pilhas de lixo e ultrapassar os muros das cidades (WORRELL; VESILIND, 2012).

As ruas das cidades na Idade Média eram cobertas por uma lama fétida, água estagnada, lixo doméstico e excrementos de pessoas e animais, criando condições muito favoráveis à disseminação de vetores e doenças. A propósito, a Peste Negra que atingiu a Europa no século XIV, e reduziu drasticamente a população, pode ter sido parcialmente ocasionada pelos resíduos orgânicos acumulados nas ruas (TCHOBANOGLIOUS; KREITH, 2002).

Com a chegada da Revolução Industrial, período em que a produção em massa e o acúmulo de riquezas governavam as políticas públicas, um grande contingente de pessoas voltou a concentrar-se nas áreas urbanas (WORRELL; VESILIND, 2012). Neste período as demandas por alimento e matérias-primas diversas cresceram rapidamente, tanto nas indústrias como no setor agrícola, levando a percepção de que os resíduos urbanos poderiam ser reencaminhados a

estes setores. Devido as práticas que se seguiram desta necessidade, este pode ser considerado o início da valorização dos resíduos e aparecimento dos primeiros atores sociais responsáveis por coletar aquilo que poderia ser vendido (WILSON, 2007).

A partir do século XVIII a coleta de resíduos começou a se configurar em algumas das principais cidades do mundo, ainda assim, as condições humanas eram de importância secundária e os métodos utilizados bastante precários.

A condição insalubre na qual vivia a maioria da população nos grandes centros tornou a desencadear graves epidemias. Um exemplo foi a cólera que atingiu os países recém-industrializados da Europa e da América do Norte, a partir da década de 1830. A melhoria das condições sanitárias e a coleta de resíduos sólidos urbanos foram então incentivadas como pilares da revolução da saúde pública, dando início a configuração da gestão municipal de resíduos sólidos como a conhecemos hoje (WILSON, 2015a).

Durante a primeira metade do século XX, o principal foco em relação aos serviços sanitários, tanto do ponto de vista de engenharia, quanto financeiro, ainda estava direcionado ao abastecimento de água e o gerenciamento de esgoto. A gestão de resíduos continuava relegada ao status de terceira classe e apesar do aumento dramático na quantidade de resíduos sólidos gerados, nenhuma mudança substancial nas práticas de gerenciamento de resíduos foi observada (ROBERTS, 2015).

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 atingir elevados níveis de produção, chegando a abranger um terço da produção mundial de bens de todos os tipos (FARINA, 2007).

No entanto, na década de 1970, com a recuperação de países como Japão e Alemanha, acompanhados de avanços tecnológicos, a hegemonia americana perdeu força, novos concorrentes surgiram e a capacidade industrial passou a superar a demanda por produtos. 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 (FARINA, 2007).

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 à mudanças importantes nas

relações de produção e geração de resíduos que passaram a ser pauta de discussões internacionais (FARINA, 2007).

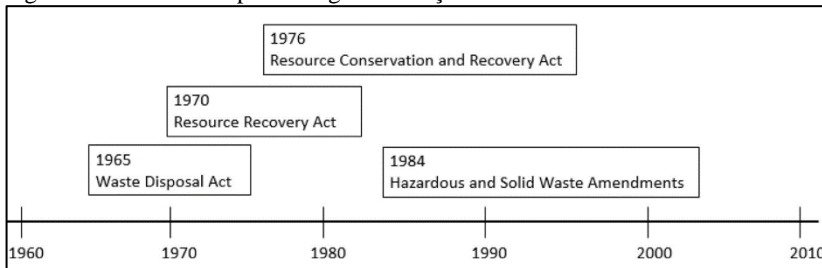
Até o surgimento do movimento ambiental nas décadas de 1960 e 1970, a norma era a disposição descontrolada ou a queima de resíduos, às vezes em larga escala. Os impactos ambientais locais através da poluição do ar, da poluição das águas superficiais e subterrâneas e da contaminação terrestre e marinha foram muitas vezes graves, levando a numerosos escândalos causados, em particular, por aterros abandonados que tinham recebido resíduos (WILSON, 2015a).

Inicialmente, a coleta e o descarte de resíduos ficavam sob a responsabilidade dos governos locais, no entanto, as populações das cidades, o consumismo e a indústria cresceram tanto que a geração de resíduos se mostrou excessiva para as cidades (ROBERTS, 2015). Em resposta, o desenvolvimento de políticas nacionais sobre resíduos começou a ganhar força.

As Figuras 2 e 3, constantes no Anexo A, apresentam, respectivamente, a linha do tempo das regulamentações de resíduos nos Estados Unidos e a linha do tempo das diretivas de resíduos da União Europeia.

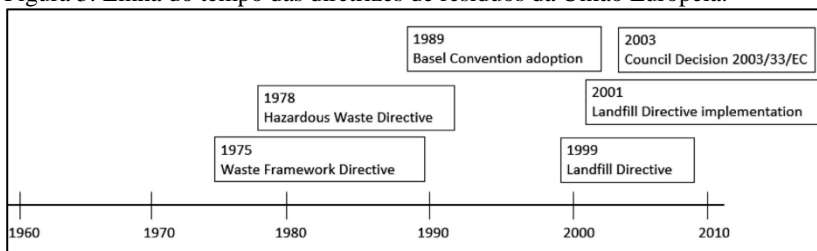
O *Waste Disposal Act* de 1965, pioneiro no processo de regulamentação das práticas de gerenciamento de resíduos (Figura 2) é um ato que regula o tratamento, armazenamento ou descarte de resíduos sólidos, não perigosos e perigosos. O ato delineou métodos ambientalmente responsáveis para se livrar dos resíduos nos níveis doméstico, municipal, comercial e industrial, dando início a uma série de regulamentações que enfatizavam o gerenciamento de recursos (EPA, 2017a).

Figura 2: Linha do tempo das regulamentações de Resíduos nos Estados Unidos.



Fonte: (LIU et al., 2015).

Figura 3: Linha do tempo das diretivas de resíduos da União Europeia.



Fonte: (LIU et al., 2015).

Embora seja um longo processo evolutivo, observa-se que não é distante o momento em que os resíduos sólidos urbanos se tornaram parte integrante das discussões políticas internas dos países e posteriormente pauta das discussões globais.

Na década de 1980, eventos importantes como a Conferência Mundial sobre o Homem e o Meio Ambiente das Nações Unidas, em Estocolmo, Suécia e a Comissão Mundial sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento, geradora do relatório de Brutland, trouxeram à pauta o conceito de sustentabilidade. Seguindo a tendência das preocupações ambientais, as mudanças climáticas passaram a compor as pautas das discussões internacionais. O primeiro evento global a verdadeiramente debater o tema do clima foi a Conferência de Toronto, realizada em 1986.

Mais recentemente, pesquisas e projetos destinados a avaliar os problemas ambientais passaram a ser destacados pela comunidade científica em documentos, como o Relatório sobre os Objetivos de Desenvolvimento do Milênio das Nações Unidas (UNITED Nations, 2015) e encontros globais, como a Conferência das Nações Unidas sobre Desenvolvimento Sustentável (BRASIL, 2012). Nestes encontros foram definidos objetivos e princípios, de modo a estimular a sustentabilidade ambiental de uma forma que garantisse qualidade de vidas as pessoas, sem comprometer as necessidades das futuras gerações (BRASIL, 2012). Diversos países comprometeram-se com tais princípios e com acordos governamentais, incorporando-os no desenvolvimento de estratégias e de normas técnicas e legislações (PHILLIS; GRIGOROUDIS; KOUIKOGLU, 2011).

Mais especificamente na Rio+20, a menos de uma década, os resíduos sólidos foram um dos temas incluídos entre as nove dimensões que foram foco das discussões. Esta tendência se refletiu também nas temáticas discutidas pela comunidade científica e, as problemáticas operacionais, econômicas e ambientais relacionadas ao gerenciamento

dos resíduos passaram a ser alvo de um número cada vez maior de publicações (FACCIO; PERSONA; ZANIN, 2011).

Gradativamente o conceito de sustentabilidade passou a ser incorporado nas mais diversas temáticas, não ficando de fora sua incorporação no aprimoramento dos sistemas de gerenciamento dos resíduos sólidos.

Por fim, culminando do processo histórico descrito, conforme afirmam Marshall e Farahbakhsh (2013), quando o progresso no gerenciamento dos resíduos sólidos finalmente começou, ele era dirigido por 5 forças impulsionadoras: saúde pública (1), movimento ambiental nas agendas públicas e políticas (2), escassez de recursos (3), mudanças climáticas (4) e participação e consciência pública (5).

O Anexo A apresenta uma representação gráfica da relação entre as forças impulsionadoras e o progresso por elas motivado. De sua leitura e considerando o contexto histórico apresentado, observa-se que as forças impulsionadoras saúde pública (1), movimento ambiental nas agendas públicas e políticas (2) e escassez de recursos (3), motivaram a implantação de serviços básicos, que objetivavam coletar os resíduos e removê-los das áreas municipais. Após o cenário pós-guerra, as atenções foram direcionadas à disposição final, fruto dos impactos negativos percebidos no meio ambiente, culminando com novos processos de engenharia, implantados principalmente nos aterros sanitários. Com o movimento ambiental e as agendas públicas e políticas ganhando força, foram incentivados os processos de reciclagem e reutilização, bem como a hierarquia dos resíduos. Somando-se a este contexto, as mudanças climáticas (4) motivaram a busca pelo comportamento sustentável, sendo refletidas na minimização dos impactos ambientais e na busca por novas tecnologias de tratamento. Por fim, uma maior conscientização e participação social (5) agregaram força a evolução dos sistemas de gerenciamento evidenciando a necessidade de desenvolver estratégias cada vez mais integradas na gestão dos resíduos.

2.2.2 Evolução do gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos

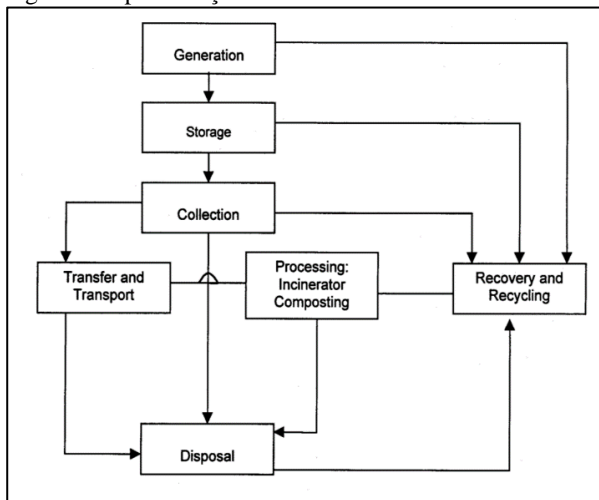
O gerenciamento de resíduos sólidos urbanos está associado ao controle da geração, armazenamento, coleta, transferência e transporte, processamento e disposição final, de uma forma que esteja em acordo com os princípios de saúde, economia, engenharia, conservação, estética, atitudes públicas e outras considerações ambientais. Pode-se considerar, portanto, que o gerenciamento dos RSU apresenta as dimensões social,

econômica e ambiental. (RAMACHANDRA, 2006; HANNAN et al., 2015; LEAL FILHO 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; LEAL FILHO 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 4), contendo os elementos básicos de um sistema de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos e que sendo, portanto, genérico em sua forma, é aplicável a qualquer região independente de seu nível de desenvolvimento.

Figura 4: Representação de um Sistema de Gerenciamento de Resíduos genérico.



Fonte: (RAMACHANDRA, 2006, p. 14).

Outra generalização que pode ser reconhecida nos sistemas de gerenciamento é quanto à hierarquia mundialmente aceita no controle dos

resíduos e que classifica as opções de gerenciamento destes em uma ordem de prioridades como segue: não gerar e reduzir, reutilizar, reciclar, recuperar, tratar e por fim dar a destinação final adequada (EPA, 2017b). Nesta hierarquia a preferência é não gerar resíduos, embora isso esteja, muitas vezes, fora das políticas e regulamentos de um país. Quando há realmente um desperdício, a ação preferida é a reutilização, seguida da reciclagem do material (incluindo o tratamento biológico onde os nutrientes são reutilizados) e outros processos de recuperação de energia, como a incineração, ficando por último a disposição em aterros (LEAL FILHO et al., 2016).

Embora possamos considerar que as forças impulsionadoras, anteriormente descritas, 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 urbanos, particularidades são observadas, sendo fortemente 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 as exigências e metas regulatórias/ambientais (LEAL FILHO 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 incineração 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; FARAHBAKHS, 2013). Apesar disso, conforme comentado anteriormente, 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 as tomadas 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 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 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; BROWNE, 2004; SEADON, 2006; MARSHALL; FARAHBAKHS, 2013; RIGAMONTI; STERPI; GROSSO, 2016; CHIFARI 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 (MORRISSEY; BROWNE, 2004; MARSHALL; FARAHBAKHS, 2013).

O Anexo B, traz uma representação gráfica sobre os aspectos envolvidos na construção de sistemas integrados de gerenciamento de resíduos sólidos e de que maneira estes aspectos se inter-relacionam. De sua análise, 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 as tomadas de decisão, tornando o processo dinâmico e adaptativo (MARSHALL; 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.

3 METODOLOGIA

3.1 TIPO DE ESTUDO

O delineamento da pesquisa, segundo Gil (2008), considera o ambiente em que os dados serão coletados, bem como as formas de controle das variáveis envolvidas. Sendo assim, este trabalho foi elaborado, segundo os preceitos do estudo exploratório, por meio de uma pesquisa bibliográfica, que, segundo Unesp (2015):

[...] é o processo de busca, análise e descrição de um corpo do conhecimento em busca de resposta a uma pergunta específica. “Literatura” cobre todo o material relevante que é escrito sobre um tema: livros, artigos de periódicos, artigos de jornais, registros históricos, relatórios governamentais, teses e dissertações e outros tipos.

Nesta perspectiva, a pesquisa foi realizada em etapas, seguindo a proposta de (GIL, 2008).

3.2 ETAPAS DA PESQUISA

3.2.1 Identificação das Fontes

Com o objetivo de proporcionar uma familiarização com o tema, foi realizada uma pesquisa ampla, não específica, por meio da ferramenta Google, objetivando encontrar artigos científicos sobre o tema e identificar as principais palavras-chave que endereçavam estudos relevantes. Como resultado desta pesquisa foram selecionados seis estudos de revisão de literatura sobre os modelos de gerenciamento de resíduos sólidos, apresentados no Quadro 1.

Quadro 1: Literatura preliminar utilizada

Título	Autor
What life-cycle assessment does and does not do in assessments of waste management.	(EKVALL et al., 2007)
Waste management models and their application to sustainable waste management.	(MORRISSEY; BROWNE, 2004)
Solid waste management in European countries: A review of systems analysis techniques	(PIRES; MARTINHO; CHANG, 2011)
Decision support models for solid waste management: Review and geme-theoretic approaches	(KARMPERIS et al., 2013)

Assessment Methods for solid waste management: A literature review	(ALLESCH; BRUNNER, 2014)
Technologies and decision support systems to aid solid-waste management: a systematic review	(MELARÉ et al., 2017)

Fonte: Elaborado pela autora.

A partir da leitura detalhada dos artigos acima apresentados, foi identificado que as seguintes palavras-chave endereçavam o assunto pesquisado: *assessment methods, performance assessment, performance assessment methods, system assessment tools, decision support framework, decision support models, systems engineering models e system analysis*.

As bases de dados utilizadas para pesquisa foram: Scopus e Science Direct, uma vez que concentram grande quantidade de revistas, jornais e periódicos de importância internacional na temática de resíduos sólidos. Todas as pesquisas foram realizadas na língua inglesa.

As pesquisas foram realizadas sistematicamente por meio de combinações entre as palavras-chaves citadas e os termos *municipal solid waste, municipal solid waste management, solid waste management*.

Como critérios de inclusão foram selecionados: *review articles and research articles*. A partir das pesquisas foram reunidos aproximadamente 170 artigos, gerenciados a partir da ferramenta Mendeley, para que então pudessem ser selecionados.

3.2.2 Coleta de dados

A coleta de dados seguiu a seguinte premissa:

1. Leitura Exploratória de todo material selecionado (leitura rápida que objetiva verificar se a obra consultada é de interesse para o trabalho).
2. Leitura Seletiva: (leitura mais aprofundada das partes que realmente interessam).

Desta etapa resultaram 51 artigos. Dentre os artigos selecionados destacam-se as seguintes revistas: *Journal of Cleaner Production* (FI=5,651), *Resources, Conservation & Recycling* (FI=5,120), *Waste Management* (FI=4,723), *Journal of Environmental Management* (FI=4,005), *Computers and Chemical Engineering*, (FI=3,113), *Ecological Indicators* (FI=3,983).

3.2.3 Análise e Interpretação de Resultados

Dos 51 artigos selecionados, foram identificadas nove revisões de literatura (Tabela 1) que, juntamente com as anteriormente citadas, serviram de base para construção deste trabalho. Pela análise destas nove revisões pôde-se perceber que, mesmo naquelas de publicação mais recente, permaneciam as referências às revisões descritas no Quadro 1, que apresentam como limite temporal de análise o ano de 2014. Tal fator determinou que no presente trabalho publicações entre 2015-2019 fossem consideradas em prioridade. Tal recorte temporal, que resultou em 29 artigos, não objetivou excluir completamente os artigos mais antigos, mas sim dar maior ênfase ao uso de publicações recentes no desenvolvimento do trabalho de modo a garantir que possíveis atualidades, não contempladas nas revisões fossem incorporadas às discussões, pautando-as nas aplicações atuais dos modelos discutidos. Para tal, foi realizada uma leitura analítica da literatura selecionada, de modo a identificar informações importantes que possibilitassem responder as questões norteadoras deste estudo. Dentre estas informações cita-se:

- Modelos, métodos e técnicas utilizadas:

Estas informações foram utilizadas para compreender como são realizadas as avaliações dos sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos e quais modelos estão sendo mais utilizados;

- Indicadores de avaliação utilizados:

Estas informações foram utilizadas para compreender com base em que critérios os sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos têm sido avaliados;

- Dimensões (econômica, social e ambiental) avaliadas:

Estas informações foram utilizadas para identificar se, e de que maneira a avaliação dos sistemas está sendo conduzida, de modo a orientar estratégias de gerenciamento ecologicamente corretas, economicamente viáveis, e socialmente aceitáveis.

- Resultados, Vantagens e Limitações observadas:

Estas informações foram utilizadas para fundamentar discussões sobre o uso dos modelos e indicadores, identificando lacunas e tendências que possam orientar pesquisas posteriores.

Tabela 1: Revisões de Literatura selecionadas para fundamentação dos resultados e discussões

	Trabalho	Autor	Ano	Assunto da Revisão
1	A review on technologies and their usage in solid waste monitoring and management systems: Issues and challenges	HANNAN, M. A. et al.	2015	Uso de Tecnologia de Informação e Comunicação
2	Benchmarking approaches and methods in the field of urban waste management	LEAL FILHO, W. et al.	2016	Tecnologias de gerenciamento em países em desenvolvimento
3	A Review of Solid Waste Management using System Dynamics Modeling	POPLI, K.; SUDIBYA, G.L.; KIM, S. A.	2017	Uso de modelos dinâmicos
4	Multi-criteria decision making to support waste management: A critical review of current practices and methods	GOULART COELHO, L. M.; LANGE, L. C.; COELHO, H. M. G.	2017	Uso de Análise de decisão multicritério
5	Avaliação de desempenho das operações sustentáveis na gestão municipal de resíduos: análise das ferramentas e indicadores propostos da literatura	RODRIGUES, A. P. et al.	2017	Indicadores apresentados na Literatura
6	The future of waste management in smart and sustainable cities: A review and concept paper	ESMAEILIAN, B. et al.	2018	O futuro do gerenciamento de resíduos - Smart Cities
7	From linear to circular integrated waste management systems: A review of methodological approaches	COBO, S.; DOMINGUES-RAMOS, A.; IRABIEN, A.	2018	Sistemas lineares e circulares
8	Using indicators as a tool to evaluate municipal solid waste management: A critical review	CERVANTES, D. E. C. et al.	2018	Uso de Indicadores
9	Application of life cycle assessment in municipal solid waste management: A worldwide critical review	KHANDELWAL, H.	2019	Uso de Avaliação do ciclo de vida

Fonte: Produzido pela autora

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

O desenvolvimento da revisão de literatura foi conduzido de modo que ao final fosse possível responder aos questionamentos iniciais apresentados. Sendo assim o item 4.1 desta seção dedicou-se à compreensão dos modelos existentes para a avaliação dos sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos, por meio da seguinte sequência evolutiva:

- Apresentação dos modelos e classificações propostas na literatura;
- Apresentação da evolução dos principais modelos, passando de uma abordagem estática para uma abordagem dinâmica;
- Detalhamento dos principais modelos que estão sendo utilizados, segundo a literatura;
- Discussão das potencialidade e fraquezas dos modelos anteriormente descritos, com fundamentação na literatura publicada entre 2015-2019.

Posteriormente, o item 4.2 dedicou-se à compreensão dos indicadores utilizados para avaliação dos sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos, sendo detalhadas as dimensões econômica, ambiental e social.

4.1 MODELOS PARA AVALIAÇÃO DE DESEMPENHO E SUPORTE À DECISÃO NO GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

4.1.1.1 Classificação dos modelos conforme proposto na literatura

Um modelo é uma representação matemática de um sistema físico, biológico ou de informação e que nos permite racionalizar sobre este sistema e prever seu comportamento. O modelo a ser adotado depende das perguntas que devem ser respondidas, e cujas respostas são obtidas via análise e simulação (FORD, 1999).

A modelagem matemática de sistemas é indicada uma vez que sistemas reais podem se tornar complexos demais para serem avaliados diretamente, e por consequência, construir um modelo, pode ser uma alternativa mais simples e menos dispendiosa para se estudar um sistema (REEB; LEAVENGOOD, 1998). Isto ocorre, por exemplo, em situações em que seja necessário examinar substitutos para um sistema real,

situação bastante comum no gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos. Independentemente do tipo de modelo, Reeb e Leavengood (1998) resumem o processo de modelagem matemática em cinco etapas:

1. Definir o problema e reunir as informações;
2. Construir o modelo do sistema;
3. Obter uma solução;
4. Testar o modelo e a solução
5. Implementar a solução

Para que se construa um modelo apropriado, é importante que se utilizem técnicas relevantes e métodos matemáticos apropriados. Tais métodos são muitas vezes referidos na literatura como ferramentas da Pesquisa Operacional (*Operations Research (OR) tools*) ou da Engenharia de Sistemas (*Systems Engineering*).

Embora não seja encontrado um consenso na literatura, segundo Vidal (2006), a OR pode ser conceituada como uma disciplina orientada à resolução de problemas ou tomada de decisão baseada em técnicas analíticas. Paralelamente à OR, a Engenharia de Sistemas pode ser entendida como uma 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; FABRYCKY, 2011).

Operations Research e *Systems Engineering*, podem ser consideradas distintas, uma vez que, em quase todos os casos, a OR lida com um sistema existente, enquanto a engenharia de sistemas geralmente lida com um sistema que ainda está sendo projetado (HOLSTEIN; BODE, 2018). Apesar disso, as duas áreas têm muito em comum e compartilham muitas das técnicas analíticas utilizadas.

Independente da área de estudo na qual se baseiem, modelos de apoio à decisão são ferramentas importantes para avaliar o desempenho dos sistemas operacionais em aplicação, bem como suas alternativas. 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.

As informações desses sistemas são baseadas principalmente em tecnologias de informação e comunicação, tais como GPS, CAD, GIS, os quais alimentam os modelos decisórios, fornecendo uma abordagem racional e científica para determinar a melhor decisão (HANNAN et al, 2015; MELARÉ et al, 2017). Embora os principais esforços para investigar soluções nos sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos,

conforme fica evidenciado pelo volume de publicações existentes, esteja concentrado em países como Ásia, América do Norte e Europa, esforços conjuntos de pesquisadores são observados entre países como Canadá e China, Brasil e Alemanha, e Portugal e Estados Unidos (MELARÉ et al., 2017).

Ainda conforme os autores embora as tecnologias atuais de software e hardware, assim como a difusão da internet permitam o desenvolvimento de sistemas integrados, existem países que não possuem meios financeiros para adquirir essas tecnologias, ou veículos de coleta modernos (como aqueles equipados com GPS e computadores de bordo integrados), o que pode ser um dos motivos da falta de estudos em regiões como a América Latina e a África, que não possuem suficiente infraestrutura ou orçamento. No presente estudo, tal afirmação é confirmada pelo volume reduzido de artigos brasileiros identificados entre as literaturas de publicação internacional. No total, foram identificados quatro trabalhos dedicados a avaliar sistemas de gerenciamento, tendo como temática comum, avaliar a implantação da coleta seletiva nas medidas de gestão.

Com relação as ferramentas utilizadas, Melaré et al., (2017) citam que métodos decisórios, baseados em (1) programação matemática – em que o cenário desejado é identificado através de uma função de várias variáveis sob um conjunto prescrito de restrições – (2) processos estocásticos – quando são analisados cenários descritos por um conjunto de variáveis aleatórias que possuem distribuição de probabilidade conhecida – e (3) análise de decisão multicritério – quando diferentes critérios são analisados e a tomada de decisão é efetuada através de uma ponderação de seus resultados – são os mais frequentemente empregados para apoiar a tomada de decisão no gerenciamento de resíduos sólidos. A Tabela 2, resume estes métodos e as técnicas a eles relacionadas.

Tabela 2: Ferramentas utilizadas na análise de sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos, com base na Pesquisa Operacional (*Operation Research*).

Métodos	Técnicas
<i>Mathematical Optimization Methods</i>	<i>Linear programming</i>
	<i>Integer programming</i>
	<i>Dynamic programming</i>
	<i>Goal programming</i>
	<i>Quadratic programming</i>
	<i>Fuzzy programming</i>
	<i>Game theory</i>

Métodos	Técnicas
<i>Stochastic Process Techniques (ST)</i>	<i>Queuing theory</i> <i>TABU search</i> <i>Simulation methods (Monte Carlo)</i> <i>Forecasting models</i> <i>Time series</i> <i>Stochastic programming</i>
<i>Multi-Criteria Decision Analysis Methods (MCDA)</i>	<i>AHP</i> <i>ANO</i> <i>ELECTRE</i> <i>PROMETHEE</i> <i>SODA (Diffuse cognitive Map)</i> <i>Fuzzy MCA</i> <i>Multiobjective programming</i>

Fonte: Adaptado de (MELARÉ et al., 2017).

A classificação proposta por Melaré et al., (2017), tem sua raiz na Pesquisa Operacional (OR) e embora contemple diversas técnicas utilizadas na construção de modelos para apoiar a tomada de decisão, não é a mais comumente apresentada na literatura.

Uma classificação mais utilizada tem seu raiz na Engenharia de Sistemas conforme detalhado por Chang, Pires e Martinho (2011) e apresentado de maneira simplificada por Pires, Martinho e Chang (2011), Roberts et al., (2018) e Cobo, Domingues-Ramos e Irabien (2018). Segundo os autores, as técnicas disponíveis para análise dos sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos, podem ser divididas em três domínios: 1) modelos de engenharia de sistemas (*Systems engineering models*) – ferramentas que possibilitam uma abstração da realidade e representação de sistemas por meio de concepção matemática, normalmente aplicados em etapas de design e otimização de sistemas; 2) plataformas de análise de sistemas (*Systems analysis platforms*) – combinação organizada de pessoas, hardware, software, redes de comunicação e recursos de dados que coletam, transformam e disseminam informações e 3) ferramentas de avaliação de sistemas (*System Assessment tools*) – procedimentos ou métodos estruturados, que quando utilizados resultam em informações objetivas e replicáveis, normalmente utilizados para avaliação de sistemas já implantados. Uma série de técnicas pode ser associada a cada domínio, conforme apresentado na Tabela 3.

Tabela 3: Ferramentas utilizadas na análise de sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos, com base na Engenharia de sistemas (*Systems Engineering*).

Domínio	Técnicas	Sigla
<i>Systems engineering models</i>	<i>cost-benefit analysis</i>	CBA
	<i>forecasting models</i>	FM
	<i>simulation models</i>	SM
	<i>optimization models</i>	OM
	<i>integrated modeling system</i>	IMS
<i>Systems analysis platforms</i>	<i>management information system</i>	MIS
	<i>decision support system</i>	DSS
	<i>expert system</i>	ES
<i>Systems assessment tools</i>	<i>scenario development</i>	SD
	<i>material flow analysis</i>	MFA
	<i>life cycle assessment or life cycle inventory</i>	LCA/LCI
	<i>risk assessment</i>	RA
	<i>environmental impact assessment</i>	EIA
	<i>strategic environmental assessment</i>	SEA
	<i>socioeconomic assessment</i>	SoEA
	<i>sustainable assessment</i>	SA

Fonte: Adaptado de (CHANG; PIRES; MARTINHO, 2011) .

Embora distintas, as classificações apresentam pontos de convergência. Percebe-se que as técnicas descritas por Melaré et al., (2017) podem ser entendidas como um detalhamento do domínio 1 (*system engineering models*) proposto por Chang, Pires e Martinho (2011). Por exemplo, a técnica denominada *Optimization Models* (OM) da classificação de Chang, Pires e Martinho (2011) pode ser correlacionada ao método de otimização matemática da classificação de Melaré et al., (2017), esta última apresentada pelo autor em um nível de detalhamento maior.

Uma vez compreendidas as distintas classificações reportadas na literatura, as explicações subsequentes farão referência à classificação de Chang, Pires e Martinho (2011), uma vez que a mesma é de maior recorrência na literatura estudada.

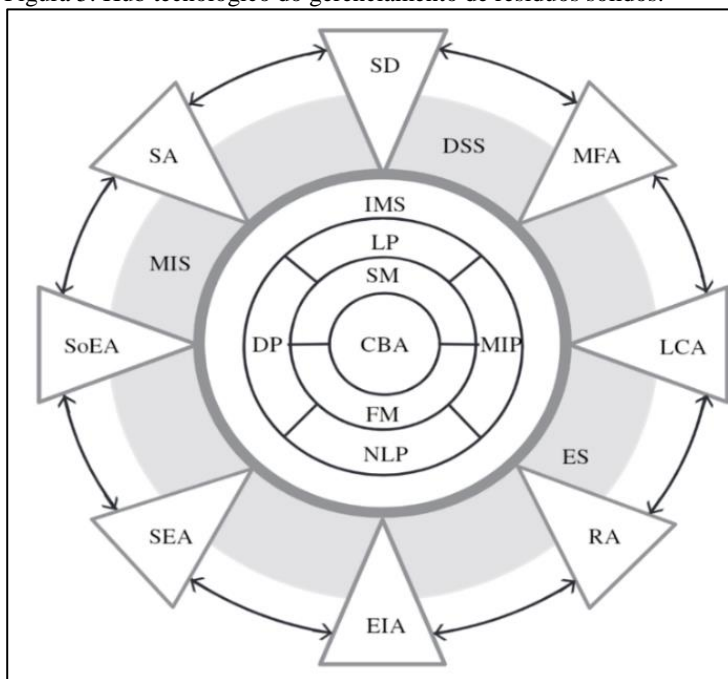
Sendo assim, segundo Roberts et al (2018), enquanto as ferramentas de avaliação de sistemas (*Systems assessment tools*), como a Análise do Ciclo de Vida, focam na avaliação dos sistemas existentes, passados ou hipotéticos; os modelos de engenharia de sistemas (*Systems engineering models*) enfatizam 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.

O acoplamento desses dois tipos de metodologias é recomendado, não apenas porque levará a um melhor entendimento do sistema de gerenciamento de resíduos (PIRES, MARTINHO E CHANG, 2011), mas também porque a análise de sustentabilidade de um sistema requer uma abordagem integrada (COBO; DOMINGUES-RAMOS; IRABIEN, 2018). As metodologias aplicadas devem complementar-se para que todas as dimensões da sustentabilidade possam ser devidamente avaliadas e os objetivos econômicos, ambientais e sociais sejam equilibrados.

Para uma melhor compreensão a Figura 5 ilustra de forma holística as inter-relações entre esses domínios e técnicas. Conforme descrito por Pires, Martinho e Chang (2011), a parte central é representada pelos três modelos de engenharia de sistemas que podem ser vistos como as principais tecnologias, ficando a análise de custo-benefício (CBA) no centro, uma vez que a mesma pode ser usada como uma plataforma comum no apoio à tomada de decisão. A modelagem integrada de sistemas (IMS), que compreende vários modelos de otimização, pode incluir a programação linear (LP), a programação inteira mista (MIP), a programação não linear (NLP) e a programação dinâmica (DP) e apoiam os modelos de simulação (SM) e de previsão (FM), juntamente com a CBA na análise de sistemas. Com essa estrutura central, os sistemas de suporte a decisão (DSS), os sistemas de gerenciamento de informações (MIS) e até mesmo sistemas de inteligência artificial (ES) podem ser construídos para aplicações isoladas ou combinadas. Todos esses esforços centrais são ainda aprimorados pelo restante das ferramentas de avaliação do sistema descritas pelos oito triângulos externos. A comunicação entre os oito triângulos canaliza os fluxos de informação que, por sua vez, melhoram a credibilidade dos modelos de engenharia de sistemas. No geral, a Figura 5 leva a uma boa compreensão da estrutura entre modelos de engenharia de sistemas e ferramentas de avaliação de sistemas, a partir dos quais é possível uma análise equilibrada para gerar soluções ecologicamente corretas, economicamente viáveis, e socialmente aceitáveis.

Figura 5: Hub tecnológico do gerenciamento de resíduos sólidos.



Fonte: (CHANG; PIRES; MARTINHO, 2011)

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. Os resultados têm mostrado que a gestão é sustentável apenas quando se consideram todos os aspectos, a saber, ambientais, sociais e econômicos (MELARÉ et al., 2017).

Seguindo esta tendência, do ponto de vista da gestão dos resíduos sólidos urbanos, o uso de modelagem integrada (IMS) pode ser útil para entender as forças motrizes responsáveis pelo comportamento do sistema de gerenciamento de resíduos sólidos e as suas consequências fora dos sistemas. A modelagem integrada de sistemas, consiste de diferentes tipos de modelos, que devido a sua natureza, apresentam diferentes recursos,

escalas e complexidade. Por esta razão, ao considerar uma abordagem integrada torna-se mais visível a importância de compreender que tipo de habilidades e soluções dos modelos podem ser aplicadas simultaneamente (CHANG; PIRES; MARTINHO, 2011). A exemplo, os autores sugerem que todas as abordagens da análise de decisão multicritério, que serão melhor detalhadas posteriormente, podem ser utilizadas como modelos centrais dos IMS de modo a alcançar não só a complexidade na tomada de decisão, mas também a incorporação de diferentes ferramentas de avaliação dos sistemas, como LCA, EIA, MFA, e outras.

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.

O Quadro 2 apresenta um breve descritivo de algumas das ferramentas de avaliação de sistemas comumente citados na literatura. Com este descritivo não se intenciona abranger em sua totalidade a grande gama de opções existente para a realização de uma análise dos sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos, mas elucidar brevemente a que se propõe cada técnica.

Quadro 2: Descritivo geral das principais ferramentas de avaliação de sistemas.

Técnica	Descrição
<i>Scenario development</i>	É uma ferramenta utilizada para visualizar as futuras condições de um sistema, a fim de avaliar alguns problemas que podem ocorrer no futuro. É subdividida nas etapas de design do cenário e cálculo por meio de modelos.
<i>Material flow analysis (MFA)</i>	É uma avaliação sistemática dos fluxos e estoques de materiais dentro de um sistema definido em um espaço e tempo.
<i>Life cycle assessment (LCA)</i>	Aborda os aspectos ambientais e potenciais impactos ambientais ao longo do ciclo de vida de um produto, desde a aquisição da matéria-prima até a produção, uso, tratamento de fim de vida, reciclagem e eliminação.
<i>Life cycle costing (LCC)</i>	É um método de análise econômica em combinação com o LCA. Este método é uma ferramenta para contabilizar os

Técnica	Descrição
	custos totais de um produto ou serviço ao longo de sua vida útil.
<i>Risk assessment (RA)</i>	Avaliação que visa identificar e analisar possíveis eventos que possam impactar negativamente indivíduos e/ou meio ambiente e, fazer julgamentos "sobre a aceitabilidade do risco.
<i>Environmental impact assessment (EIA)</i>	É um método que deve ser executado antes que um projeto seja autorizado. Os efeitos significativos sobre o meio ambiente, em virtude, entre outros aspectos, de sua natureza, tamanho ou localização estão sujeitos à exigência de consentimento para desenvolvimento e a uma avaliação sobre seus efeitos.
<i>Strategic environmental assessment (SEA)</i>	É um método para fornecer um alto nível de proteção ao meio ambiente e contribuir para a integração de considerações ambientais na preparação e adoção de planos e programas, com o objetivo de promover o desenvolvimento sustentável, assegurando que uma avaliação ambiental de determinados planos e programas seja executada.
<i>Socioeconomic assessment</i>	É um método bem estabelecido de ponderação dos prós e contras de uma ação para a sociedade como um todo. As propostas de restrições devem conter uma descrição dos riscos, bem como informações sobre os benefícios para a saúde e o meio ambiente, os custos associados e outros impactos socioeconômicos.
<i>Sustainable assessment</i>	Refere-se à integração de diferentes metodologias, de tal modo que se destina a obter uma análise, uma avaliação ou um plano que aborda vários aspectos de gestão nos quais as implicações de sustentabilidade podem ser enfatizadas e destacadas.

Fonte: Criado com base em (CHANG; PIRES; MARTINHO, 2011); PIRES; MARTINHO; CHANG, 2011); ALLESCH; BRUNNER, 2014)

4.1.2 Evolução dos modelos: da abordagem estática à abordagem dinâmica

Dada a diversidade dos sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos, quanto (1) às espécies de tecnologias disponíveis para o manejo e para o tratamento desses materiais; e (2) aos fatores econômicos, sociais e ambientais relacionados a cada uma das fases de gerenciamento; percebe-se que a mensuração dos potenciais impactos nesses fatores se mostra instrumento de fundamental importância para tomadas de decisões sensatas e eficientes.

De acordo com o conceito *triple bottom line* (formado pelos pilares econômico, ambiental e social), o desempenho de cada país 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 (MELARÉ et al, 2017).

Em um contexto amplo, com um conjunto importante de variáveis a serem administradas, a construção de políticas sólidas e a avaliação de sua eficiência se tornam atividades complexas. Uma vez estabelecendo-se um mecanismo que possa mensurar e modelar essas variáveis em diferentes cenários, promove-se a maximização dos benefícios decorrentes, minimizando as externalidades negativas de uma tomada de decisão.

No entanto, alguns dos modelos existentes de avaliação das etapas de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos são estáticos, fornecendo resultados específicos e pontuais sobre os impactos de diferentes tecnologias de tratamento (HÉNAULT-ETHIER; MARTIN; HOUSSET, 2017). Ademais, as ferramentas de suporte à decisão, quando baseadas na Análise do Ciclo de Vida, geralmente não envolvem uma escala temporal de longo prazo, assim como os impactos sociais, ambientais e econômicos muitas vezes não são considerados em uma mesma avaliação (HÉNAULT-ETHIER; MARTIN; HOUSSET, 2017).

Ainda assim, os softwares disponíveis para o estudo da Análise de Ciclo de Vida são importantes ferramentas de avaliação dos fluxos de energia e material decorrente de cada etapa de gerenciamento. Sua aplicação no gerenciamento de resíduos sólidos decorreu do desenvolvimento de ferramentas que analisavam os custos das alternativas de gestão (Tabela 4) (HANANDEH; EL-ZEIN, 2010).

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 et al., 2014; ROBERTS et al., 2018). SMART assim como muitos outros modelos de otimização combinados (econômico-ambiental) foram primeiramente desenvolvidos para modelagem de custos.

Tabela 4: Trabalhos relacionados ao desenvolvimento de ferramentas de apoio à gestão de resíduos sólidos urbanos.

Trabalho	Autores	Ano
SWAP: a computer package for solid waste management	Ossenbruggen, P. J.; Ossenbruggen, P. C.	1992
The development of a decision support system for municipal solid waste management	Chang, N-B.; Wang, S. F.	1996
Multi-attribute spatial decision support system for solid waste planning	MacDonald, M. L.	1996
SWIM – a computer model for solid waste integrated management	Wang, F. S.; Richardson, A. J.; Roddick, F. A.	1996

Fonte: Adaptado de Hannandeh 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 caminho para uma nova geração de modelos baseados na estrutura do LCA, Tabela 5.

Aqui podem ser citados, o SWOLF (*Solid Waste Optimization Life-cycle Framework*), uma sofisticada 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 e, o OptiWaste, um modelo de otimização baseado na LCA que utiliza programação linear e permite a otimização de múltiplos critérios usando fatores de ponderação (ROBERTS et al., 2018).

Tabela 5: Modelagem do gerenciamento de resíduos sólidos pelo uso da análise do ciclo de vida.

Trabalho	Autores	Ano
ORWARE — a simulation model for organic waste handling systems. Part 1: Model description	Dalemo, M.; Sonesson, U.; Björklund, A.; Mingarini, K.; Frostell, B.; Jönsson, H. Nybrant, T.; Sundqvist, J-O.; Thyseius, L.	1997

Trabalho	Autores	Ano
Integrated Solid Waste Management: A Lifecycle Inventory	McDougall, F.; White, P.R.; Franke, M.; Hindle, P.	2001
Solid Waste Management and Greenhouse Gases. A Life-cycle Assessment of Emissions and Sinks (WARM)	EPA (US Environmental Protection Agency)	2002
Life-cycle-based solid waste management I: model development (ISWM-DST)	Solano, E.; Ranjithan, R.; Barlaz, M. A.; Brill, E.D.	2002
ORWARE – a simulation tool for waste management	Eriksson, O.; Frostell, B.; Bjorklund, A.; Assefa, G.; Sundqvist, J-O.; Granath, J.; Carlsson, M.; Baky, A.; Thyseius, L.	2002
Integrated solid waste management model and supporting technical documents	Haight, M.	2004
Life-cycle assessment of municipal solid wastes: development of WASTED model	Diaz, R.; Warith, M.	2006
Environmental modelling of use of treated organic waste on agricultural land: a comparison of existing models for life cycle assessment of waste systems	Hansen, T. L.; Christensen, T. H.; Schmidt, S.	2006
Environmental assessment of solid waste systems and technologies: EASEWASTE	Kirkeby, J. T.; Birgisdottir, H.; Hansen, T. L. et al.	2006
Life-cycle assessment of municipal solid waste management alternatives with consideration of uncertainty: SIWMS development and application	Ali El Hanandeh, Abbas El-Zein	2010
Improving integrated waste management at the regional level: The case of Lombardia	Rigamonti, L.; Falbo, A.; Grosso, M.	2013
Greenhouse gas emission factors for recycling of source-segregated waste materials	Turner, D. A.; Williams, I. D.; Kemp, S.	2015
Combined material flow analysis and life cycle assessment as a support tool for solid waste management decision making	Turner, D. A.; Williams, I. D.; Kemp, S.	2016

Trabalho	Autores	Ano
Combining operational research and Life Cycle Assessment to optimize municipal solid waste collection in a district in Lima (Peru)	Gilardino, A.; Rojas, J.; Mattos, H.; Larrea-Galenos, G.; Vázquez-Rowe, I.	2017
The application of life cycle assessment (LCA) in municipal solid waste management: A comparative study on street sweeping services	Bartolozzi, I.; Baldereschi, E.; Daddi, T.; Iraldo, F.	2018

Fonte: Adaptado de Hanandeh e El-Zein (2010); Liu, Sun e Liu (2017); Roberts et al. (2018).

Do exposto, pode-se perceber que uma característica comum aos modelos de otimização baseados no LCA 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 (HOORNWEG; BHADA-TATA, 2012).

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. Para dar conta da heterogênea, mutável e variada natureza dos fluxos de resíduos, uma abordagem de programação não-linear é necessária, o que pode ser obtido por meio dos sistemas dinâmicos (ROBERTS et al., 2018).

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; 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.

Um exemplo de sistema dinâmico é apresentado por Roberts et al. (2018). O modelo não linear, denominado SWIMS (*Solid Waste Infrastructure Modelling System*), 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. O SWIMS embora apresente a vantagem de considerar as tendências comportamentais dos geradores de resíduos, é limitado a uma avaliação das dimensões econômicas e ambientais.

Conforme observa Rodrigues et al. (2018) os responsáveis pela gestão dos resíduos sólidos urbanos, 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 urbanos nos fatores sociais, econômicos e ambientais e seus comportamentos sobre diferentes estratégias políticas e operacionais. Exemplo disso é o trabalho em

desenvolvimento, contudo, com resultados já publicados, sob domínio da União Europeia, elaborado através da Direção Geral do Ambiente (*European Commission DG Environment*), nomeado de *Waste Model*.

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 de 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 gestão 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; 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

Apesar da evolução descrita, entende-se que, considerando-se a inexistência de solução de gerenciamento de resíduos, operacional e normativa, única para os cenários econômicos e sociais vigentes, o desenvolvimento dos modelos de avaliação e otimização ainda estão em aprimoramento. Entende-se que as estratégias políticas do setor devem ser traçadas com base em informações simétricas e modeladas segundo atributos que possam mapear as consequências de uma tomada de decisão. Unindo os resultados sociais, econômicos e ambientais de um sistema de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos e modelando-se os impactos nesses resultados com diferentes estratégias por ferramentas robustas, aproxima-se de um cenário em que a tomada de decisão possa mitigar o desenvolvimento de desempenhos indesejados.

4.1.3 Detalhamento dos principais modelos utilizados segundo a literatura

Segundo Morrissey e Browne (2004) e Karmperis et al., (2013) as estruturas de apoio à decisão mais utilizados no campo da gestão de resíduos sólidos são: a avaliação do ciclo de vida (LCA), a análise custo-benefício e a análise de decisão multicritério (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 (processo de hierarquia analítica), é o mais largamente utilizado, sendo o método escolhido por 35% dos estudos avaliados pelo autor, em uma amostra de 260 artigos.

Sendo assim, esta seção será dedicada a detalhar a análise de decisão multicritério, com foco na AHP, e a avaliação do ciclo de vida. Uma vez que não foi identificado, na literatura selecionada para este estudo, o uso da análise de custo benefício, a mesma não será abordada.

4.1.3.1 Análise de Decisão Multicritério

A análise de decisão multicritério (*multi-criteria decision making* - MCDM) é um ramo bem conhecido no gerenciamento de resíduos sólidos urbanos e, conforme apresentado na Tabela 1 faz parte da classe geral de modelos chamada *Operational Research* (POHEKAR; RAMACHANDRAN, 2004; MELARÉ et al., 2017) que lidam com problemas de decisão sob a presença de vários critérios. De maneira geral o processo de decisão multicritério podem ser descritos por uma sequência de passos, conforme sugerido por Goulart Coelho, Lange e Coelho (2017) e sintetizado Quadro 3.

Quadro 3: Etapas da Análise de decisão multicritério

Etapa	Descrição
1. Definição do escopo e objetivo	Referem-se a definição do propósito da avaliação e determinação das condições de contorno
2. Definição da estrutura teórica	Corresponde a etapa de escolha do modelo teórico e é dependente dos objetivos determinados na etapa anteriores
3. Seleção dos critérios e indicadores	Fornecem sentido e operacionalidade aos objetivos e podem ser expressos na forma de atributos ou funções objetivas
4. Normalização dos dados	Oferece comparabilidade entre os indicadores que possuem diferentes unidades ou escalas. Nem sempre é necessária, devendo ser usada com cautela, pois pode interferir nos resultados.
5. Atribuição dos pesos	Refletem a importância de um critério, ou uma relação entre critérios e podem ser determinados de maneira subjetiva com base na opinião de especialistas e partes interessadas ou objetiva através de modelos matemáticos ou estatísticos.
6. Análise de sensibilidade	Importante etapa para definir a robustez do modelo, que representa o quão sensível o modelo é em relação a pequenas mudanças nos parâmetros de entrada.

Fonte: Criado com base em (GOULART COELHO; LANGE; COELHO, 2017).

A MCDM pode ser subdividida em duas categorias, que contém, cada uma delas, diversos métodos: a tomada de decisão com objetivos múltiplos (*multi-objective decision making* - MODM) e tomada de decisão com múltiplos atributos (*multi-attribute decision making* - MADM).

O MODM abrange problemas de otimização, sendo focados na determinação do conjunto de alternativas ótimas de acordo com os critérios considerados. De acordo com Chang, Pires e Martinho (2011) normalmente são aplicados em níveis operacionais, por exemplo, otimização de roteamento de coleta, ou no planejamento estratégico, por exemplo, alocação de resíduos entre instalações de tratamento.

De maneira geral o MODM compreende um espaço contínuo no qual as alternativas não são predeterminadas; em vez disso, um conjunto de funções objetivas, sujeitas a restrições, é maximizado ou minimizado para encontrar um conjunto de alternativas ótimas. Assim, define-se uma Fronteira Pareto, que consiste em uma fronteira que reagrupa todas as soluções ótimas (POHEKAR; RAMACHANDRAN, 2004). Um modelo geral de MODM com K objetivos a serem maximizados pode ser representado pelas Equações (1) (2) e (3)

$$f_k(x), k = 1, \dots, K \quad (1)$$

$$g(x) = 0 \quad (2)$$

$$h(x) > 0 \quad (3)$$

Em que:

$f_k(x)$: é a função objetivo relacionada ao k -objetivo;
 x : é um vetor que reagrupa os escores de todos os critérios considerados no problema;
 $g(x)$: são restrições que delimitam o domínio do problema.
 $eh(x)$

A solução deste modelo consiste em determinar o conjunto de vetores x que dá um resultado satisfatório a todas as funções objetivas $f_k(x)$ sujeitas às restrições $g(x)$ e $h(x)$.

Por outro lado, o MADM compreende problemas de seleção ou classificação, ou seja, visam comparar ou classificar qualquer conjunto de alternativas com base nos critérios adotados, sendo mais aplicáveis a um

nível estratégico, seleção de tecnologias de tratamento ou localização de instalações (GOULART COELHO; LANGE; COELHO, 2017).

De maneira geral, o MADM envolve espaços de decisão discretos com um número pré-determinado e limitado de alternativas que são avaliadas em relação a um conjunto de atributos ou critérios (HATAMI-MARBINI et al., 2013). De maneira geral, uma aplicação do MADM envolvendo um número de alternativas I avaliadas por um total de critérios J pode ser representada por uma matriz de comparação de linhas I e colunas J, onde A_{ij} corresponde à pontuação do critério j para a alternativa escolhida. Com base nessa matriz, cada método MADM apresenta um procedimento matemático para permitir a comparação e classificação de alternativas.

Goulart Coelho, Lange e Coelho (2017) após a revisão de 260 artigos dedicados ao uso da MCDM aplicada ao gerenciamento dos resíduos sólidos, evidencia a preferência no uso dos modelos do tipo MADM (78%), em relação aos do tipo MODM (19%). Segundo o autor, isto se deve principalmente à natureza da maioria dos problemas estudados. Por exemplo, no que se refere a avaliação das melhores localizações para instalação de estações de tratamento, uma série de critérios deverá ser avaliado, em relação a um número limitado e pré-determinado de localizações disponíveis, o que é adequado aos modelos MADM. Por outro lado, problemas de planejamento estratégico em que se faz necessário determinar a opção ótima ou ideal considerando múltiplos critérios, são adequados aos modelos MODM.

O MADM pode ser dividido em três grupos (Tabela 6) e compreende alguns dos modelos mais encontrados na literatura conforme demonstrado por Goulart Coelho, Lange e Coelho (2017).

Tabela 6: Método de decisão com múltiplos atributos (MADM)

Grupo	Modelo	Estudo	Referência
<i>Value-based method</i>	AHP (<i>analytic hierarchy process</i>)	Sustainability assessment and comparison of waste management systems: The Cities of Sofia and Niš case studies	(MILUTINOVIC et al., 2016)
<i>Outranking</i>	PROMETHEE I and II (<i>Preference Ranking Organization and Method for Enrichment Evaluation</i>)	Multi-criteria analysis for municipal solid waste management in a Brazilian metropolitan area	(SANTOS et al., 2017)

<i>Distance-based</i>	TOPSIS (<i>Order Preference by Similarity</i>)	Application of TOPSIS and VIKOR improved versions in a multi criteria decision analysis to develop an optimized municipal solid waste management model	(MIR et al., 2016)
-----------------------	--	---	--------------------

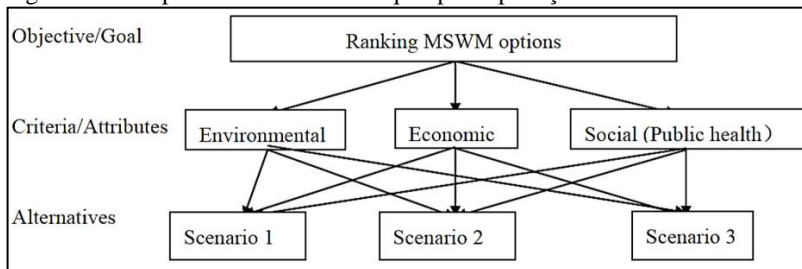
Fonte: Criado com base em (GOULART COELHO; LANGE; COELHO, 2017)

AHP é um modelo de análise de decisão multicritério que pode incluir os interesses dos múltiplos *stakeholders* no processo de tomada de decisão. Segundo Gomes apud Porto (2017), a AHP é baseada na comparação paritária de critérios, buscando responder duas perguntas principais: Quais são os critérios de maior importância? Qual a proporção dessa importância?

Para responder a estas perguntas os decisores devem atribuir pesos numa escala de 1 a 9 para cada critério, comparando-os par a par, com base em uma hierarquia definida.

Conforme Saaty apud Silva (2007), o objetivo do método é obter pesos numéricos para alternativas com relação a subobjetivos, e para subobjetivos com relação a objetivos de ordem mais elevada, organizados em uma hierarquia lógica. A Figura 6, traz um exemplo, apresentado por Li, Nitivattananon e Li (2015), no qual a prioridade entre os cenários foi calculada com respeito aos critérios (ambiental, econômico e social), e consequentemente, os critérios calculados em respeito aos objetivos da sustentabilidade, obtendo ao final uma pontuação referente ao potencial de cada cenário em alcançar um sistema de gerenciamento sustentável.

Figura 6: Exemplo de níveis de hierarquia para aplicação do método AHP



Fonte: (LI; NITIVATTANANON; LI et al., 2015).

A escala recomendada por Saaty apud Li, Nitivattananon e Li., (2015), (Tabela 7) varia de 1 a 9, com 1 significando a indiferença de

importância de um critério em relação ao outro, e 9 significando a extrema importância de um critério sobre outro, com estágios intermediários de importância entre esses níveis 1 e 9.

Tabela 7: Escala de comparação pareada pelo método AHP.

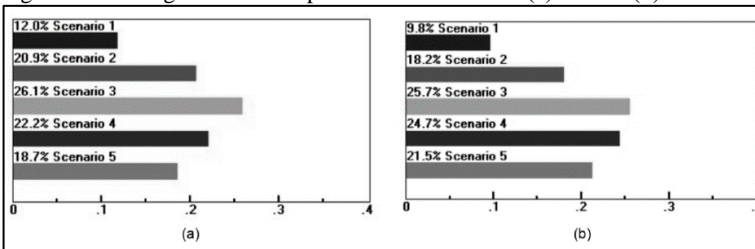
Intensidade de Importância	Definição	Explicação
1	Mesma importância	Dois elementos contribuem igualmente para um objetivo
3	Importância pequena de uma sobre a outra	A experiência e o julgamento favorecem levemente uma atividade em relação à outra.
5	Importância grande ou essencial	A experiência e o julgamento favorecem fortemente uma atividade em relação à outra
7	Importância muito grande	Uma atividade é muito fortemente favorecida em relação à outra; sua dominação de importância é demonstrada na prática
9	Importância absoluta	A evidência favorece uma atividade em relação à outra com o mais alto grau de certeza.

Intensidades de 2, 4, 6 e 8 podem ser usadas para expressar valores intermediários. Intensidades de 1.1, 1.2, 1.3 etc. pode ser usado para elementos que são muito próximos em importância

Fonte: (LI; NITIVATTANANON; LI et al., 2015).

O estudo apresentado por Milutinovic et al., (2016) realizou uma comparação dos cenários de gestão de resíduos nas cidades de Niš e Sofia com base na quantidade e composição dos resíduos sólidos urbanos, levando em conta especificidades locais (condições econômicas, aceitação social, etc.). Foram propostos diferentes cenários baseados em aterros sanitários sem recuperação de energia, aterros sanitários com recuperação de energia, tratamento mecânico biológico, digestão anaeróbica com utilização de biogás e incineração com recuperação de energia. Após a aplicação da AHP, considerando 12 indicadores escolhidos como critérios, os resultados mostraram que o cenário mais sustentável (S3), para ambas as cidades, foi o tratamento mecânico-biológico (reciclagem, compostagem e produção de Combustível Derivado de Resíduos), conforme observado na Figura 7.

Figura 7: Ranking dos cenários para as cidades de Niš (a) e Sofia (b)



Fonte: (MILUTINOVIC et al., 2016).

Os outros dois grupos baseados em análise de decisão com múltiplos atributos (MADM), citados na Tabela 6, embora não sejam tão recorrentes na literatura, também são encontrados na literatura referente a avaliação dos sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos.

O PROMETHEE é um método que realiza uma comparação de pares de alternativas, a fim de classificá-los com relação a um número de critérios. A entrada para o método é uma matriz que consiste em um conjunto de alternativas potenciais (ações) A , onde cada elemento a de A tem sua $f(a)$ que representa a avaliação de um critério (SANTOS et al., 2017).

A saída do modelo é feita pelo cálculo de um índice de preferência, calculado como a média ponderada das funções de preferência de uma alternativa sobre outra, em relação ao peso dos critérios e pela ordenação das alternativas com base em um fluxo líquido calculado para cada alternativa. Este fluxo é definido como a diferença entre o fluxo positivo ($\Phi^+(a)$), que representa a intensidade de preferência de uma alternativa sobre todas as outras, e o fluxo negativo ($\Phi^-(a)$), que representa a intensidade de preferência de todas as alternativas sobre uma alternativa (LIMA et al., 2014).

No estudo conduzido por Santos et al., (2017), o método foi PROMETHEE II, foi utilizado para classificar três diferentes alternativas de gerenciamento dos resíduos sólidos e direcionar soluções a curto prazo para a região metropolitana do Recife, Brasil. Duas das três alternativas propostas combinavam estações de transbordo, separação e compostagem com aterros sanitários, variando apenas na quantidade de unidades e na titularidade dos aterros, enquanto que uma terceira alternativa incluía a incineração. As alternativas foram avaliadas com relação a cinco critérios (tempo de implementação, custos, impactos ambientais, área requerida e aceitabilidade social), sendo a alternativa que incluía dois aterros privados e sete estações de transferência, triagem e compostagem confirmada

como a opção mais adequada e estável. A Tabela 8, traz os resultados do estudo e serve de exemplo de como são apresentados os resultados da aplicação do método PROMETHEE.

Tabela 8: Exemplo de saída de dados no modelo PROMETHEE.

	C1	C2	C3	C4	C5	Φ	Φ^+	Φ^-
A1	18	3	4	3	3	0,20	0,45	0,25
A2	30	3	5	5	2	-0,10	0,35	0,45
A3	18	5	3	3	2	-0,10	0,35	0,45

A=alternativas; C= critérios, Φ =fluxos

Fonte: (SANTOS et al., 2017).

Por fim, o método TOPSIS, propõe que a alternativa selecionada deve ter a menor distância da solução ideal e a maior distância da pior solução no sentido geométrico, sendo definida a ordem de preferência das alternativas através da comparação das distâncias euclidianas (MIR et al., 2016).

O método foi aplicado por Mir et al., (2016), em uma versão modificada, para avaliação da melhor combinação tecnológica para o tratamento dos resíduos sólidos urbanos da Malásia, sendo comparados onze cenários distintos. Os resultados demonstraram que o melhor cenário (S10) foi aquele composto por um sistema integrado entre disposição em aterros sanitário (18,1%), produção de combustível (3,1%), compostagem (2%), digestão anaeróbia (40,4%) e reciclagem (36,4%), nas proporções especificadas. A Tabela 9 traz os resultados do estudo e serve de exemplo de como são apresentados os resultados da aplicação do método TOPSIS.

Tabela 9: Exemplo de saída de dados do modelo TOPSIS.

	D+ (solução ideal)	D- (solução ideal negativa)	C (proximidade da solução ideal)	Ranking
S0	0,252	0,177	0,413	10
S1	0,201	0,201	0,500	8
S2	0,227	0,200	0,468	9
S3	0,298	0,093	0,238	12
S4	0,169	0,195	0,535	7
S5	0,149	0,246	0,623	6
S6	0,147	0,247	0,626	5
S7	0,228	0,154	0,402	11
S8	0,083	0,291	0,778	4
S9	0,080	0,291	0,783	3
S10	0,034	0,322	0,904	1
S11	0,044	0,318	0,877	2

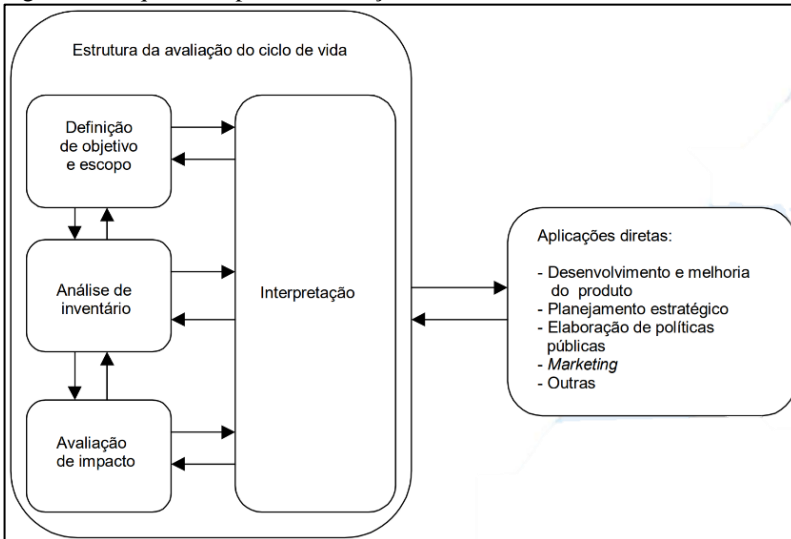
Fonte: (MIR et al., 2016).

4.1.3.2 Avaliação do Ciclo de Vida

A análise do ciclo de vida é considerada uma ferramenta sistemática que avalia os impactos ambientais que ocorrem durante todo o ciclo de vida de um produto, processo ou atividade (EKVALL et al., 2007; HERMANN; KROEZE; JAWJIT, 2007). De maneira simplificada, uma LCA pode ser entendida como uma fotografia das entradas e saídas de um sistema em análise. Por meio dela, pode-se quantificar uma série de efeitos ambientais relacionados as etapas do sistema, como: entradas (matéria-prima/energia/resíduos sólidos urbanos) e saídas (consumo total de energia, produção de gases, produção de calor, geração total de resíduos, contaminação da água e ar, etc).

Conforme apresentado por Karmperis et al., (2013) e ISSO (2006) e ISO (2006), a LCA pode ser simplificada em quatro etapas (Figura 8).

Figura 8: As quatro etapas na Avaliação do ciclo de vida



Fonte: (ISO, 2006).

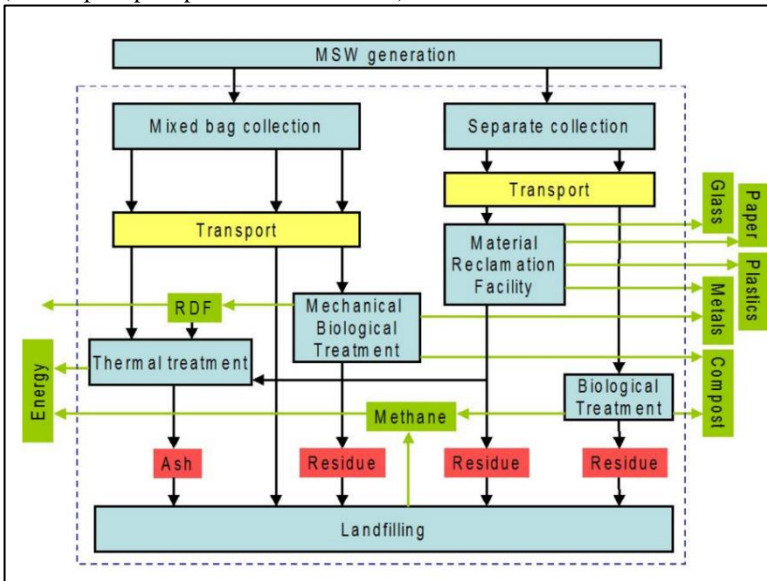
1. Objetivos e Escopo da Avaliação

Na primeira etapa de um modelo LCA são definidos os objetivos e o escopo da avaliação, é feita a descrição do sistema a ser avaliado, e escolhida a unidade funcional para comparação entre alternativas e o nível

de análise. Nesta etapa também se faz necessário um levantamento de dados, a definição dos limites do sistema e a escolha das categorias de impacto, sendo as mais comuns: mudanças climáticas, depleção do ozônio, acidificação, eutrofização, eco toxicidade, etc. É considerada uma etapa de grande importância, uma vez que dela dependerão os resultados do inventário, levando a consequências em toda avaliação. Para tal, os dados podem ser obtidos de forma direta, através de medição, ou indiretas, por meio de banco de dados ou estimativas (ISO, 2006).

Um exemplo de sistema típico do gerenciamento de resíduos sólidos urbanos de países desenvolvidos é apresentado por Abeliotes (2011), conforme a Figura 9. Na Figura, o limite do sistema é a interface entre o sistema de gerenciamento de resíduos e o ambiente ou outros sistemas. O ciclo de vida começa quando um material ou produto se torna um desperdício, isto é, seu proprietário o descarta nos recipientes de coleta de lixo. O RSU é então coletado de maneira mista ou seletiva e então transportado. No sistema de gestão de resíduos sólidos urbanos dos países desenvolvidos, os resíduos de sacos mistos podem ir para o aterro, para a instalação de conversão de resíduos em energia ou para a estação de tratamento mecânico biológico. O resíduo separado por fonte, se for um fluxo seco (papel e cartão, plástico, vidro, estanho, alumínio, etc.), pode ir para a instalação de recuperação de material ou se for um fluxo úmido (restos de cozinha, aparas de jardim, etc.) pode ir diretamente para a instalação de tratamento biológico. Em cada etapa, os produtos gerados são representados pelas caixas verdes, enquanto que os resíduos finais, ou seja, aqueles que não podem mais ser aproveitados, acabam no aterro. Segundo o autor, o fim do ciclo de vida dos RSU ocorre quando os mesmos se tornando um produto útil, um material de aterro residual ou uma emissão para ar ou água, e, portanto, a produção de produtos úteis resultantes da recuperação de materiais ou energia também é considerado um fim do ciclo de vida dos resíduos.

Figura 9: LCA de um sistema de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos (fluxo típico para países desenvolvidos).

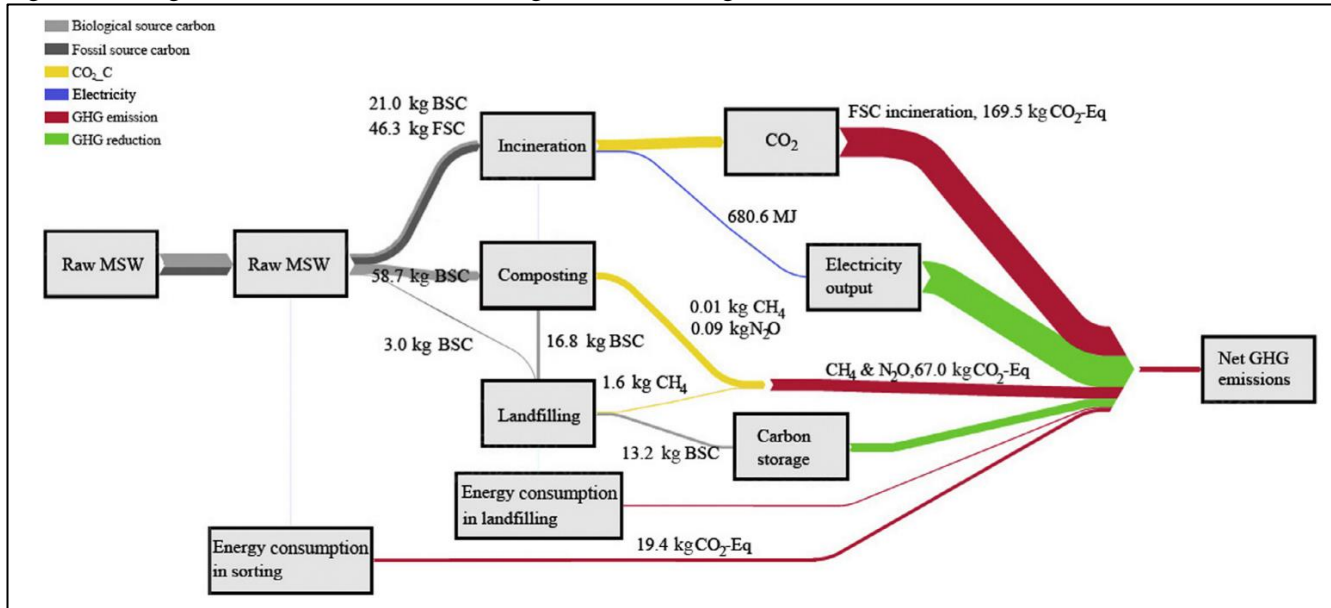


Fonte: (ABELIOTES, 2011).

2. Inventário do Ciclo de Vida

Na segunda etapa é produzido um inventário onde todas as extrações e emissões são identificadas, o que inclui todas as entradas e saídas dos cenários examinados. O inventário tem a capacidade de estimar as cargas ambientais envolvidas em um sistema de gerenciamento de resíduos. Essa etapa envolve a construção de um balanço de massa e energia a partir de entradas (resíduos, energia, outros materiais), e da identificação das saídas, com resultados expressos em consumo de energia, emissões atmosféricas e líquidas, rejeito, material recuperado, composto e energia recuperada (FIORENTINO et al., 2015; MERSONI; REICHERT, 2017). Geralmente, o produto final desta fase é um fluxograma que contém todas as atividades com seus respectivos fluxos de entrada e saída. A Figura 10 mostra um exemplo de diagrama onde estão representados os fluxos de carbono e energia, e as emissões de gases do efeito estufa (*Greenhouse Gas Emission, GHG*), para um cenário composto por compostagem das frações biodegradáveis e incineração dos produtos com alto poder calorífico, seguido de envio da parte residual para aterros sanitário.

Figura 10: Diagrama de fluxo de carbono, energia e emissão de gases de efeito estufa.



Fonte: (LIU; SUN; LIU, 2017)

3. Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida

Na terceira etapa é realizada uma classificação, caracterização e ponderação dos dados levando a uma associação dos resultados do inventário com uma das categorias de impacto. Por exemplo, o CH₄, por ser um gás de efeito estufa, será relacionado a categoria de impacto de mudanças climáticas, e, portanto, expresso em quantidade de CO₂ equivalente, para que possa ser somado aos demais gases que contribuem nesta categoria. A Tabela 10 traz um exemplo de categorias de impacto e indicadores relacionados.

Tabela 10: Categorias de Impacto e Indicadores Ambientais.

Categoria de Impacto Ambiental	Resultados do LCI relacionados à categoria de impacto		Resultados do Indicador
	Substância emitida para a atmosfera	Substância emitida para a água	
Mudanças climáticas	CO ₂ , NO ₂ , CH ₄	-	kg CO ₂ eq.
Formação de Foto Oxidantes	CO, CH ₄ , NO _x , SO ₂	-	kg C ₂ H ₄ eq.
Acidificação	Amônia, NO _x , SO ₂	-	kg de SO ₂ eq.
Eutrofização	Amônia, NO _x	Amônio, DQO, Nitrito, Fosfato	Kg PO ₄ eq.
Toxicidade Humana	Amônia, Arsênico, Cadmio, Cromo, Cobre, Dioxinas, HCl, HF, Chumbo, Mercúrio, Níquel, NO _x , SO ₂ , Zinco	Arsênico, Bário, Cadmio, Cromo, Cobre, Dioxinas, Fluoreto, Chumbo, Mercúrio, Níquel, Fenóis, Zinco	kg C ₆ H ₄ Cl ₂ eq.

Fonte: (MERSONI; REICHERT, 2017).

Uma fórmula básica que pode ser usada para esses cálculos é apresentada na Equação 4 e permite converter os dados do inventário em unidades equivalentes comuns para cada categoria de impacto.

$$S_i = \sum_{1-j} (E_j)(e_{ij}) \quad (4)$$

Em que:

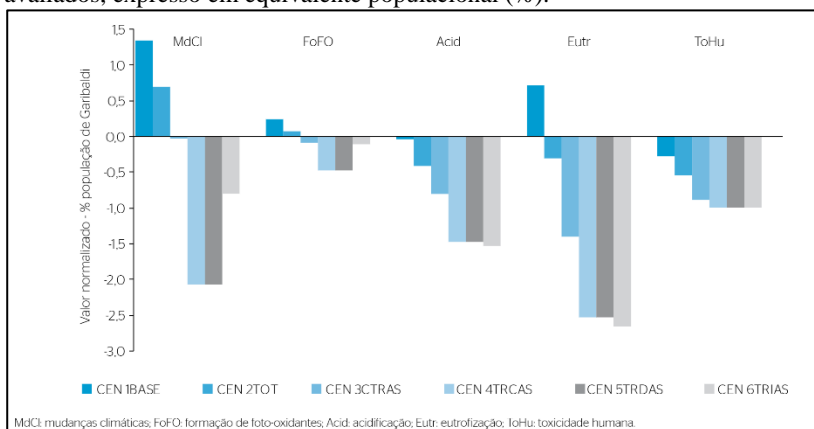
- S_i :denota a pontuação na categoria de impacto;
 E_j : denota a magnitude da intervenção ambiental j ;
 e_{ij} :é o fator de equivalência indicando a contribuição de uma única unidade de intervenção j para cada categoria de impacto i .

4. Interpretação dos resultados

A quarta etapa corresponde a interpretação, em que os resultados obtidos com as três etapas anteriores são reportados de maneira informativa e as necessidades e oportunidades de minimização dos impactos ambientais discutidas. Um ponto chave na fase de interpretação é determinar o nível de confiança nos resultados finais e comunica-los de forma precisa e eficaz.

Um exemplo de resultado final da LCA é apresentado por Mersoni e Reichert (2017). O gráfico apresentado no estudo, conforme pode ser visto na Figura 11, demonstra a magnitude de cada categoria de impacto, para cada um dos seis cenários avaliados. No estudo em questão, o resultado de cada categoria de impacto foi normalizado, e expresso em termos de equivalentes populacionais (EP — habitantes). Para possibilitar a comparação entre as categorias de impacto nos cenários avaliados, os valores normalizados foram divididos pelo número de habitantes do município, resultando num valor em porcentagem.

Figura 11: Exemplo de resultado da LCA, para categorias de impacto e cenários avaliados, expresso em equivalente populacional (%).



Fonte: (MERSONI; REICHERT, 2017).

4.1.4 Aplicações e análise crítica dos modelos apresentados

Neste item foi conduzida uma análise crítica acerca da aplicação dos modelos mais frequentemente utilizados para o gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos e que foram anteriormente descritos. Para tal, os aspectos relativos ao uso desses modelos, foram abordados com base nas potencialidades e fraquezas percebidas, além de discutidas algumas das formas utilizadas para reduzir tais fraquezas, conforme estudos recentes.

Sendo assim, foram abordados, principalmente, aspectos relativos as hipóteses assumidas em modelos do tipo LCA, com ênfase na unidade de medida funcional, e aspectos relativos ao acréscimo de incertezas com ênfase nos modelos baseados em AHP.

Khandelwal et al. (2019), em uma recente revisão sistemática de literatura avaliaram 153 estudos publicados entre 2013 e 2018, analisando criticamente as lacunas existentes na utilização da Análise de Ciclo de Vida, especificamente no contexto do gerenciamento de resíduos sólidos urbanos. Conforme apresentado pelos autores a maior concentração de estudos publicados foi realizada por países de alta renda, conduzidos principalmente em regiões da Europa. Tal constatação é atribuída por Khandelwal et al. (2019) a um maior incentivo existente na comunidade Europeia, quanto a incorporação do pensamento sobre o ciclo de vida nas estratégias políticas de gerenciamento de resíduos.

Tais recomendações estão presentes, por exemplo, nas Estratégias Temáticas Europeias (*EU Thematic Strategy*) sobre prevenção e reciclagem. Leal Filho et al. (2016), atribuem as dificuldades de implementação de melhorias nos sistemas de gerenciamento de resíduos em muitos dos países em desenvolvimento, como é o caso dos países da América Latina, à ausência de legislações apropriadas, incentivos e fiscalizações, entre outros fatores.

É evidente que a aplicação da LCA tem potencialidades e pode contribuir com a avaliação dos sistemas de gerenciamento de RSU. 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 grande banco de dados, coletas sistemáticas e procedimentos de processamento. Para Karmperis et al.

(2013), devido a algumas fraquezas, o uso do modelo pode conduzir a resultados conflituosos e até mesmo divergentes.

Uma das principais fraquezas observadas no uso da LCA 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 et al., 2013). Para Khandelwal et al. (2019) a confiabilidade do estudo da LCA 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. Kandelwal 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. 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, por não considerarem as tendências do fluxo de resíduos, não permitem avaliar corretamente a dimensão e, por consequência, o custo das instalações. Nas palavras do mesmo autor:

Em seu melhor cenário, o uso de modelos de LCA nas concepções tradicionais, fornece base para identificar que estratégias de gerenciamento servem melhor para solucionar necessidades da sociedade atual. Mas, plantas de gerenciamento de resíduos sólidos representam grandes investimentos, que serão utilizados por muitas décadas, e a sociedade do entorno, pode mudar significativamente ao longo deste tempo (EKVALL et al., 2007, p.991, tradução nossa).

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 (2018) utilizaram a tonelada/habitante-ano.

O estudo realizado por Mersoni e Reichert (2017) teve por objetivo avaliar cenários de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos no município de Garibaldi, Rio Grande do Sul, que apresenta uma cobertura de 100% no serviço de coleta. A metodologia utilizada foi a Avaliação do Ciclo de Vida (LCA) que seguiu a mesma lógica descrita no item 4.1.3.2.

Foram propostos seis cenários com diferentes rotas tecnológicas para o gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos, visando a diminuição gradativa dos resíduos dispostos em aterros, seguindo as diretrizes da Política Nacional de Resíduos Sólidos. Dentre os principais resultados do estudo, foi demonstrado que, de modo geral, os cenários apresentaram uma redução gradativa de massa de resíduos disposta em aterro sanitário, à medida que aumentou a quantidade de material recuperado, destacando a reciclagem como a prática que mais contribuiu para minimizar, ou não gerar, impactos ambientais.

Já Ibañez-Fóres (2018) apresentaram a evolução temporal do desempenho ambiental do sistema de manejo de resíduos sólidos urbanos, para cada tipo de resíduo e método de coleta implantado na cidade de João Pessoa, Brasil. Como resultado, o estudo apresenta a evolução temporal da performance ambiental, descrita para cada fase do ciclo de vida e para cada uma das categorias de impacto provenientes do inventário de ciclo de vida (LCI). Os resultados encontrados permitem afirmar que a reciclagem de resíduos é essencial para reduzir o impacto ambiental líquido gerado ao longo dos anos, especialmente em relação a eutrofização, acidificação e toxicidade humana.

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.

Roberts et al. (2018) apresentam uma proposta de modelagem dinâmica, através da aplicação do modelo SWIMS, conforme descrito no item 4.1.2, 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.

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 auxiliar o alcance dos objetivos de desenvolvimento sustentável adotados pela União Europeia. Por exemplo, conforme sugerido pelos autores, os planejadores 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.

Embora os modelos dinâmicos, baseados na LCA apresentem vantagens em relação aos estáticos, algumas limitações também são percebidas. As ferramentas baseadas em análise de ciclo de vida, em geral, apresentam considerável dependência dos dados de entrada. Estes dados são necessários à elaboração do Inventário do ciclo de vida e conseqüentemente alteram os resultados do modelo. Sendo a modelagem baseada na LCA, 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, 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 et al., 2013; ROBERTS 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 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; REICHERT, 2017; RIPA et al., 2017; IBÁÑEZ-FORÉS et al., 2018).

O acréscimo de incertezas na avaliação dos sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos não é exclusividade dos modelos baseados na LCA. Karmperis et al. (2013) consideram 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. Apesar disto, Karmperis et al. (2013) consideram a utilização desta metodologia uma maneira efetiva de ponderar e transformar os resultados da LCA em índices únicos.

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: LCA, 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 Processo de Hierarquia Analítica (AHP), com participação de *stakeholders*. Os cálculos do modelo proposto foram realizados em três etapas. Primeiramente, os resultados quantitativos de LCA, 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 LCA; 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.

Dos resultados destas análises, importantes conclusões podem ser destacadas e que servem de reflexão a toda a cadeia relacionada ao desenvolvimento e aplicação de modelos de avaliação. A opinião e

influência dos *stakeholders* nas etapas dependentes de suas considerações, confere influência da localidade nos resultados dos modelos, ou seja, é importante que se consulte profissionais diretamente envolvidos com os sistemas de gerenciamento avaliados, uma vez que suas considerações serão mais adequadas nestas condições. Esta percepção pode ser um indicativo da importância de se utilizar metodologias que permitam a participação daqueles envolvidos nos processos de gerenciamento. Além disso, a qualidade do suporte prestado aos decisores com a aplicação dos modelos é, conforme afirma Li, Nativattananon e Li (2015) fortemente dependente de uma condução apropriada da construção do Inventário de Ciclo de Vida e por esta razão, o aperfeiçoamento dos bancos de dados de resíduos disponíveis será crucial na construção de melhores estratégias de gerenciamento.

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 LCA 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, que não foi discutida neste trabalho devido a sua natureza específica e que fugiria do escopo deste estudo, 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).

4.2 INDICADORES DE AVALIAÇÃO DE DESEMPENHO MONITORADOS EM SISTEMAS DE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS DOMICILIARES

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.

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 (UNITED Nations, 1992).

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, 2014).

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 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 (SICHE et al., 2007, p. 137).

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 LEHMAN, 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 gestão 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 (Equação 5).

$$ZWI = \frac{\sum_1^n WMSi \times SFi}{\sum_1^n GWS} \quad (5)$$

Em que:

WMSi : quantidade de resíduos gerenciados pelo sistema i (i = 1, 2, 3... n = quantidade de resíduos reciclados, tratados, etc.);

- SFi : fator de substituição para diferentes sistemas de gerenciamento de resíduos com base na eficiência de substituição de material virgem;
- GWS : Quantidade total de resíduos gerados (toneladas de todos os fluxos de resíduos).

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.

4.2.1 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. (2015b). Segundo o mesmo autor os trabalhos (Tabela 11) 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.

Tabela 11: Trabalhos relacionados ao uso de indicadores para avaliação dos sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos.

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

Trabalho	Autor	Ano
waste management system in a zero waste city		
Identification of key assessment indicators of the zero waste management systems	Zaman, A. U.	2014

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

Rodrigues et al (2017) realizaram uma revisão sistemática de literatura, que partiu de uma seleção de 4.981 artigos com títulos alinhados ao tema da pesquisa que procurava responder a seguinte pergunta: Como a literatura científica apresenta os critérios que estabelecem os indicadores de avaliação de desempenho nas operações sustentáveis da gestão municipal de resíduos? 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. O Quadro 4 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.

Quadro 4: Indicadores segundo a área de importância junto as questões sustentáveis.

Categorias	Indicadores
Indicadores Ambientais	Esgotamento de recursos (kg)
	Emissões Atmosféricas (kg/h)
	Impacto Ambiental (%)
	Taxa de reciclagem geral e de destino (%)
	Total de resíduos sólidos urbanos gerados (ton/h)
	Toxicidade Humana
Indicadores Ambiental-social	Potencial de Aquecimento Global (kg CO ₂ eq.)
	Potencial de Poluição
	A quantidade de geração de resíduos, eliminação e reciclando
	Existência de políticas e diretrizes existentes para gestão de resíduos
Indicadores Ambiental-econômico	Odor
	Gás/consumo de condensado
	Economia de espaço de aterro (m ³)

Categorias	Indicadores
	Qualidade de recuperação de energia (MJ/h)
	CO ₂ equivalente (kg/h)
	Consumo de óleo bruto
	Consumo total de energia (MJ/h)
	Consumo de água (m ³ /h)
Indicadores Ambiental-social-econômico	Transporte de resíduos (ton/hab)
	Tempo de coleta (h)
	Modo de transporte
	Frequência da recolha de frações de resíduos
	Distância do lixo para a estação de transferência
	Recolhimento de resíduos
	Reuso
Indicadores econômicos	Rentabilidade
	Quantidade de biomassa agrícola utilizada
Indicadores sociais	Aceitabilidade social
	Aceitabilidade local dos municípios

Fonte: Adaptado de Rodrigues et al. (2017).

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: 1) aspectos técnicos, 2) saúde pública, 3) social, 4) meio ambiente e 5) economia. Além das dimensões os indicadores também foram classificados com base no componente do sistema ao qual pertencem, sendo: (A) Aplicável a vários componentes; (B): Geração; (C): Prevenção; (D): limpeza de ruas; (E): Coleta; (F): Estação de transferência; (G): Recuperação e tratamento; (H): Eliminação.

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. (2017) 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).

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, ambiental, econômica e social.

4.2.2 Dimensões analisadas

4.2.2.1 Dimensão econômico-financeira

Ao ser avaliado um sistema, interessa-se em identificar o seu resultado econômico-financeiro, primariamente apoiado em uma análise de custos, despesas, investimentos e receitas, em um determinado período. De modo simplificado, a relação entre esses grupos fornecerá uma avaliação sobre o estado econômico-financeiro do objeto em estudo.

Os gastos totais (G_T)³ – entendido aqui como a soma dos custos, das despesas e dos investimentos – e as receitas totais (R_T), normalmente expressos em moeda corrente, são calculados como a soma dos gastos e das receitas individuais de cada atividade em operação no sistema em análise.

Para calcular o gasto de cada atividade (G_{Ti}), leva-se em consideração os investimentos, bem como os custos e as despesas operacionais e administrativas, entre eles manutenção e recursos humanos. Já a receita de cada atividade (R_{Ti}) é calculada pela venda de subprodutos, venda de serviços, produção de energia, entre outros.

Desse modo, pode-se afirmar que o resultado econômico-financeiro total (RE_T) pode ser descrito conforme Equação 6, em que se

³ Normalmente os gastos incorridos sobre custos e despesas são categorizados pela literatura pela sigla OPEX (Operational Expenditure), já os gastos relativos a investimentos, como CAPEX (Capital Expenditure) (ALLELUIA; FERRÃO, 2017). Importante destacar ainda que o termo custos e despesas referem-se a gastos sistemáticos, o primeiro específico às atividades fins do negócio e o segundo às atividades de apoio.

considera o gasto de cada uma das n atividades que constituem o sistema de gerenciamento e das m fontes de receitas.

$$RE_T = \sum_{i=1}^{i=m} R_{Ti} - \sum_{i=1}^{i=n} G_{Ti} \quad (6)$$

Em que,;

- RE_T : resultado econômico-financeiro total;
 R_{Ti} : receita total de cada atividade i ;
 G_{Ti} : gastos totais de cada atividade i .

O cálculo da receita total de cada alternativa (R_{Ti}) pode ser dada através da Equação 7.

$$R_{Ti} = \frac{1}{Q_r} \times \left[(E \times EP) + S + Is + \sum_{k=1}^{k=n} (RM_k \times P_k) \right] \quad (7)$$

Em que:

- Q_r : quantidade de resíduos gerenciados;
 RM_k : subprodutos e materiais (k) recuperados;
 P_k : preço de venda dos materiais e subprodutos recuperados;
 E : energia produzida, quando utilizada como fonte de receita;
 EP : preço de venda de energia;
 Is : outras receitas, como subsídios e financiamentos;
 S : receita auferida pela venda de serviços.

Já para calcular o gasto total de cada alternativa (G_{Ti}), muitas vezes relacionado à quantidade gerenciada de resíduos sólidos no período, a Equação 8 descreve os fatores que devem ser considerados no cálculo.

$$G_{Ti} = \frac{1}{Q_r} \times [I + C + D] \quad (8)$$

Em que:

- Qr : quantidade de resíduos gerenciados;
I : investimentos realizados;
C : custos realizados;
D : despesas realizadas.

Importante destacar que, nos casos em que se interessa analisar um determinado período específico, inserido em um horizonte maior de operação de uma determinada atividade, o mais apropriado é considerar a depreciação dos investimentos no período e não o seu valor total registrado.

Uma vez mensuradas as variáveis que compõem os gastos e as receitas dos sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos, é possível identificar sua performance econômico-financeira em um determinado período. No entanto, é importante ainda avaliar o resultado incluindo-se a taxa interna de retorno que muitas vezes os empreendimentos exigem, bem como permitir que a interpretação dos resultados seja realizada em uma data de referência e a uma determinada moeda corrente.

As equações apresentadas tratam de maneira simplificada a dimensão que se pretende estudar, ou seja, trata de seu fundamento. Entretanto, a mensuração dos gastos e das receitas envolvidas em um sistema de gerenciamento de resíduos sólidos domiciliares deve ser realizada para cada atividade envolvida ou de potencial utilização, tomadas suas especificidades, desde os sistemas de acondicionamento e coleta, até as unidades de tratamento (reciclagem, aproveitamento energético, disposição final), de modo que possam ser modeladas a partir de direcionadores apoiados em atributos físicos, tais como quantidade de resíduos sólidos gerenciado, número e distância de trechos percorridos, população atendida.

4.2.2.2 Dimensão ambiental

A fim de avaliar o desempenho ambiental e esclarecer as vantagens e as desvantagens de diferentes rotas de tratamento dos resíduos sólidos domiciliares, Liu, Sun e Liu (2017) 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 (GHG), 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 9, sendo mensurado o resultado mássico orgânico e inorgânico remanescente a ser encaminhado para disposição final.

$$I_R = 1 - \frac{\text{massa de resíduos disposta em aterro}}{\text{massa total de resíduos coletada}} \quad (9)$$

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 ecosfera⁴, seja pela imobilização em longo prazo do material em aterro sanitário⁵, seja pela sua redução ou transformação por meio de tratamento específico. Pode ser calculado pela Equação 10.

$$T_E = 1 - \frac{\text{massa de BSC emitida à ecosfera}}{\text{massa total de BSC}} \quad (10)$$

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 plásticos e tecidos sintéticos (PIVATO 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

⁴ Entende-se por ecosfera o sistema biológico maior e mais próximo da autossuficiência, que inclui todos os organismos vivos da Terra interagindo com o ambiente físico como um todo para manter um estado pulsante de auto ajuste fracamente controlado (ODUM; BARRET, 2015).

⁵ 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.

segundo aspectos energéticos e à valoração de materiais (plásticos, materiais sintéticos, etc.).

Quanto ao balanço das emissões de Gases de Efeito Estufa (GHG), 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 atmosfera, 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 GHGs 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 (CH_4) e óxido nitroso (N_2O) emitidos da fração BSC nas etapas de tratamento; e, (4) à emissão de carbono fóssil (FSC) à atmosfera, mensurado igualmente em $\text{kgCO}_2\text{-Eq}$.

Considerando que nos países em desenvolvimento a adoção do aterro sanitário como alternativa final no gerenciamento de resíduos sólidos domiciliares ainda é uma prática frequentemente encontrada, de acordo com Pivato et al. (2017) é possível dimensionar os fluxos totais de GEEs através da soma das seguintes emissões:

- a) emissões indiretas associadas ao transporte entre as unidades de geração, tratamento e disposição final;
- b) emissões do tratamento derivadas dos próprios resíduos (emissões diretas) e do combustível usado para seu tratamento antes da disposição final;
- c) emissões resultantes da disposição final dos resíduos;
- d) 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.

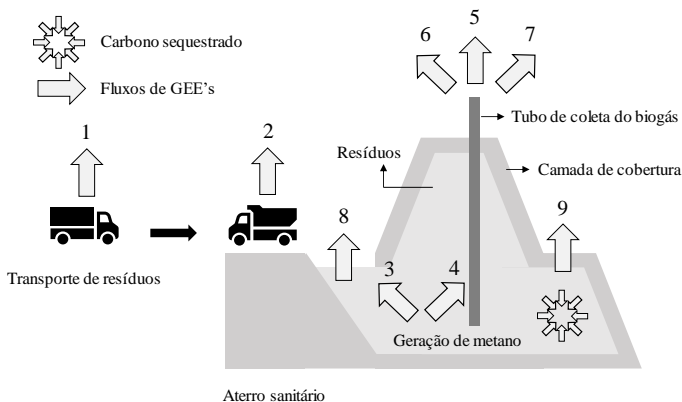
A Figura 12 mostra os diferentes fluxos que podem ser encontrados em sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos com a presença da etapa de disposição final em aterro sanitário. Dessa forma, ao ser avaliada a dimensão ambiental, faz-se necessário avaliar as características operacionais dos locais de disposição final, principalmente quando analisados sistemas em países em desenvolvimento.

Analisando-se fatores que envolvem a redução mássica de material, sua taxa de estabilização e as emissões atmosféricas decorrentes de cada processo, é possível ter uma avaliação geral do desempenho ambiental dos sistemas de gerenciamento ambiental, porém, aspectos sociais também devem ser levados em consideração.

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-GEYHAN; ALTUN-ÇİFTÇIOĞLU; KADIRGAN, 2017).

Figura 12: Fluxos da emissão de Gases de Efeito Estufa (GHG's) durante as fases de transporte e disposição final dos resíduos sólidos domiciliares.



-
- 1 Emissões devido ao transporte de resíduos
 - 2 Emissões devido à demanda energética durante a operação do aterro
 - 3 Emissões não coletadas de biogás

- 4 Emissões de metano coletadas
- 5 Coleta de biogás utilizado para aproveitamento energético
- 6 Coleta de biogás para queima
- 7 Biogás coletado emitido diretamente à atmosfera
- 8 Biogás não coletado emitido diretamente à atmosfera
- 9 Biogás não coletado oxidado na camada de cobertura

Fonte: Adaptado de (PIVATO et al., 2017).

4.2.2.3 Dimensão social

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 do ciclo de vida social (*Social Life Cycle Assessment – SLCA*) como uma ferramenta para medir os impactos sociais (Tabela 12).

Tabela 12: Trabalhos relacionados à Avaliação do Ciclo de Vida Social.

Trabalho	Autores	Ano
The integration of economic and social aspects in life cycle impact assessment	Weidema, B. P.	2006
Feasibility Study: Integration of Social Aspects into LCA. Prepared for the UNEP Life Cycle Initiative	Grießhammer, R.; Benoît, C.; Dreyer, L. C.; Flysjö, A.; Manhart, A.; Mazijn, B.; Méthot, A. L.; Weidema, B.	2006
Life cycle sustainability assessment of products	Klöpffer, W.	2008
Methodologies for social life cycle assessment	Jorgensen, A.; Le Bocq, A.; Nazarkina, L. Hauschild, M.	2008
A conceptual framework for impact assessment within SLCA	Reitinger, C.; Dumke, M.; Barosevcic, M.; Hillerbrand, R.	2011
Impact assessment in SLCA: sorting the sLCIA methods according to their outcomes	Parent, J. Cucuzzella, C.; Reveret, J. P.	2010
Comparative life cycle assessment and social life cycle assessment of used polyethylene terephthalate (PET) bottles in Mauritius	Foolmaun, R.; Ramjeeawon, T.	2013

Trabalho	Autores	Ano
Pneumatic vs. door-to-door waste collection systems in existing urban areas: a comparison of economic performance	Teerioja, N.; Moliis, K.; Kuvaja, E.; Ollikainen, M.; Punkkinen, H.; Merta, E.	2012
Environmental, economic and social cost and benefits of a packaging waste management system: a Portuguese case study	Ferrao, P.; Ribeiro, P.; Rodrigues, J.; Marques, A.; Preto, M.; Amaral, M.; Domingos, T.; Lopes, A.; Costa, I.	2013
Application of LCSA to used cooking oil waste management	Vinyes, E.; Oliver-Sola, J.; Ugaya, C.	2013
Development of a social impact assessment methodology for recycling systems in low-income countries	Aparcana, S.; Salhofer, S.	2013
Application of a methodology for the social life cycle assessment of recycling systems in low income countries: three Peruvian case studies	Aparcana, S.; Salhofer, S.	2013
Social Life Cycle Inventory and Impact Assessment of Informal recycling of Electronic ICT.	Umair, S.; Björklund, A.; Ekener-Petersen, E.	2013
Social life cycle assessment of different packaging waste collection system	Eren Yıldız-Geyhana, Gökçen Alev Altun-Çiftçioğlu, Mehmet Arif Neşet Kadirgan	2017

Fonte: (YILDIZ-GEYHAN; ALTUN-ÇİFTÇİOĞLU; 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 social 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-GEYHAN; ALTUN-ÇİFTÇIOĞLU; KADIRGAN, 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 na gestão 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 11, 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.

$$I_f = \frac{\text{massa de resíduos coletada pelo setor n}}{\text{massa total de resíduos coletada}} \quad (11)$$

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 12). 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.

$$I_e = \frac{\text{pessoas empregadas no setor n}}{\text{massa total de resíduos coletada pelo setor n}} \quad (12)$$

Um terceiro indicador social a ser explorado é a renda obtida por pessoa (I_r), por massa de resíduos administrada Equação 13. 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.

$$I_r = \frac{\text{renda auferida pelo setor } n / \text{n}^\circ \text{ de empregados}}{\text{massa total de resíduos coletada pelo setor } n} \quad (13)$$

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 (11. 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 14).

$$I_j = \frac{(\sum_{i=1}^j \text{carga horária total do indivíduo } i \text{ do setor } n)}{\text{número de dias} \times \text{número de indivíduos}} \quad (14)$$

Yildiz-geyhan, Altun-Çiftçioğlu e Kadırgan (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-FÓRES et al., 2019) apresentam uma proposta para categorias, indicadores e métricas de impacto social. A proposta, apresentada no Quadro 5 é resultado da consideração dos indicadores e métricas referentes a atual estrutura do SLCA (BENOÎT-NORRIS, et al., 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.

Quadro 5: Proposta de Indicadores e Métricas para avaliação da dimensão social dos sistemas de gerenciamento de resíduos sólido urbanos

Categoria de Impacto Social	Indicador social	Métrica
1 Direitos trabalhistas	1.1 Liberdade para negociação associativa e coletiva	1.1a Evidência de restrição à liberdade de negociação associativa e coletiva
		1.1b Trabalhadores tem acesso a reuniões e possibilidade de contestar resoluções
		1.1c Presença de sindicatos
2 Direitos Humanos	2.1 Trabalho infantil/senil	2.1 Número de crianças trabalhando no setor analisado
3 Condições de trabalho	3.1 Baixos salários	3.1 Salário pago comparado com o salário mínimo
	3.2 Horas trabalhadas/descanso semanal	3.2 Horas semanais realmente trabalhadas pelos funcionários
4 Oportunidades iguais/Discriminação	4.1 Discriminação de gêneros	4.1a Número de mulheres empregadas
		4.1b Diferenças salariais entre os gêneros
	4.2 Regulamentação trabalhista	4.2 Número de trabalhadores informais
	4.3 Trabalhadores de classes marginais	4.3 % de trabalhadores sem possibilidade de atuar em outros setores
5 Saúde e Segurança	5.1 Segurança e proteção dos trabalhadores	5.1 % de trabalhadores que utilizam EPI
	5.2 Saúde a longo prazo	5.2a % de trabalhadores vacinados
		5.2b % de trabalhadores sem problema de saúde
6 Benefícios de trabalho	6.1 Trabalho legalizado com benefício social/segurança	6.1 % de trabalhadores com informações sobre seus direitos.

Categoria de Impacto Social	Indicador social	Métrica
	6.2 Trabalhadores e familiares com plano de saúde	6.2 % de trabalhadores com condições de pagar por serviço de saúde
7 Condições socioeconômicas	7.1 Nível educacional dos trabalhadores e seus filhos	7.1a Nível educacional dos trabalhadores
		7.1b Nível educacional dos familiares
	7.2 Características sociais da população	7.2 Renda familiar total
	7.3 Condições de vida seguras e saudáveis	7.3 Qualidade das residências dos trabalhadores
8 Satisfação e participação da comunidade	8.1 Satisfação dos usuários e trabalhadores	8.1 Bem-estar social e Satisfação (qualidade de produtos e serviços)
	8.2 Participação dos usuários e trabalhadores	8.2 % de cidadãos com acesso a sistema de gerenciamento de resíduos confiável
9 Relacionamento entre os atores da cadeia de valor	9.1 Transparência e Corrupção	9.1a Conhecimento dos usuários sobre o sistema
		9.1b Existência de relatórios periódicos das empresas que operam o sistema
10 Desenvolvimento profissional	10.1 Nível de consciência ambiental dos trabalhadores	10.1 Consciência e educação ambiental dos trabalhadores
11 Repercussão socioeconômica (desenvolvimento local)	11.1 Desenvolvimento de consciência ambiental e responsabilidade	11.1a Consciência ambiental dos usuários
		11.1b % dos usuários que recebem informações ambientais sobre o sistema de gerenciamento
	11.2 Integração de trabalhadores do setor informal	11.2% de trabalhadores formais do setor informal
12 Governança	12.1 Comprometimento público com questões ambientais	12.1% de ações relativas ao gerenciamento de resíduos feitas com dinheiro público
	12.2 Maturidade/ Existência de regulamento do sistema informal de gerenciamento de resíduos	12.2 Legislação no gerenciamento de resíduos.

Fonte: (IBÁÑEZ-FORÉS et al., 2019) tradução nossa.

5 CONCLUSÕES

Nesse trabalho pretendeu-se apresentar e discutir os principais modelos e indicadores utilizados para avaliar o desempenho dos sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos como forma de auxílio para a tomada de decisão. Para atender tal objetivo foi realizada uma revisão de literatura, utilizando as bases de dados Scopus e Science direct, o que possibilitou o acesso a importantes literaturas sobre o tema. A condução da pesquisa, orientada pelos objetivos específicos, citados no item 1.1.2, foi considerada satisfatória, uma vez que possibilitou responder aos questionamentos iniciais e motivadores desta pesquisa, bem como identificar pontos de partida para pesquisas posteriores.

Apesar de satisfatório, este estudo evidenciou a inexistência de um consenso acerca da classificação sobre os modelos existentes para avaliação dos sistemas em questão, bem como uma escassez de trabalhos que conseguissem contemplar tais modelos em um mesmo estudo, de forma clara e compreensível. Por esta razão algumas dificuldades, principalmente relacionadas à obtenção de uma visão geral sobre o tema, foram encontradas durante o desenvolvimento do trabalho, dificuldade essas que se imagina também devem ser enfrentadas pelos diversos *stakeholders* envolvidos no gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos.

Como parte dos resultados desta pesquisa foram identificadas duas linhas de classificação dos modelos, uma baseada nas pesquisas operacionais e outra baseada na engenharia de sistemas. As classificações embora distintas, podem ser relacionadas, havendo complementaridade entre elas. Enquanto a primeira propõe uma divisão baseada em métodos de otimização matemática, processos estocásticos e métodos de decisão multicritério, a segunda, mais frequentemente encontrada na literatura, diferencia, principalmente, os modelos de engenharia de sistemas e as ferramentas de avaliação de sistemas.

Os modelos de engenharia de sistemas contemplam principalmente as técnicas *cost benefit analysis*, *forecast models*, *simulation models* e *optimization models*, bem como a modelagem integrada de sistemas (IMS). Tais técnicas são utilizadas para o design e otimização de sistemas, sendo úteis para resolver complexidades relacionadas, por exemplo, à localização de instalações, seleção de tecnologias e comparação de opções para o gerenciamento.

Por outro lado, as ferramentas de avaliação são principalmente úteis para avaliar o desempenho de sistemas, após sua implantação, permitindo considerar, por exemplo, como podem ser implantadas

melhorias em sistemas já operantes. Entre estas ferramentas cita-se *scenario development, life cycle assessment, material flow analysis, environmental impact assessment, risk assessment, strategic environmental assessment, socioeconomic assessment e sustainable assessment*.

Conforme observado pela análise de diversas revisões sistemáticas de literatura, a avaliação de ciclo de vida (LCA), a análise de custo benefício (CBA) e a análise de decisão multicritério (MCDM), são tidos como os modelos mais largamente utilizados. Complementarmente, é sugerida na literatura a combinações entre os modelos de engenharia e as ferramentas de avaliação, de modo a permitir um melhor entendimento dos sistemas avaliados, além de favorecer uma análise integrada, aproximando-a de uma avaliação voltada à sustentabilidade. Para tal, uma estrutura bastante utilizada como forma de modelagem integrada é a combinação entre as metodologias de análise multicritério e de avaliação do ciclo de vida.

Para a categoria da MCDM, o grupo dos múltiplos atributos é principalmente apresentado no contexto do gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos devido a natureza dos problemas, que frequentemente exigem a avaliação de múltiplos critérios em relação a um número limitado e pré-determinado de alternativas. Dentro desse grupo, destaca-se a utilização da *analytical hierarchy process*, por ser um método de fácil aplicação para hierarquizar alternativas, além de possibilitar o envolvimento dos diversos stakeholders no processo.

Por outro lado, a LCA é principalmente utilizada para avaliar sistemas segundo sua dimensão ambiental, permitindo avaliar entradas (matéria-prima/energia/resíduos sólidos urbanos) e saídas (consumo total de energia, produção de gases, produção de calor, geração total de resíduos, contaminação da água e ar) com base em todo ciclo de vida dos resíduos, da geração à destinação final.

Os modelos baseados na LCA sofreram diversos aperfeiçoamentos ao longo dos anos, motivado pela sua larga utilização, principalmente em países da Europa. Tal fator tem relação com a inclusão destas metodologias nas estratégias políticas dos países desta região, evidenciando a importância da existência de políticas locais para o desenvolvimento da temática de avaliação dos sistemas de gerenciamento de resíduos. A evolução percebida esta principalmente ligada à transformação dos modelos de uma concepção estática, baseada em programações lineares, para concepções dinâmicas, baseadas em programações não-lineares, que passam a permitir, por exemplo,

considerar as mudanças nos fluxos de massa de resíduos em uma escala temporal.

Apesar de todo potencial dos modelos baseados na LCA, algumas fraquezas foram identificadas, como: a crítica dependência da qualidade dos dados de entrada e a avaliação muitas vezes restritas as dimensões econômica e ambiental. Por outro lado, pela combinação da LCA com a MCDM, percebe-se um maior potencial para inclusão da dimensão social na avaliação dos sistemas, além da inclusão dos stakeholders, favorecendo uma avaliação integrada e orientada à sustentabilidade. Como agravante da utilização destes métodos, percebeu-se uma adição de incertezas, tanto pela dependência de indicadores subjetivos, como do fator humano, fortemente dependente da qualidade e envolvimento dos profissionais.

Paralelamente ao tema dos modelos de avaliação, o uso de indicadores vem sendo desenvolvido na literatura, muitas vezes estimulada pela percepção da fraqueza dos modelos em promover uma avaliação integrada. Entre os benefícios que puderam ser percebidos pelos estudos dedicados ao uso dos indicadores de desempenho, cita-se: o aperfeiçoamento da seleção dos critérios a serem avaliados em um sistema, e a transformação do estado de um fenômeno observado em um parâmetro de fácil compreensão, estratégia interessante para comunicar tal estado à stakeholders das mais diferentes habilidades técnicas.

Foram identificados diversos indicadores propostos na literatura, sendo inúmeras as categorias e dimensões avaliadas, como: a ambiental, ambiental-social, ambiental-econômica, ambiental-social-econômica, econômicas e sociais, podendo ainda ser encontradas categorias como aspectos técnicos e saúde pública. Apesar disso, pôde-se perceber com esta pesquisa, que de maneira geral, os indicadores avaliados, podem ser categorizados segundo uma análise de sustentabilidade, em dimensões econômicas, ambientais e sociais, sendo, no entanto, difícil encontrar estudos que contemplem as três dimensões simultaneamente.

A grande maioria dos estudos ainda se concentra nas avaliações econômicas e ambientais, podendo ser citado entre os indicadores econômicos mais gerais, o gasto total e as receitas totais; já na dimensão ambiental a emissão de gases de efeito estufa, o índice de redução de resíduos e a taxa de utilização de carbono, são algumas das métricas principalmente utilizadas.

Na dimensão social, um dos tripés da sustentabilidade, a determinação de indicadores ainda é dificultosa, já que os impactos sociais não são tão evidentes como os demais impactos e sua determinação é muitas vezes subjetiva. Por exemplo, a qualidade do

relacionamento entre os atores da cadeia de valor, o nível de consciência ambiental e a satisfação e participação da comunidade no processo de gerenciamento, são ainda avaliados de maneira qualitativa. Apesar desta dificuldade, conclui-se ser necessária a inclusão de tais indicadores nos processos de avaliação, por trazerem contribuições importantes para a construção de sistema integrado de resíduos sólidos, além de aproximarem a avaliação de uma esfera sustentável.

Como dificuldade encontrada neste trabalho de conclusão de curso, evidencia-se que devido à grande variedade de ferramentas e modelos existentes para a avaliação dos sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos, não foi possível abordar uma grande quantidade de técnicas, com detalhamento considerado satisfatório para a autora, tendo sido, portanto, adotada a estratégia de restringir as discussões aos modelos mais utilizados segundo a literatura.

6 RECOMENDAÇÕES

Por meio das conclusões apresentadas entende-se ser de importância para o meio acadêmico, finalizar este estudo com recomendações que possam orientar trabalhos posteriores que desejem se dedicar a continuidade dos assuntos aqui abordados.

Sendo assim, como primeira recomendação identificada a partir do estudo realizado, cita-se a importância de aperfeiçoar os indicadores sociais, desenvolvendo métricas claras e, se possível quantitativas, para sua determinação, de modo que os mesmos possibilitem a avaliação cada vez mais precisa desta dimensão, reduzindo sua subjetividade.

Complementarmente percebe-se a importância de se aperfeiçoar as técnicas que possibilitem a inclusão dos diversos stakeholders nos processos de avaliação, sejam eles acessados por meio da aplicação de modelos ou do uso de indicadores, tanto no sentido de ampliar sua participação, como no sentido de reduzir as incertezas provenientes dessa ampliação. Para tal recomenda-se um estudo aprofundado sobre as técnicas modernas dedicadas a tal temática, como a teoria de jogos, evidenciando como as mesmas podem ser incorporadas em modelos que já estejam em aplicação.

Por fim, cita-se a importância de desenvolver estudos que apresentem as correlações entre ferramentas utilizadas para a avaliação dos sistemas de gerenciamento de RSU e o impacto das medidas estratégicas adotadas a partir da análise de tais resultados, de modo a constatar se as técnicas escolhidas estão orientando a tomada de decisão de modo a alcançar resultados positivos

REFERÊNCIAS

- ABELIOTIS, K. Life Cycle Assessment in Municipal Solid Waste Management. In: KUMAR, S. (ED.) **Integrated Waste Management**, Intechopen: 2011. p. 466-482.
- ALELUIA, J.; FERRÃO, P. Assessing the costs of municipal solid waste treatment technologies in developing Asian countries. **Waste Management**, 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, n. 6, p. 461–473, 2014.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NRB 10.004: Classificação de Resíduos**, 2004. Rio de Janeiro.
- BENOÎT NORRIS, C. et al. The methodological sheets for sub-categories in social life cycle assessment (S-LCA). **United Nations Environment Programme (UNEP) and Society for Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC)**, 2013.
- BERNARDO, M.; LIMA, R. DA S. Using Action Research to Implement Selective Waste Collection Program in a Brazilian City. **Systemic Practice and Action Research**, v. 30, n. 6, p. 593–608, 2017.
- 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. Prentice Hall, 2011.
- BRASIL. **Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007**. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nos 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.666, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei no 6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências.
- BRASIL. Comitê nacional de organização da RIO+20. **Relatório Rio+20 o modelo brasileiro**. Brasília: 2012. Disponível em: <http://www.rio20.gov.br/documentos/relatorio-rio-20/1.-relatorio-rio-20/at_download/relatorio_rio20.pdf>. Acesso em: 17 dez. 2018.
- CERVANTES, D. E. C. et al. Using indicators as a tool to evaluate municipal solid waste management: A critical review. **Waste Management**, v. 80, p. 51–63, 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, n. 16, p. 1449–1530, 2011.

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.

EEA. European Environment Agency. **EEA indicators**, 2014. Disponível em: <<https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/about>>. Acesso em: 17/11/2018.

EKVALL, T. et al. What life-cycle assessment does and does not do in assessments of waste management. **Waste Management**, v. 27, n. 8, p. 989–996, 2007.

EPA. European Environmental Agency. **History of the Resource Conservation and Recovery Act (RCRA)**, 2017a. Disponível em: <<https://www.epa.gov/rcra/history-resource-conservation-and-recovery-act-rcra>>. Acesso em: 12/11/2018.

EPA. European Environmental Agency. **The waste hierarchy**, 2017b Disponível em: <<https://www.epa.nsw.gov.au/your-environment/recycling-and-reuse/warr-strategy/the-waste-hierarchy>>. Acesso em: 11/11/2018.

ESMAEILIAN, B. et al. The future of waste management in smart and sustainable cities: A review and concept paper. **Waste Management**, v. 81, p. 177–195, 2018.

EUROPEAN COMMISSION. Development of a Modelling Tool on Waste Generation and Management: Headline Project Report. Directorate-General for Environment. [S.l.], p. 100. 2014.

FACCIO, M.; PERSONA, A.; ZANIN, G. Waste collection multi objective model with real time traceability data. **Waste Management**, v. 31, n. 12, p. 2391–2405, 2011.

FARINA, B. A. Portrait of World Historical Production and World Historical Waste after 1945. **Review (Fernand Braudel Center)**. v. 30, p.177–213, 2007.

FERREIRA, F. et al. Assessment strategies for municipal selective waste collection schemes. **Waste Management**, v. 59, p. 3–13, 2017.

FIORENTINO, G. et al. Life Cycle Assessment of Mixed Municipal Solid Waste: Multi-input versus multi-output perspective. **Waste Management**, v. 46, p. 599–611, 2015.

FORD, A. **Modeling the environment: an introduction to system dynamics models of environmental systems**. Washington: Island Press, 1999.

GIL, A. C. **Métodos e Técnicas de Pesquisa Social**. 6th ed. São Paulo: Atlas, 2008.

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, n. 1, p. 3–28, 2017.

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

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.

HATAMI-MARBINI, A. et al. A fuzzy group Electre method for safety and health assessment in hazardous waste recycling facilities. **Safety Science**, v. 51, n. 1, p. 414–426, 2013.

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**, v. 66, p. 196–209, 2017.

HERMANN, B. G.; KROEZE, C.; JAWJIT, W. Assessing environmental performance by combining life cycle assessment, multi-criteria analysis and environmental performance indicators. **Journal of Cleaner Production**, v. 15, n. 18, p. 1787–1796, 2007.

HOLSTEIN, W. K.; BODE, H. W. **Systems engineering**. 2018 Disponível em: <<https://www.britannica.com/topic/systems-engineering#ref68212>>. Acesso em: 30/11/2018.

HOORNWEG, D.; BHADA-TATA, P. **What a Waste : A Global Review of Solid Waste Management**. World Bank, Washington, DC, 2012.

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, 2018.

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.

ISO (2006) Environmental Management – Life Cycle Assessment – Require-Ments and Guidelines. International Standard ISO 14044, Geneva.

KARMPERIS, A. C. et al. Decision support models for solid waste management: Review and game-theoretic approaches. **Waste Management**, v. 33, p. 1290–1302, 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**. Washington, 2018.

KHANDELWAL, H. et al. Application of life cycle assessment in municipal solid waste management: A worldwide critical review. **Journal of Cleaner Production**, v. 209, p. 630–654, 2019.

KORHONEN, J. et al. Circular economy as an essentially contested concept. **Journal of Cleaner Production**, v. 175, p. 544–552, 2018.

LEAL FILHO., W. et al. Benchmarking approaches and methods in the field of urban waste management. **Journal of Cleaner Production**, v. 112, p. 4377–4386, 2016.

LI, H.; NITIVATTANANON, V.; LI, P. Developing a Sustainability Assessment Model to Analyze China’s Municipal Solid Waste Management Enhancement Strategy. **Sustainability**, v. 7, n. 2, p. 1116–1141, 2015.

LIMA, J. D. et al. Uso de modelos de apoio à decisão para análise de alternativas tecnológicas de tratamento de resíduos sólidos urbanos na Região Sul do Brasil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 19, n. 1, p. 33–42, 2014.

LIU, A. et al. A review of municipal solid waste environmental standards with a focus on incinerator residues. **International Journal of Sustainable Built Environment**, v. 4, n. 2, p. 165–188, 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**, v. 68, p. 653–661, 2017.

MATIAS, M. S. Avaliação de desempenho social, econômico e ambiental de sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos domiciliares. 2018. 178 f. Qualificação para Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2018.

MARSHALL, R. E.; FARAHBAKHS, K. Systems approaches to integrated solid waste management in developing countries. **Waste Management**, v. 33, n. 4, p. 988–1003, 2013.

MELARÉ, A. V. de S. et al. Technologies and decision support systems to aid solid-waste management: a systematic review. **Waste Management**, v. 59, p. 567–584, 2017.

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 | Comparação de cenários de tratamento de resíduos sólidos urbanos por meio da técnica da Avaliação do Ci. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 22, n. 5, p. 863–875, 2017.

MILUTINOVIĆ, B. et al. Sustainability assessment and comparison of waste management systems: The Cities of Sofia and Niš case studies. **Waste Management & Research**, v. 34, n. 9, p. 896–904, 2016.

MIR, M. A. et al. Application of TOPSIS and VIKOR improved versions in a multi criteria decision analysis to develop an optimized municipal solid waste management model. **Journal of Environmental Management**, v. 166, p. 109–115, 2016.

MORRISSEY, A.; BROWNE, J. Waste management models and their application to sustainable waste management. **Waste Management**, v. 24, n. 3, p. 297–308, 2004.

ODUM, E. P.; BARRET, G. W. **Fundamentos de Ecologia**. 5th ed. São Paulo: Cengage Learning, 2015.

OECD – Organization for economic co-operation and development. **OECD environment indicators development, measurement and use**. 2003. Disponível em: <<http://www.oecd.org/environment/indicators-modelling-outlooks/24993546.pdf>>. Disponível em: 17 dez. 2018.

PHILLIS, Y. A.; GRIGOROUDIS, E.; KOUIKOGLU, V. S. Sustainability ranking and improvement of countries. **Ecological Economics**, v. 70, n. 3, p. 542–553, 2011.

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. In: INTERNATIONAL WASTE MANAGEMENT AND LANDFILL SYMPOSIUM. 16. 2017, Sardinia. Anais... Sardinia: IWWG, 2017. Disponível em:

<<https://www.tuhh.de/iue/iwwg/infos-materials/conference-proceedings/sardinia-2017.html>>. Acesso em: 17 dez. 20118.

POHEKAR, S. D.; RAMACHANDRAN, M. Application of multi-criteria decision making to sustainable energy planning-A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 8, p. 365–381, 2004.

POPLI, K.; SUDIBYA, G. L.; KIM, S. A Review of Solid Waste Management using System Dynamics Modeling. **Journal of Environmental Science International**, v. 26, n. 10, p. 1185–1200, 2017.

PORTO, J. de O. Desenvolvimento de um Sistema de Avaliação da Gestão Integrada de Resíduos Sólidos Urbanos: Aplicação à Região Sul da RIDE/DF e Entorno [Distrito Federal] 2017. 250 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Brasília, 2017.

PRIETO-SANDOVAL, V.; JACA, C.; ORMAZABAL, M. Towards a consensus on the circular economy. **Journal of Cleaner Production**, v. 179, p. 605–615, 2018.

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**, v. 79, p. 414–439, 2017.

RAMACHANDRA, T. V. Management of Municipal Solid Waste. **TERI PRESS**. p.2–20, 2006. New Delhi.

RAMACHANDRA, T. V. et al. Municipal solid waste: Generation, composition and GHG emissions in Bangalore, India. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 82, p. 1122–1136, 2018.

REEB, J.; LEAVENGOOD, S. Operations Research: An Introduction to Models and Probability Concepts. **OSU Extension catalog**, Oct. 1998.

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, J. **A Brief History of Waste Regulation in the United States and Oklahoma**, 2015. Disponível em: <<http://www.deq.state.ok.us/lpdnew/wastehistory/wastehistory.htm>>. Acesso em: 12/11/2018.

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, A. P. et al. Avaliação de desempenho das operações sustentáveis na gestão municipal de resíduos: análise das ferramentas e indicadores propostos da literatura. In: ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE PRODUÇÃO. 37. 2017, Joinville. **Anais...** Joinville: ENEGEP, 2017. p. 2-24. Disponível em: <http://www.abepro.org.br/biblioteca/TN_WPG_248_433_34243.pdf>. Acesso em: 17 dez. 2018.

RODRIGUES, A. P. P. et al. Developing criteria for performance assessment in municipal solid waste management. **Journal of Cleaner Production**, v. 186, p. 748–757, 2018. Elsevier.

ROGGE, N.; JAEGER, S. de. Evaluating the efficiency of municipalities in collecting and processing municipal solid waste: A shared input DEA-model. **Waste Management**, v. 32, n. 10, p. 1968–1978, 2012.

SANTOS, S. M. et al. Multi-criteria analysis for municipal solid waste management in a Brazilian metropolitan area. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 189, n. 11, p. 561, 2017.

SEADON, J. K. Integrated waste management – Looking beyond the solid waste horizon. **Waste Management**, v. 26, n. 12, p. 1327–1336, 2006.

SEADON, J. K. Sustainable waste management systems. **Journal of Cleaner Production**, v. 18, n. 16–17, p. 1639–1651, 2010.

SICHE, R. et al. Índices versus indicadores: precisões conceituais na discussão da sustentabilidade de países. **Ambiente & Sociedade**, v. 10, n. 2, p. 137–148, 2007.

SILVA, D. M. R. Aplicação do Método AHP para Avaliação de Projetos Industriais. 2007. 128 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Industrial) – Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2007. Disponível em: < https://www.maxwell.vrac.puc-rio.br/10385/10385_1.PDF>. Acesso em: 17 dez. 2018.

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.

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.

TCHOBANOGLIOUS, G.; KREITH, F. **HANDBOOK OF SOLID WASTE MANAGEMENT**. 2nd ed. California: McGraw-Hill, 2002.

UNESP. **TIPOS DE REVISÃO DE LITERATURA**, 2015. Botucatu. Disponível em: <<http://www.ip.usp.br/portal/images/biblioteca/revisao.pdf>>. Acesso em: 5/12/2018.

UNITED Nations. **Agenda 21. United Nations Conference on Environment and Development**. Rio de Janeiro, Brasil, 1992.

UNITED Nations. **The Millennium Development Goals Report**. 2015. Disponível em: <[http://www.un.org/millenniumgoals/2015_MDG_Report/pdf/MDG%202015%20rev%20\(July%201\).pdf](http://www.un.org/millenniumgoals/2015_MDG_Report/pdf/MDG%202015%20rev%20(July%201).pdf)>. Acesso em: 17 dez. 2018.

UNITED Nations. Department of economic and social affairs. **2018 Revision of World Urbanization Prospects**. 2018. Disponível em <<https://www.un.org/development/desa/publications/2018-revision-of-world-urbanization-prospects.html>>. Acesso em: 17 dez. 2018.

VIDAL, R. V. V. Operational research: a multidisciplinary field. *Pesquisa Operacional*, v. 26, n. 1, p. 69–90, 2006.

WILSON, D. C. Development drivers for waste management. *Waste Management and Research*, v. 25, p. 198–207, 2007.

WILSON, D. C. et al. **Global Waste Management Outlook**. Vienna: ISWA, 2015a. Disponível em: <<https://www.uncclean.org/sites/default/files/inventory/unep23092015.pdf>>. Acesso em: 17 dez. 2018.

WILSON, D. C. et al. ‘Wasteaware’ benchmark indicators for integrated sustainable waste management in cities. *Waste Management*, v. 35, p. 329–342, 2015b.

WORLD BANK. **New country classifications by income level: 2017-2018** | The Data Blog., 2017. Disponível em: <<https://blogs.worldbank.org/opendata/new-country-classifications-income-level-2017-2018>>. Acesso em: 4/12/2018.

WORLD BANK. **Solid Waste Management**, 2018 Disponível em: <<http://www.worldbank.org/en/topic/urbandevelopment/brief/solid-waste-management>>. Acesso em: 8/11/2018.

WORRELL, W. A.; VESILIND, P. A. **Solid Waste Engineering**. 2nd ed. Cengage learning, 2012.

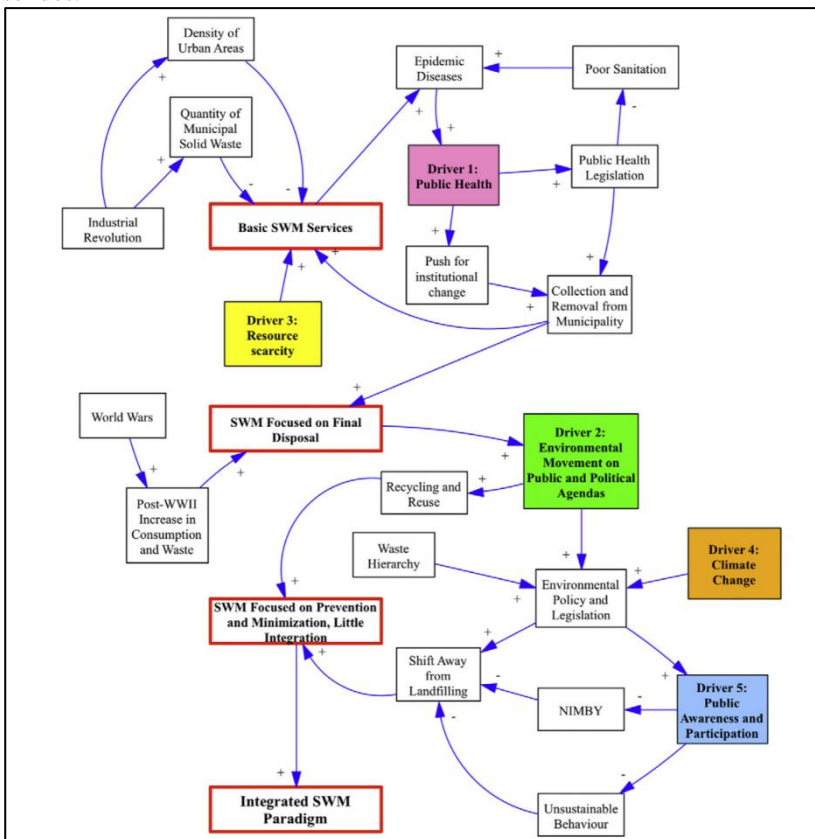
YILDIZ-GEYHAN, E.; ALTUN-ÇİFTÇIOĞLU, G. A.; KADIRGAN, M. A. N. Social life cycle assessment of different packaging waste collection system. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 124, p. 1–12, 2017.

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.

ANEXO A – Figura de apoio para compreensão do item 2.2.1.

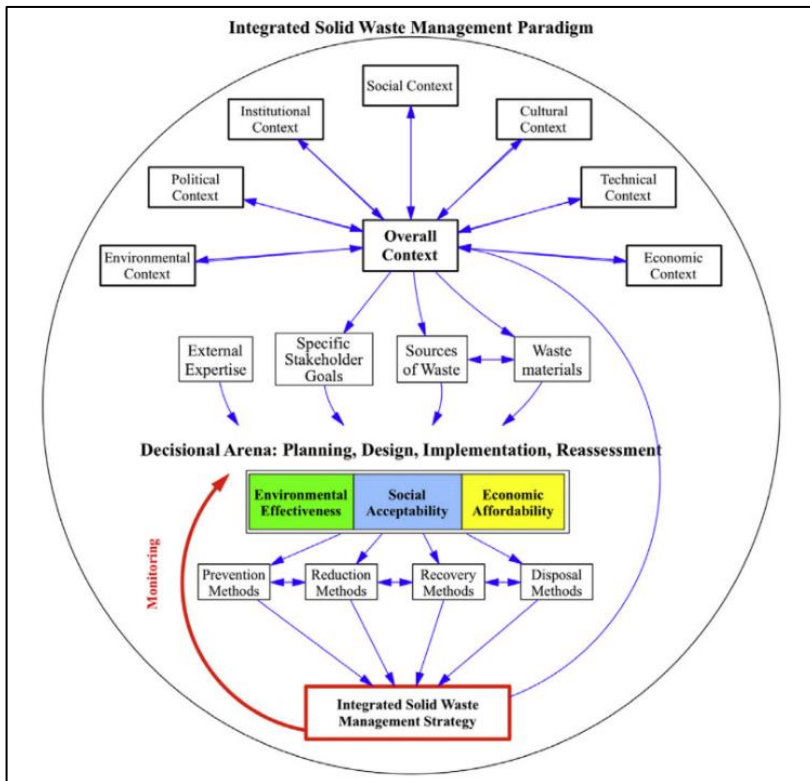
Figura 13: Forças impulsionadoras do progresso no gerenciamento de resíduos sólidos.



Fonte: (MARSHALL; FARAHBAKHS, 2013).

ANEXO B – Figuras de apoio para compreensão do item 2.2.2

Figura 14: O paradigma do Sistema Integrado de Gerenciamento de Resíduos Sólidos



Fonte: MARSHALL; FARAHBAKHSH, (2013).