

UNIVERSIDADE DE PASSO FUNDO

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO
EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

Área de concentração: Infraestrutura e Meio Ambiente

Tese de Doutorado

AVALIAÇÃO DA SUSTENTABILIDADE DO CICLO DE VIDA:
MODELO DE APOIO À TOMADA DE DECISÃO NO
GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Ritielli Berticelli

Passo Fundo

2019



Ritielli Berticelli

**AVALIAÇÃO DA SUSTENTABILIDADE DO CICLO DE
VIDA: MODELO DE APOIO À TOMADA DE DECISÃO NO
GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Faculdade de Engenharia e Arquitetura da Universidade de Passo Fundo, como requisito para obtenção do título de Doutor (a) em Engenharia, sob a orientação do Prof. Dr. Adalberto Pandolfo e coorientação do Prof. Dr. Geraldo Antônio Reichert.

Passo Fundo

2019

CIP – Catalogação na Publicação

B543a Berticelli, Ritielli
Avaliação da sustentabilidade do ciclo de vida: modelo de apoio à tomada de decisão no gerenciamento de resíduos sólidos urbanos / Ritielli Berticelli. – 2019.
178 f. : il. ; 30 cm.

Orientador: Prof. Dr. Adalberto Pandolfo.
Coorientador: Prof. Dr. Geraldo Antônio Reichert.
Tese (Doutorado em Engenharia Civil e Ambiental) –
Universidade de Passo Fundo, 2019.

1. Desenvolvimento sustentável. 2. Planejamento urbano.
3. Resíduos sólidos. 4. Ciclo de vida. I. Pandolfo, Adalberto,
orientador. II. Reichert, Geraldo Antônio, coorientador. III.
Título.

CDU: 628.4

Catalogação: Bibliotecária Jucelei Rodrigues Domingues - CRB 10/1569

Ritielli Berticelli

AVALIAÇÃO DA SUSTENTABILIDADE DO CICLO DE VIDA:
MODELO DE APOIO À TOMADA DE DECISÃO NO
GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Faculdade de Engenharia e Arquitetura da Universidade de Passo Fundo, como requisito para obtenção do título de Doutor (a).

Membros componentes da Banca Examinadora:

Prof. Dr. Adalberto Pandolfo
Orientador

Prof. Dr. Carlos Ricardo Rossetto
Universidade do Vale do Itajaí

Prof. Dr. Rodrigo Fernando dos Santos Salazar
Universidade de Cruz Alta

Prof. Dr. Pedro Domingos Marques Prietto
Universidade de Passo Fundo

Prof. Dr^a. Simone Fiori
Universidade de Passo Fundo

Passo Fundo
2019

*“Dedico este trabalho a
Deus, meu alicerce e minha base.”*

AGRADECIMENTOS

A realização deste trabalho só foi possível mediante algumas pessoas importantes, que me auxiliaram ao longo de minha trajetória acadêmica. Fica o registro da importância e meus especiais agradecimentos a cada um.

Inicialmente, agradeço a Deus, por seu amor incondicional e por todas as oportunidades que me foram concedidas ao longo destes anos, além da força nos momentos de dificuldade – que não foram poucos, mas serviram para reflexão e para o amadurecimento pessoal.

Ao Prof. Dr. Adalberto Pandolfo, pela orientação, regada de muita dedicação, atenção, paciência, empatia e companheirismo nessa fase tão importante da minha vida. Obrigada por todo conhecimento transmitido e compartilhado ao longo desses anos.

Agradeço ao meu esposo Claison Kuhn, pelo amor, carinho e apoio nesta caminhada. Por me incentivar e acreditar no meu potencial quando muitas vezes eu estive desanimada.

Ao meu coorientador, Prof. Dr. Geraldo Reichert, pela ajuda e pelos esclarecimentos.

Aos meus amados pais Paulo e Rosane, por priorizarem a educação de seus filhos, pelo amor e pelas orações.

Aos meus queridos Pedro e Zilá, pelo incentivo e pela torcida.

À Secretaria Municipal de Meio Ambiente do Município de Passo Fundo, especialmente ao Secretário Rubens Astolfi, pelas informações repassadas para realização deste trabalho.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade de Passo Fundo.

À banca examinadora deste trabalho, por aceitar participar e pelas contribuições de melhorias.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior- Brasil (CAPES), pela bolsa concedida para realização deste estudo.

Por fim, agradeço a todos que me apoiaram e torceram para a concretização deste trabalho.

RESUMO

Com o aumento populacional e com a migração das pessoas para os centros urbanos, houve aumento na geração de resíduos sólidos urbanos (RSU) e também uma gestão inadequada dos resíduos. O grande desafio para os gestores das cidades consiste na busca por soluções sustentáveis que minimizem os impactos ambientais, sociais e econômicos do gerenciamento dos RSU. No Brasil, a gestão de RSU é deficiente, pois o gerenciamento é complexo devido principalmente às ações que devem ser planejadas para atender à Política Nacional de Resíduos Sólidos. Nesse sentido, a problemática desta pesquisa está inserida na busca de modelos de avaliação da sustentabilidade do ciclo de vida na gestão dos RSU. Esta pesquisa se justifica-se pela necessidade de avaliar a sustentabilidade considerando os aspectos ambientais, sociais e econômicos, nos processos de tomada de decisão no gerenciamento dos RSU em municípios com até 250 mil habitantes. O objetivo da pesquisa é gerar informações para auxiliar os gestores de órgãos públicos municipais responsáveis na tomada de decisão, com relação ao gerenciamento de RSU, a adotarem sistemas mais sustentáveis tendo por base a utilização da Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida e a Análise Multicritério. A metodologia consistiu em criar cenários com alternativas de gerenciamento de RSU, avaliando a sustentabilidade ambiental por meio da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), a sustentabilidade econômica por meio da Avaliação do Custo do Ciclo de Vida (ACCV) e a sustentabilidade social por meio da Avaliação do Ciclo de Vida Social (ACVS). As análises foram integradas através da Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida (ASCV) e a ponderação e análise tridimensional dos indicadores, por meio da análise multicritério. Os resultados auxiliarão no processo de apoio à tomada de decisão para gestão sustentável de RSU nos municípios brasileiros.

Palavras-chave: Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida. Desenvolvimento sustentável. Política Nacional de Resíduos Sólidos.

ABSTRACT

The population growth and people's migration into metropolitan areas has led to an increase in municipal solid waste (MSW) and its consequent inadequate management. The great challenge for city managers worldwide consists in a search for sustainable solutions that minimize environmental, social and economical impacts in MSW management. In Brazil the MSW management is deficient, because their management is very complex and involve a set of actions that should be planned to attend the National Solid Waste Policy. For that matter the problematic is inserted in a search of evaluation models of the life cycle in MSW management. This work justify itself by the need of evaluate sustainability in a wide and integrated way in the MSW management decision making in municipalities up to 250 thousand inhabitants. Its aim is to develop a support to decision making support method in MSW management throughout the Life Cycle Sustainability Assessment (LCSA). The methodology consists in the creation of alternative MSW management scenarios, evaluating environmental sustainability throughout the Life Cycle Assessments (LCA), economical sustainability throughout the Economic Life Cycle Assessment (LCC) and social sustainability throughout the Social Life Cycle Assessment (SLCA). The analysis were integrated through the LCSA being performed a three-dimensional review and analysis of the indicators throughout a multi-criteria analysis. The model is going to help in the decision making support process in sustainable MSW management in Brazilian municipalities.

Keywords Life Cycle Sustainability Assessment. Sustainable Development. National Policy on Solid Waste.

Sumário

| | | |
|----------|---|-----------|
| 1 | INTRODUÇÃO | 9 |
| 1.1 | PROBLEMA | 9 |
| 1.2 | JUSTIFICATIVA | 12 |
| 1.3 | OBJETIVOS | 15 |
| 1.3.1 | <i>Objetivo Geral</i> | 15 |
| 1.3.2 | <i>Objetivos específicos</i> | 15 |
| 2 | REVISÃO DA LITERATURA..... | 17 |
| 2.1 | GESTÃO INTEGRADA DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS | 17 |
| 2.2 | GERENCIAMENTO DE RSU | 22 |
| 2.2.1 | <i>Coleta e transporte dos RSU</i> | 23 |
| 2.2.2 | <i>Tecnologias para a valorização, tratamento e/ou disposição dos RSU</i> | 24 |
| 2.2.2.1 | Reciclagem | 24 |
| 2.2.2.2 | Compostagem | 25 |
| 2.2.2.3 | Digestão anaeróbia..... | 26 |
| 2.2.2.4 | Combustível Derivado de Resíduos – CDR..... | 29 |
| 2.2.2.5 | Aterro sanitário | 32 |
| 2.2.2.6 | Incineração..... | 32 |
| 2.3 | DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL E SUSTENTABILIDADE | 34 |
| 2.4 | AVALIAÇÃO DA SUSTENTABILIDADE DO CICLO DE VIDA (ASCV)..... | 37 |
| 2.4.1 | <i>Análise do ciclo de vida (ACV)</i> | 42 |
| 2.4.1.1 | Análise do Inventário do Ciclo de Vida - ICV..... | 47 |
| 2.4.1.2 | Avaliação dos impactos do ciclo de vida - AICV | 50 |
| 2.4.1.3 | Métodos, softwares e base de dados da ACV | 52 |
| 2.4.1.4 | Banco de dados de apoio à ferramenta ACV | 55 |
| 2.4.1.5 | Aplicações da ACV na área de gestão de resíduos sólidos urbanos | 57 |
| 2.4.2 | <i>Análise de Custo do Ciclo de Vida (ACCV)</i> | 64 |
| 2.4.3 | <i>Análise do Ciclo de Vida Social – ACVS</i> | 68 |
| 2.5 | O PROCESSO DE APOIO À TOMADA DE DECISÃO NA GESTÃO DE RSU | 73 |
| 3 | PROCEDIMENTO METODOLÓGICO | 80 |
| 3.1 | CLASSIFICAÇÃO DA PESQUISA | 80 |
| 3.2 | ETAPAS METODOLÓGICAS..... | 81 |
| 3.2.1 | <i>Etapa 1: Realização da Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida (ASCV) para o gerenciamento de RSU</i> | 83 |
| 3.2.1.1 | Fase 1.1: Definição de rotas tecnológicas para o gerenciamento de RSU | 83 |
| 3.2.1.2 | Fase 1.2: Definição da estrutura metodológica para aplicação da ASCV | 83 |
| 3.2.1.3 | Fase 1.3: Avaliação do Ciclo de Vida – ACV | 84 |
| 3.2.1.4 | Fase 1.4: Avaliação do Custo do Ciclo de Vida – ACCV | 88 |
| 3.2.1.5 | Fase 1.5: Avaliação do Ciclo de Vida Social - ACVS..... | 90 |

| | | |
|----------|--|------------|
| 3.2.2 | <i>Etapa 2: Desenvolvimento de um modelo de apoio à tomada de decisão baseado na Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida (ASCV)</i> | 93 |
| 3.2.2.1 | Fase 2.1: Concepção do modelo de apoio à tomada de decisão | 93 |
| 3.2.2.2 | Fase 2.2: Desenvolvimento de um procedimento de classificação dos critérios utilizados na ASCV | 95 |
| 3.2.3 | <i>Etapa 3: Aplicação do modelo de apoio à tomada de decisão</i> | 100 |
| 3.2.3.1 | Fase 3.1: Definição do objeto de estudo para aplicar metodologia proposta | 100 |
| 3.2.3.2 | Fase 3.2: Aplicação do modelo de apoio à tomada de decisão | 100 |
| 4 | RESULTADOS | 102 |
| 4.1 | REALIZAÇÃO DA AVALIAÇÃO DA SUSTENTABILIDADE DO CICLO DE VIDA (ASCV) PARA O GERENCIAMENTO DE RSU | 102 |
| 4.1.1 | <i>Definição de rotas tecnológicas para o gerenciamento de RSU</i> | 102 |
| 4.1.2 | <i>Definição da estrutura metodológica para aplicação da Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida – (ASCV)</i> | 105 |
| 4.1.3 | <i>Avaliação do Ciclo de Vida - ACV</i> | 106 |
| 4.1.4 | <i>Avaliação do Custo do Ciclo de Vida (ACCV)</i> | 109 |
| 4.1.5 | <i>Avaliação do Ciclo de Vida Social (ACVS)</i> | 114 |
| 4.2 | DESENVOLVIMENTO DE UM MODELO DE APOIO À TOMADA DE DECISÃO BASEADO NA AVALIAÇÃO DA SUSTENTABILIDADE DO CICLO DE VIDA (ASCV) | 117 |
| 4.2.1 | <i>Concepção do modelo de apoio à tomada de decisão</i> | 117 |
| 4.2.2 | <i>Desenvolvimento de um procedimento de classificação dos critérios utilizados na ASCV</i> 119 | |
| 4.3 | APLICAÇÃO DO MODELO DE APOIO À TOMADA DE DECISÃO | 124 |
| 4.3.1 | <i>Definição do objeto de estudo para aplicar metodologia proposta</i> | 124 |
| 4.3.2 | <i>Aplicação do modelo de apoio à tomada de decisão</i> | 125 |
| 5 | CONCLUSÃO | 130 |
| 6 | REFERÊNCIAS | 133 |
| | APÊNDICE A | 159 |
| | APÊNDICE B | 167 |

1 INTRODUÇÃO

Este capítulo está dividido em três tópicos, os quais introduzem e contextualizam a pesquisa desenvolvida no que tange: 1) a problemática encontrada; 2) a justificativa para a realização da pesquisa e; 3) os objetivos: geral e específicos. O primeiro tópico enfatiza o problema da pesquisa com uma abordagem abrangente nas perspectivas globais, nacionais e regionais, destacando as consequências da gestão inadequada dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) e a definição da questão da pesquisa. O segundo tópico justifica a importância do estudo, ponderando a busca por sistemas de gerenciamento com abordagens integradas e sustentáveis, considerando que as decisões devam ser tomadas avaliando as esferas econômicas, sociais e ambientais. Por fim, o terceiro tópico apresenta o objetivo geral e os objetivos específicos da pesquisa.

1.1 Problema

Uma das crescentes preocupações da sociedade do século XXI está concentrada nas questões relacionadas à sustentabilidade e ao desenvolvimento de uma sociedade sustentável, como consequência dos problemas ambientais gerados pelo desenvolvimento mundial (FIRDAUS; AHMAD, 2010; SEOK et al., 2012; AHMED; SUNDARAM, 2012; GUNASEKARAN; SPALANZANI, 2012).

A exploração dos recursos naturais para a produção de bens de consumo vem apresentando um crescimento sem precedentes. Podem-se citar alguns fatores condicionantes dessa situação: o aumento populacional, que demanda mais dispêndio de matérias-primas, o estímulo ao consumismo e os avanços tecnológicos, que contribuem para ampliação da exploração dos recursos naturais (GARCIA et al., 2015).

Segundo ISWA (2014), a previsão para 2050 é de que a população mundial terá crescido mais de 50% em relação a 2007, e que dois terços da população mundial viverão em áreas urbanas. Para o IBGE (2010), de 2000 para 2010, a população brasileira aumentou em 20 milhões de habitantes, o que demonstra um crescimento de 12,3%, com aproximadamente 84% das pessoas morando nos centros urbanos.

O crescimento populacional, associado à migração populacional para áreas urbanas e ao desenvolvimento industrial, levou a uma relação de consumo que resulta em problemas ambientais, sociais e econômicos. Com relação ao meio ambiente, uma preocupação crítica

é a falta de controle e a inadequada gestão dos resíduos sólidos gerados nos centros urbanos. Dentre os desafios postos a partir dessa realidade estão a coleta, o tratamento e a disposição, ou seja, medidas adequadas de gerenciamento, com ênfase na gestão sustentável (MELARÉ et al., 2017).

A gestão de resíduos sólidos, quando não realizada de forma adequada, gera diferentes problemas ambientais e de saúde pública tais como as alterações climáticas, depleção da camada de ozônio, poluição do ar, do solo e dos recursos hídricos, danos ao ecossistema, surgimento de epidemias e doenças de vinculação hídrica e esgotamento de recursos naturais. O aumento crescente da geração de resíduos sólidos gera a necessidade de que se tenham sistemas de gestão que abordem de forma abrangente esses problemas ambientais e que, em última instância, contribuam para a construção de uma sociedade mais ambientalmente sustentável (LAURENT et al., 2014).

Nesse sentido, observa-se que os gestores que atuam na administração de cidades ao redor do mundo estão buscando alternativas para a gestão de RSU. A União Europeia (EU), por exemplo, tem-se destacado por uma mudança significativa no modelo de gestão de RSU. O aproveitamento dos resíduos sólidos é o aspecto dominante. Em 2010, foram recuperados 40% dos resíduos descartados pela sociedade na forma de reciclagem e compostagem, 22% foram incinerados e 38% dispostos em aterros sanitários. Vários países estão muito avançados quanto à redução de resíduos biodegradáveis em aterros sanitários. Por exemplo, Suíça, Alemanha, Holanda, Suécia, Bélgica, Áustria e Dinamarca têm relatado taxas de aterramento desses resíduos abaixo de 5% (JUCÁ et al., 2014).

Entretanto, a realidade brasileira não está na mesma fase dos países mais desenvolvidos. No Brasil, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) representa o marco regulatório sobre a gestão integrada e sustentável dos resíduos sólidos (BRASIL, 2010; BESEN et al., 2014; CHAVES et al., 2014). No entanto, essas diretrizes estabelecidas pela legislação nem sempre são seguidas pela gestão pública, ocasionando uma série de problemas ambientais, sociais e econômicos relacionados à gestão de RSU.

O gerenciamento de resíduos sólidos é complexo devido, principalmente, às ações que devem ser planejadas para atender à Política Nacional de Resíduos Sólidos, denominadas de hierarquia, exercidas de forma direta ou indireta nas etapas de coleta, transporte, transbordo, reciclagem, tratamento, destinação e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos. A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) institui como um dos seus princípios a análise sistêmica no gerenciamento dos resíduos sólidos, que aprecie

as variáveis ambiental, social, cultural, econômica, tecnológica e de saúde pública (BRASIL, 2010). Portanto, enfatiza-se a importância no desenvolvimento de pesquisas que tratem da gestão dos resíduos sólidos sob estes aspectos.

Entretanto, somente a hierarquização como proposta acima não é o suficiente para a definição de qual sistema integrado de gerenciamento de resíduos é mais adequado para determinada cidade ou região, pois nem sempre permite o estabelecimento de um sistema otimizado ou que apresente os melhores resultados (REICHERT, 2013).

Paralelamente, a preocupação com sustentabilidade é verificada em todo o mundo. Um dos principais programas de Investigação e Desenvolvimento Tecnológico da Europa, o “*EU Framework Programme*” propôs o desenvolvimento da avaliação da sustentabilidade, no que se refere aos aspectos ambientais, econômicos e sociais (ZHOU et al., 2018), mas as explorações sobre essa avaliação integrada ainda são limitadas (ZHOU et al., 2019).

No Brasil, o tema em questão está inserido nas discussões sobre sistemas de saneamento ambiental. Há dificuldade de acesso da população, principalmente de baixa renda, à assistência técnica. Há pouco conhecimento sobre temas como sustentabilidade e participação nos processos decisórios. Há a necessidade de se analisar se determinado sistema é mais sustentável, com base em metodologias simplificadas, de fácil acesso e de fácil compreensão para as pessoas (MARTINETTI, 2015).

A análise da sustentabilidade é um desafio no cenário mundial, na busca por soluções que agridem menos o ambiente e garantam qualidade de vida à população. No entanto, na gestão de RSU brasileira, ainda há poucos estudos acadêmicos que abordem as dimensões ambientais, sociais e econômicas de forma integrada. Entretanto, muito se tem discutido sobre a sustentabilidade e suas formas de obtenção.

A grande maioria dos municípios brasileiros possui população inferior a 250.000 habitantes. Dos 5.570 municípios, 98% (5.459 municípios) enquadram-se com essa faixa populacional (IBGE, 2017a). Verifica-se que as cidades de médio e pequeno porte são as que mais enfrentam problemas com o gerenciamento dos resíduos, em função da carência de recursos e da falta de equipe técnica qualificada para exercer o serviço de gerenciamento.

No que se refere ao processo de tomada de decisão envolvendo o gerenciamento de RSU, principalmente em municípios de pequeno e médio porte, a sustentabilidade nem sempre é levada em consideração. A proposição de metodologias simplificadas que considerem as três dimensões do desenvolvimento sustentável se faz necessária para que as decisões sejam técnica, ambiental, econômica e socialmente favoráveis. Além disso, há a

necessidade de se desenvolver e aplicar modelos de tomada de decisão que utilizem a aplicação e implementação de novas estratégias de gerenciamento de RSU.

Assim, tem-se como questão da pesquisa: Como deve ser estruturado um modelo de apoio à tomada de decisão baseado na Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida (ASCV) objetivando proporcionar informações que auxiliem os municípios a optarem por sistemas mais sustentáveis no gerenciamento do RSU?

1.2 Justificativa

A realização da presente pesquisa foi motivada a partir da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), que estimula a implementação da avaliação do ciclo de vida como uma técnica que auxilia na gestão dos resíduos sólidos no país, além da sua importância de identificar os impactos provenientes da gestão dos RSU, proporcionando otimizações pontuais. Conseqüentemente, o alvo do estudo é investigar e examinar o desempenho da sustentabilidade de uma determinada estratégia de gerenciamento de RSU em termos de sua capacidade de proteção da saúde humana, do meio ambiente e da conservação ou uso eficiente de recursos naturais, de forma a que possa ser economicamente viável.

Foolmaun e Ramjeawon (2013) realizaram uma revisão da literatura sobre ASCV e relataram que não há uma metodologia bem estabelecida para avaliar a ASCV de um produto, uma vez que um dos principais desafios continuam sendo a ponderação dos três domínios da sustentabilidade (ou seja, dimensões ambientais, econômicas e sociais). Para Finkbeiner et al. (2010), a tentativa para superar esse desafio consiste na utilização da Análise Multicritérios. Yazdani et al. (2016) também apontam que a análise multicritério é um método comum e eficiente para fornecer soluções para problemas envolvendo conflitos e objetivos múltiplos.

Os países desenvolvidos adotaram evoluções e inovações tecnológicas significativas que acompanharam as necessidades energéticas, materiais e ambientais em resposta às demandas da população, seu crescimento, suas culturas e economias. Basearam-se em leis claras e objetivas, implantadas progressivamente, com o avanço das tecnologias, com sensibilização social e por meio da educação de suas sociedades (JUCÁ et al., 2014).

Uma Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida (ASCV) demonstra como é possível combinar aspectos ambientais, sociais e econômicos em uma avaliação integrada e

descreve como os aspectos podem ser usados para contribuir com uma avaliação abrangente da sustentabilidade (FINKBEINER, 2012).

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é uma técnica difundida no meio científico e está direcionada a responder às questões ambientais, como, por exemplo, apontar os impactos no meio ambiente, com o objetivo de auxiliar na decisão pelo melhor destino dos resíduos, na perspectiva de haver uma produção mais significativa de energia com o menor nível de degradação ambiental. Contudo, não abrange os fatores sociais e econômicos implicados nesses modelos de gestão (ARAÚJO, 2013).

Além disso, há também a necessidade de trabalhar em direção a sistemas de gestão de RSU integrados e sustentáveis que sejam apropriados localmente para contextos específicos de países em desenvolvimento (WILSON, 2007).

Com o intuito de reverter essas necessidades de avaliação integrada, surgiram alguns conceitos, como a Avaliação do Custo do Ciclo de Vida (ACCV) – ênfase nos fatores econômicos, e a Avaliação do Ciclo de Vida Social (ACVS) – destaque nos aspectos sociais. A análise conjunta destes à Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) resulta na Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida (ASCV) – que engloba todos os fatores: ambientais, sociais e econômicos (KLOEPFFER, 2008).

A formulação de cenários que objetivem à otimização da gestão adequada de RSU é importante e requer estratégias, pois, se bem conduzidas, poderão representar uma oportunidade de minimizar os custos do município com esses serviços, gerar empregos e promover mais corresponsabilidade dos cidadãos com a limpeza e a sustentabilidade urbana (REICHERT, 2013).

Os estudos publicados muitas vezes avaliam um ou dois eixos da sustentabilidade, focando principalmente nos aspectos ambientais e econômicos, como Reich (2005), Batool e Nawaz Chaudhry (2009) e Rigamonti et al (2016). Porém, os sistemas sustentáveis de gestão de resíduos sólidos devem focar numa abordagem integrada, incluindo a Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida (ASCV). O desenvolvimento de sistemas sustentáveis é um aspecto crucial e deve basear-se numa abordagem multidimensional. Portanto as pesquisas deverão ser mais dirigidas, a fim de que as decisões possam ser amparadas por processos sistêmicos e justificadas por alternativas que visem à eficácia ambiental, à aceitação social e à acessibilidade econômica.

A Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida (ASCV) tem potencial significativo para ser utilizada por empresas, governos, agências de cooperação internacional

e outras organizações da sociedade (como associações de consumidores) em seus esforços para produzir e para consumir produtos mais sustentáveis. Isso implica reduzir a degradação ambiental e o uso de recursos naturais de forma econômica, ao mesmo tempo em que contribui para o bem-estar social (UNEP, 2009).

Entretanto, a inclusão de um maior número de categorias no estudo pode criar um risco de resultados conflitantes. Segundo Recchia et al. (2011), Matteson (2014), Clímaco et al. (2015), Coelho et al. (2017) e Angelo et al. (2017), a Análise Multicritérios é uma abordagem poderosa para a auxílio à tomada de decisão, em que indicadores altamente diversificados podem ser analisados no mesmo quadro, contribuindo para organizar as informações disponíveis e identificando os prós e os contras no processo de decisão, bem como sua agregação.

O processo de hierarquia analítica (AHP) é amplamente implementado para determinar os fatores de peso associados (YAGMUR, 2016). Zhou et al. (2019) apresentam um novo método de cálculo que combina o método de peso *Analytic hierarchy process – AHP* e *entropy weight method*. Os autores afirmam que esse método reduz as perturbações provocadas pelo homem e tem uma forte robustez. A análise de sensibilidade baseada em fatores de peso na análise multicritério demonstra a eficácia da modificação para o modelo, tornando uma solução científica viável e sustentável para o tomador de decisão.

A análise da sustentabilidade possui ferramentas de avaliação bem comprovadas. O AHP é uma análise de decisão multicritério amplamente utilizada desde o surgimento, na década de 1970. As ferramentas mencionadas não são novas, entretanto a integração entre elas pode conferir novos valores (ASCV *versus* Análise Multicritério). Integrar as três esferas da sustentabilidade em algum processo sobre a integração lógica é algo que necessita de mais pesquisas e práticas (LI et al. 2015).

Sendo assim, a presente pesquisa apresenta um modelo de avaliação de sustentabilidade do ciclo de vida na gestão de RSU, visando a identificar, analisar e avaliar a sustentabilidade em municípios com até 250 mil habitantes. As dimensões ambiental, econômica e social foram analisadas separadamente e, posteriormente, integradas, de modo a apresentar resultados de sustentabilidade geral.

Nesse sentido, esta pesquisa contribui para uma compreensão mais adequada sobre a ASCV, desenvolvendo um novo método que possa ser aplicado em outros municípios do Brasil, aprimorando as etapas de mensuração e de ponderação de impactos ambientais, sociais e econômicos do setor de gerenciamento de RSU por meio da análise multicritérios,

através de uma ferramenta simplificada. A ASCV e a Decisão Multicritério poderão combinar-se harmonicamente, proporcionando um modelo de apoio à tomada de decisão no gerenciamento sustentável de RSU.

Com a aplicação do modelo de avaliação de sustentabilidade do ciclo de vida o estudo visa contribuir para a tomada de decisão, auxiliando os gestores municipais a optarem por sistemas mais sustentáveis, levando em consideração os indicadores relevantes para o setor. A principal contribuição teórica refere-se à integração da ASCV e análise multicritério. A principal contribuição técnica, gerencial e social refere-se ao desenvolvimento do modelo simplificado que considera as especificidades locais e que pode ser aplicado em outros municípios.

O estudo foi desenvolvido na linha de pesquisa Planejamento Territorial e Gestão da Infraestrutura, sendo componente do projeto de pesquisa Gestão de Projetos de Infraestrutura, o qual está inserido no tema Gestão Ambiental e Gerenciamento de Resíduos do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade de Passo Fundo (PPGEng UPF).

1.3 Objetivos

1.3.1 Objetivo Geral

O objetivo geral desta pesquisa é gerar informações para auxiliar os gestores de órgãos públicos municipais responsáveis na tomada de decisão, com relação ao gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), a adotarem sistemas mais sustentáveis tendo por base a utilização da Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida (ASCV).

1.3.2 Objetivos específicos

Os objetivos específicos são definidos como:

- a) Realizar a Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida para o gerenciamento de resíduos sólidos urbanos em municípios de pequeno e de médio porte;

- b) Desenvolver um modelo de apoio à tomada de decisão baseado na Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida para órgãos públicos responsáveis pelo gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos;
- c) Aplicar o modelo de apoio à tomada de decisão desenvolvido em um município de pequeno ou de médio porte.

2 REVISÃO DA LITERATURA

Os temas principais que englobam o assunto da pesquisa estão contidos na presente revisão da literatura. Inicialmente, são apresentados os aspectos gerais da gestão integrada dos RSU e do gerenciamento dos RSU. Na sequência, é abordada a questão do desenvolvimento sustentável, focando na Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida (ASCV), com ênfase nos conceitos de Análise do Ciclo de Vida (ACV), Análise do Ciclo de Vida Social (ACVS) e Análise do Custo do Ciclo de Vida (ACCV). Por fim, são discutidos os processos de apoio à tomada de decisão, especialmente a Análise Multicritério.

2.1 Gestão integrada de resíduos sólidos urbanos

Os seres humanos têm gerado resíduos sólidos em massa desde que formaram assentamentos, por volta de 10.000 a.C. (WORRELL; VESILIND, 2012). Pequenas comunidades enterravam os resíduos sólidos fora de seus assentamentos ou descartavam em rios ou corpos d'água próximos; entretanto, à medida que as densidades populacionais aumentavam, essas práticas aumentavam a disseminação de odores ou doenças contagiosas (SEADON, 2006). Diante de problemas como esses, começaram a surgir as preocupações com a gestão dos RSU. Conforme Melosi (1981), os gregos foram os pioneiros a emitir um decreto proibindo o descarte de lixo nas ruas e organizando os primeiros despejos municipais reconhecidos do mundo ocidental até 500 a.C.

Porém, muitos problemas continuavam a ocorrer nos países por falta de gestão integrada dos resíduos sólidos urbanos (GRSU). Tanto em Atenas quanto em Roma, as ruas das cidades na Idade Média foram rebocadas numa lama cheia de odor, composta de solo, água estagnada, lixo doméstico e excrementos de animais e humanos (LOUIS, 2004). Isso criou condições muito favoráveis para os vetores de doenças. De fato, a Peste Negra, que atingiu a Europa no início dos anos 1300, pode ter sido parcialmente causada pelo lixo de resíduos orgânicos nas ruas (LOUIS, 2004; TCHOBANOGLOUS et al., 1977; WORRELL; VESILIND, 2012).

Segundo Marshall e Farahbakhsh (2013), quando o progresso da GRSU finalmente começou, ela foi impulsionada por cinco fatores principais:

- a) saúde pública;
- b) meio ambiente;

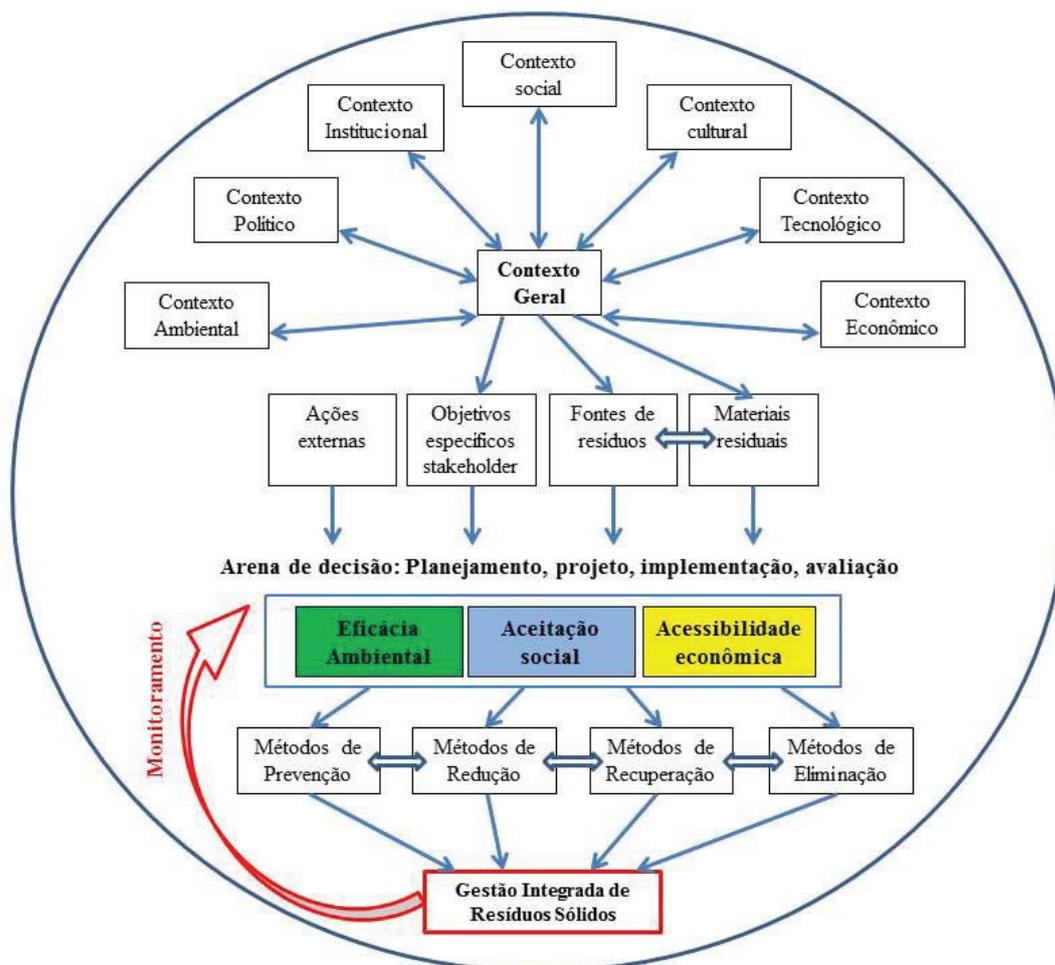
- c) escassez de recursos e valor dos resíduos;
- d) mudanças climáticas;
- e) conscientização e participação do público.

A revolução industrial proporcionou rápida expansão para as cidades europeias e americanas. Uma nova era em saneamento começou a tomar forma entre 1790 e 1850, em Londres, onde o elevado teor de cinzas dos resíduos domésticos causados pelo aquecimento e pelo cozimento com carvão criou um mercado florescente para a coleta de resíduos e para a utilização como matéria-prima para satisfazer a procura excessiva de tijolos (WILSON, 2007).

No final da década de 1830, a revolução do saneamento começou em Londres com a nomeação da Comissão de Saneamento, que estabeleceu as primeiras ligações claras entre doenças e as más condições sanitárias. Foi durante esse período que um interesse governamental em saúde pública impulsionou melhores práticas de gestão de resíduos sólidos, por meio de legislação, execução e investimento em infraestrutura. Depois disso, outros países europeus implementaram legislações semelhantes (WILSON, 2007). Nas cidades americanas, a densidade populacional e a dependência de bens importados aumentaram drasticamente entre 1790 e 1920. Dessa forma, o interesse do governo em saúde pública levou a melhorias na gestão de resíduos sólidos, por meio de legislação e de investimento em infraestrutura (LOUIS, 2004).

A GRSU no paradigma atual de um sistema de gestão tem sido amplamente aceita em todo o mundo desenvolvido, e surgiu da mudança de políticas de disposição final para uma perspectiva mais ampla que começou na década de 1990. O conceito de GRSU visa a equilibrar três dimensões: eficácia ambiental, aceitabilidade social e acessibilidade econômica, conforme apresentado na Figura 1 (McDOUGALL et al., 2001, MORRISSEY; BROWNE, 2004, THOMAS; MCDUGALL, 2005; MARSHALL; FARAHBAKHS, 2013). Para reduzir os impactos ambientais e diminuir os custos, um sistema deve ser integrado (em materiais de desperdício, fontes de resíduos e métodos de tratamento), orientado para o mercado (ou seja, energia e materiais têm usos finais) e flexível, permitindo a melhoria contínua (McDOUGALL et al., 2001).

Figura 1: Paradigma da Gestão Integrada de Resíduos Sólidos



Fonte: Adaptado de Marshall e Farahbakhsh (2013)

As cidades usam diferentes tecnologias, políticas e comportamentos para controlar os impactos negativos dos seus resíduos e para encontrar formas de reutilização. Essa combinação de métodos constitui a gestão de resíduos, que pode ser dividida em seis elementos funcionais que descrevem as etapas de gerenciamento, englobando geração, tratamento, coleta, transporte, processamento e transformação e disposição final. Todo o processo deve estar de acordo com a legislação existente, com os aspectos sociais de proteção ao meio ambiente e à saúde pública e aos recursos financeiros disponíveis (TCHOBANOGLIOUS; KREITH, 2002).

Duas estruturas de orientação têm sido fundamentais para as decisões de gestão de resíduos: a hierarquia dos resíduos e a gestão integrada de resíduos (WHITE; FRANKE; HINDLE; 1999). A hierarquia lista as seguintes etapas: redução de resíduos, reutilização, reciclagem, recuperação de energia e deposição final em aterro (WILLIAMS, 2005). A

gestão integrada de resíduos surgiu com uma abordagem diferente, sendo representada por um conjunto de princípios de gerenciamento ambiental e economicamente adequados, de forma sustentável e socialmente aceitável (TCHOBANOGLIOUS, KREITH, 2002; McDOUGALL et al., 2001; WHITE; FRANKE; HINDLE, 1999), sendo que o conceito “integrado” é utilizado por defender uma visão holística, que inclui todos os fluxos de resíduos, visando a controlar os resíduos sólidos, líquidos e gasosos. Devido ao foco na flexibilidade e nas especificidades das condições locais, a gestão integrada de resíduos não prescreve soluções, em vez disso, mantém princípios, sendo que cada região deve desenvolver sistemas próprios em resposta a seus contextos (McDOUGALL et al., 2001).

Sendo assim, ao contrário da hierarquia (gerenciamento), a GRSU não define o "melhor" sistema, pois não existe um sistema universal melhor (McDOUGALL et al., 2001). Na realidade, a GRSU é um resultado teórico, um quadro ideal, a partir do qual os novos sistemas podem ser concebidos e implementados e os existentes podem ser otimizados (UNEP, 1996). No entanto, a natureza integrada da gestão dos resíduos cria uma série de variáveis que podem puxar um sistema em direções diferentes. Claramente, é difícil otimizar mais de uma variável, e por isso sempre haverá *trade-offs* (conflitos de escolha) (McDOUGALL et al., 2001).

Um processo democrático e público de formulação de metas de sistemas de GRSU é essencial para determinar as reais necessidades dos cidadãos e, portanto, ser capaz de priorizar de forma justa os recursos municipais limitados. Fraquezas políticas são, conseqüentemente, algumas das causas críticas de os sistemas falharem em muitos países de baixa renda (KONTEH, 2009). Alguns elementos-chave para o sucesso dos programas de gestão de resíduos são a participação do público, a transparência das decisões, o trabalho em rede, a cooperação e a ação coletiva, a comunicação e a acessibilidade da informação (CARABIAS et al., 1999; ZARATE et al, 2008).

A boa governabilidade requer a participação e a colaboração de todas as partes relevantes, incluindo o governo, as organizações não governamentais (ONGs), os grupos comunitários e o setor privado (KONTEH, 2009). Segundo o Banco Asiático de Desenvolvimento, os quatro elementos principais da boa governança são a prestação de contas, a participação, a previsibilidade e a transparência (BHUIYAN, 2010). De acordo com Hardoy e colaboradores (2001), a boa governança permite que os grupos de baixa renda influenciem a política e a alocação de recursos e, portanto, é essencial para um sistema de gestão equitativo, eficaz e eficiente.

No que se refere aos aspectos institucionais, para Schübeler (1996), eles incluem o grau de descentralização, isto é, distribuição de autoridade, funções e responsabilidades entre instituições governamentais centrais e locais; a estrutura dos sistemas institucionais responsáveis pela GRSU e como interagem com outros setores de gestão urbana; procedimentos organizacionais, de planejamento e gestão; a capacidade das instituições responsáveis; e o envolvimento de outros setores, incluindo o setor privado e grupos comunitários.

Além disso, os aspectos institucionais também incluem a legislação atual e futura, e até que ponto ela é executada (ZURBRUEGG, 2003). Um quadro jurídico e regulamentar simples, transparente e inequívoco, incluindo os procedimentos de inspeção e de execução em vigor a nível nacional, estadual e local, é essencial para o bom funcionamento de uma estratégia de gestão de RSU (COFFEY; COAD, 2010).

A gestão de resíduos é uma tarefa complexa que requer soluções técnicas adequadas, capacidade organizacional suficiente e cooperação entre uma vasta gama de interessados (ZARATE et al., 2008).

A diversidade de cidades acarreta a geração de diferentes composições de resíduos, apontando para a necessidade de um contexto específico de gestão de resíduos, de acordo com cada região. Muitas tentativas de importar soluções de resíduos de países industrializados para países menos industrializados falharam, porque os estudos indicam que os sistemas de gestão de resíduos do mundo em desenvolvimento foram cópias incompletas de um sistema ideal que opera em países desenvolvidos (UN-HABITAT, 2010). As cidades estão reconhecendo a necessidade de adaptação, de soluções sustentáveis de gestão de resíduos e que levam ao contexto local como um ponto de partida, não de uma tecnologia importada que talvez venha a não dar certo.

A GRSU é definida pela Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) como um conjunto de ações voltadas para a busca de soluções para os resíduos sólidos, de forma a considerar as dimensões política, econômica, ambiental, cultural e social, com controle social e sob a premissa do desenvolvimento sustentável (BRASIL, 2010).

Semelhante à hierarquia de resíduos sugerida pela Comissão Europeia (Directiva 2008/98/CE), a PNRS considera prioritária a gestão de resíduos sólidos: não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento e disposição ambientalmente adequada. Em geral, a aplicação dessa hierarquia de resíduos oferece a melhor opção ambiental global (ANGELO et al., 2017).

As finalidades primordiais das estratégias de gestão de RSU são abordar as preocupações com saúde, meio ambiente, estética, uso do solo e recursos econômicos associados à eliminação inadequada de resíduos (HENRY et al., 2006; NEMEROW, 2009; WILSON, 2007). Essas questões repercutem em uma preocupação constante para as nações, municípios, corporações e indivíduos em todo o mundo (NEMEROW, 2009), e a comunidade global em geral (WILSON, 2007).

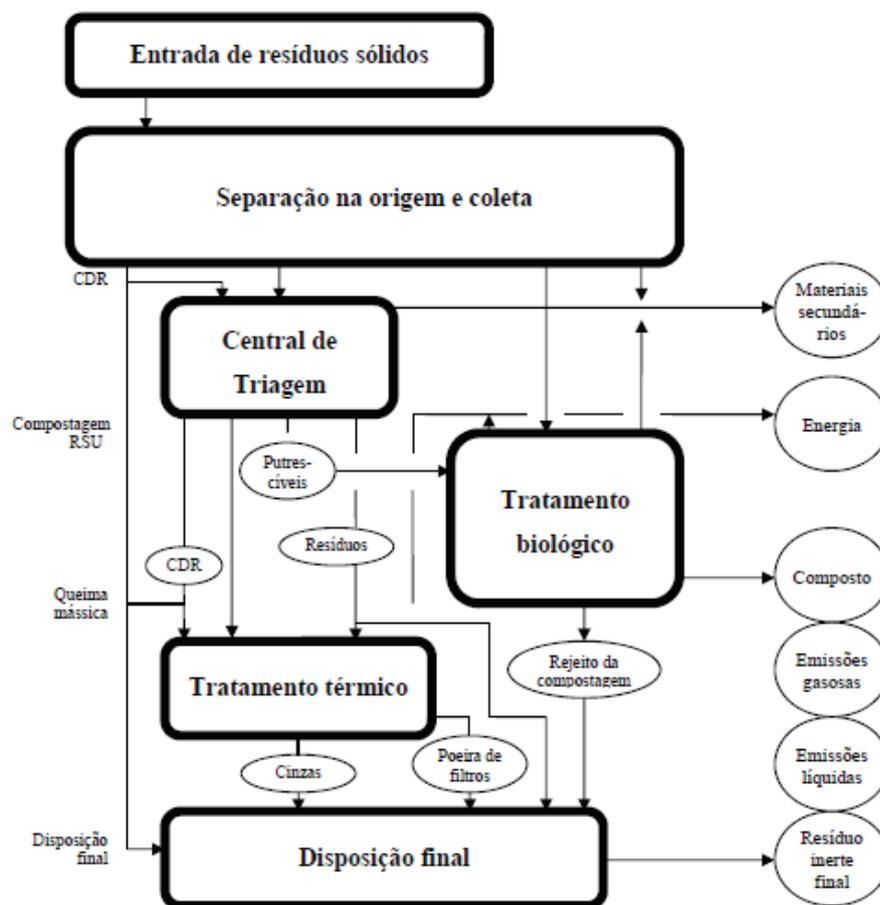
O Brasil está passando por um processo de mudanças na gestão de resíduos sólidos, assim como ocorreu na Europa. Em algumas cidades que lideram as iniciativas e a inovação na GRSU no país, como as cidades de São Paulo, Belo Horizonte e Curitiba, por exemplo, os reflexos dessas mudanças já começam a ser percebidos pela população.

Portanto, a gestão e o gerenciamento dos resíduos sólidos são tarefas complexas e abrangentes, refletindo na dificuldade da maioria dos municípios, devido principalmente à falta de autonomia, recursos e conhecimento técnico sobre o assunto.

2.2 Gerenciamento de RSU

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) diferencia ainda os termos “gestão” e “gerenciamento”. O gerenciamento de resíduos sólidos é o conjunto de ações exercidas nas etapas de coleta, transporte, transbordo, tratamento e destinação final ambientalmente adequada dos resíduos sólidos e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos, de acordo com os planos estabelecidos. Ou seja, “gerenciamento” é o termo a ser utilizado ao se tratar da logística do manejo de resíduos urbanos (BRASIL, 2010). Na Figura 2 pode-se observar um modelo de componentes de um sistema de gerenciamento integrado de RSU.

Figura 2: Componentes de um sistema de gerenciamento integrado de RSU



Fonte: McDougall *et al.*, 2001

Sendo assim, sistema de gerenciamento é composto pelas etapas ou rotas dos RSU. Consiste em segregação, coleta, triagem, reciclagem, tratamento, transporte e disposição final.

2.2.1 Coleta e transporte dos RSU

A coleta seletiva é uma etapa fundamental para a eficiência do sistema de gestão integrada de resíduos sólidos e essencial para se atingir a meta de disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos. Consiste na segregação dos resíduos na fonte geradora e na coleta desses materiais previamente separados. Trata-se de um tipo de tratamento dado ao resíduo, que começa na fonte geradora, com a segregação ou separação dos materiais em orgânicos e inorgânicos; e, em seguida, com sua disposição para coleta (BARROS, 2012).

O manejo diferenciado dos resíduos é a essência do conceito de coleta seletiva e se aplica, além da típica coleta seletiva de papel, plástico, vidros e metais, a todos os resíduos, reconhecidos como bem econômico e de valor social, gerador de trabalho e de renda (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2011). No Brasil, a coleta seletiva vem sendo lentamente implantada desde meados da década de 80, quando teve início em caráter experimental em algumas cidades brasileiras (BARROS, 2012).

Para que o sistema de coleta seletiva ocorra de forma eficiente, são imprescindíveis a participação e a conscientização ambiental da comunidade. Bringhenti e Gunther (2011) estudaram a participação social em programas de coleta seletiva de resíduos sólidos urbanos e concluíram que a falta de divulgação dos resultados da coleta, a acomodação e o desinteresse da população, o descrédito relativo às ações oriundas do poder público e a falta de espaço nas residências para armazenar os resíduos recicláveis, dentre outros, são fatores que dificultam a participação na coleta seletiva.

2.2.2 Tecnologias para a valorização, tratamento e/ou disposição dos RSU

O tratamento de resíduos pode ser compreendido como uma série de procedimentos físicos, químicos e biológicos que tem por objetivo diminuir a carga poluidora do meio ambiente, reduzir os impactos sanitários negativos do homem e o beneficiamento econômico do resíduo (JUCÁ et al., 2014). No Brasil, a prática amplamente aceita para o tratamento dos RSU é a disposição final em aterros sanitários, embora ainda existam no país alguns lixões e aterros controlados. Em contrapartida, nos países desenvolvidos houve inovações e evoluções tecnológicas significativas que acompanharam as necessidades energéticas, materiais e ambientais, como, por exemplo, os incineradores.

2.2.2.1 Reciclagem

A reciclagem é um processo de transformação dos resíduos sólidos que envolve a alteração de suas propriedades físicas, físico-químicas ou biológicas, com vista à transformação em insumos ou de novos produtos (BRASIL, 2010).

Segundo Barros (2012), a reciclagem produz os seguintes benefícios: diminui a exploração de recursos naturais; proporciona aproveitamento energético; contribui para reduzir a poluição do solo, água e ar; melhora a limpeza das cidades e qualidade de vida da

população; prolonga a vida útil dos aterros sanitários; melhora e facilita a segregação dos resíduos; gera empregos; gera receita; estimula a concorrência; contribui para a valorização da limpeza pública e para a formação consciência ambiental.

Os benefícios ambientais da reciclagem derivam principalmente das economias dos recursos naturais e energia (CHRISTENSEN et al., 2009), embora esses benefícios possam variar localmente. A reciclagem exige um fornecimento (coleta e triagem) e um pedido (um mercado para o produto reciclado). A cadeia de reciclagem varia de formalidade em todo o mundo, mas há cada vez mais mercado globalizado dos materiais recicláveis (VERGANA; TCHOBANOGLOUS, 2012). Existem duas forças motrizes para a reciclagem de resíduos: o seu valor de mercadoria e seu valor de serviço. O valor de mercadoria deriva de seu valor econômico, que leva todas as atividades de reciclagem privadas, incluindo a reciclagem não regulamentada prevalente em países menos industrializados. O valor do serviço é a economia para o sistema de gestão de resíduos, que divide os serviços com o setor de reciclagem, sendo que este valor de desvio, juntamente com a preocupação com o meio ambiente, dirige programas de reciclagem municipais comuns em mais nações industrializadas (UN-HABITAT, 2010).

A reciclagem é realizada pelo setor formal e pelo setor informal. O setor formal é constituído por trabalhadores com vínculo empregatício. Já o setor informal da gestão de resíduos é constituído por pessoas que separam, coletam e revendem os materiais recicláveis; o trabalho é geralmente de pequena escala, baixa tecnologia, o trabalho é intensivo e não regulamentado ou registrado (WILSON et al., 2006).

2.2.2.2 Compostagem

A compostagem é utilizada desde a história antiga, porém, até recentemente, de forma empírica. Os povos orientais, gregos e romanos já sabiam que os resíduos orgânicos poderiam contribuir com a fertilidade do solo. Somente a partir de 1920 é que o processo começou a ser estudado cientificamente e aplicado de forma racional por Alberto Howard. Hoje, essa tecnologia pode ser utilizada em escala industrial, graças aos avanços dos trabalhos científicos que lançaram base para o desenvolvimento da técnica (FERNANDES; SILVA, 1996).

A compostagem pode ser definida como uma bioxidação exotérmica aeróbica de um substrato orgânico heterogêneo, no estado sólido, caracterizado pela produção de CO₂, água,

liberação de substâncias minerais e formação de matéria orgânica estável (FERNANDES et al., 1993). O processo permite o controle de microrganismos patogênicos (HAUG, 1980; BURGE et al., 1981; POLPRASERT, 1996) e pode produzir um insumo agrícola de boa qualidade (FERNANDES et al., 1993). Segundo Butler et al. (2001), a compostagem é uma estratégia sustentável e depende da qualidade do produto final, pois, se não houver a estabilização do composto, ele poderá causar fitotoxicidade e afetar adversamente o ambiente.

O processo de compostagem prevê duas etapas distintas no seu desenvolvimento, a primeira de biodegradação do resíduo orgânico e a segunda de maturação, cura ou humificação do composto (DIAZ, 1999; JAHNEL, 1999). Para que ocorra o pleno desenvolvimento das fases da compostagem, certos fatores de controle fazem-se necessários, tais como temperatura, taxa de oxigenação, concentração de nutrientes, teor de umidade, pH, homogeneização e tamanho da partícula (DALTRO FILHO; CARVALHO, 1999; CASALI, 2011). As informações sobre as propriedades biológicas e bioquímicas, incluindo a atividade enzimática também são importantes no processo (GODDEN et al., 1983; GARCIA et al., 1992; VUORINEN, 2000, MONDINI et al., 2004).

2.2.2.3 Digestão anaeróbia

Segundo Lay et al. (1998), a digestão anaeróbia (DA) de resíduos sólidos orgânicos, especialmente da fração orgânica putrescível dos resíduos sólidos urbanos, é de grande importância no manejo de resíduos sólidos. Diversos tipos de reatores têm sido desenvolvidos para o tratamento da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos, incluindo reatores em batelada e reatores contínuos.

A DA é um processo de conversão de matéria orgânica em condições de ausência de oxigênio livre, e ocorre em dois estágios: no primeiro, ocorre a conversão de orgânicos complexos em materiais como ácidos voláteis; e, depois, a conversão desses ácidos orgânicos, gás carbônico e hidrogênio, em produtos finais gasosos, o metano e o gás carbônico (CHERNICHARO, 1997).

Os biodigestores são equipamentos que promovem processos anaeróbicos de degradação da matéria orgânica, ou seja, degradação na ausência de oxigênio. Como subprodutos, tem-se a produção de fertilizantes (geralmente líquidos) e de gases (o biogás), em especial o gás metano (CH₄), que é um combustível. A grande vantagem desta tecnologia

de reciclagem dos resíduos orgânicos é que o gás metano gerado poder ser aproveitado para geração de calor, energia elétrica ou como combustível em automóveis ou outros motores adaptados. Por outro lado, esta tecnologia é mais complexa do que a compostagem, necessitando de infraestruturas adequadas para a produção e para a condução do gás metano e de conhecimento técnico especializado para operar o biodigestor de forma segura. É também utilizado para extração de biogás de resíduos da coleta indiferenciada (orgânicos misturados com rejeitos), em unidades de tratamento mecânico-biológico (TMB) (MMA, 2017).

Para Klein (1972), a DA aplicada aos resíduos sólidos apresenta baixa formação de biomassa, conversão da matéria orgânica sem poluição do ar, produção de material estabilizado, produção de metano e baixos requerimentos nutricionais. A principal vantagem da tecnologia da digestão anaeróbia é, sobretudo, constituir-se um sistema produtor de energia.

Segundo Karagiannidis (2012), há evidências que a DA já era praticada 2000 anos a.C., na Mesopotâmia. Porém, os primeiros registros científicos sobre o estudo do biogás foram feitos na Itália por Alessandro Volta no ano de 1776, decorrentes das pesquisas sobre os gases gerados durante a decomposição da matéria orgânica. A primeira pesquisa em escala real de DA de resíduos sólidos urbanos (RSU) foi feita pela empresa *RefCom* nos EUA, que iniciou em 1978 e foi fechada em meados de 1980 (BRABER, 1995).

O processo de DA tornou-se uma tecnologia amplamente aplicada em todo o mundo (COELHO et al., 2015). Somente na Europa, mais de 5 milhões de toneladas de resíduos orgânicos por ano são tratados pelo processo anaeróbio (KARAGIANNIDIS, 2012). O destaque para uso desse processo está na Índia e na China. Na Índia, estima-se que o número de biodigestores, de pequeno e de médio porte, instalados em residências, correspondia a 4.683.000 de unidades, em setembro de 2013. A China tem um potencial para instalar aproximadamente 200 milhões de plantas de biodigestão para produção de biogás, de diversos portes e operando com diferentes substratos (resíduos agropecuários, resíduos de saneamento, etc.) (HERBERT; KRISHNAN, 2016).

Nos últimos 30 anos (de 1984 a 2014), houve uma evolução significativa no número de publicações científicas sobre esse tema, as quais contribuíram para o desenvolvimento de modelos matemáticos capazes de estimar a produção de metano dentro de margens de erros conhecidas (LIMA, 2016).

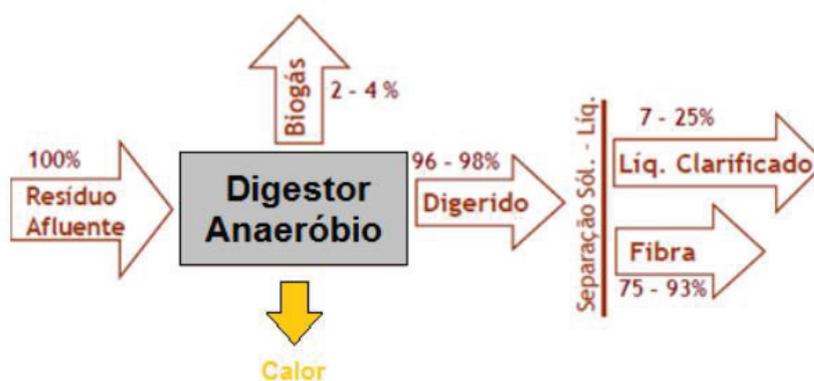
O método de DA da matéria orgânica biodegradável ocorre na ausência de oxigênio e na presença de micro-organismos anaeróbios. O processo é consequência de uma série de interações metabólicas entre vários grupos de micro-organismos, que cooperam entre si, autorregulando o processo de digestão (VERMA, 2002). Desenvolve-se segundo quatro etapas distintas: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (CHENG, 2009).

O processo de DA pode ser descrito em quatro estágios: pré-tratamento, digestão dos resíduos, recuperação do biogás e tratamento dos resíduos. O pré-tratamento dos resíduos é realizado para obtenção de uma massa homogênea. O pré-processamento envolve separação ou triagem dos materiais não biodegradáveis seguido por uma trituração. Essa triagem objetiva a remoção de materiais reaproveitáveis, como vidros, metais, ou plásticos ou não desejáveis (o rejeito) como pedras, madeira, etc. (BRABER, 1995).

No digestor, a massa é diluída para obter o conteúdo de sólidos desejado, e permanece no interior do reator por um determinado tempo de retenção. Para a diluição, pode-se utilizar água da torneira, lodo de esgoto, esgoto doméstico ou a recirculação do líquido efluente do reator. Para manter a temperatura ótima do sistema, pode ser utilizado um trocador de calor. O biogás obtido com a DA é purificado e armazenado em gasômetros. O biossólido resultante deve ser curado aerobiamente para obter um composto de qualidade (REICHERT, 2005).

O final do processo de DA resulta em um produto gasoso, designado como biogás, e um produto digerido. O produto digerido pode ser submetido a uma separação sólido-líquido, originando um resíduo sólido, majoritariamente composto por fibra, e um líquido clarificado (ETSU, 1997; ADENE, 2003). A Figura 3 ilustra o balanço de massa típico de um sistema.

Figura 3: Balanço de massa típico de um sistema de DA (percentagens mássicas)



Fonte: Adaptado de ETSU, 1997

O processo de DA é influenciado por diversos fatores, podendo ser destacadas a temperatura, a carga orgânica aplicada e a presença de materiais de natureza tóxica. Em temperaturas elevadas, as reações biológicas ocorrem com maior velocidade, resultando possivelmente em mais eficiência do processo. Em geral, o processo anaeróbio pode ser desenvolvido em temperaturas mesófilas (30 a 45°C) ou termófilas (45 a 60°C) (CASSINI, 2003).

2.2.2.4 Combustível Derivado de Resíduos – CDR

Os Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) podem ser utilizados como combustível alternativo, em que as suas frações devem ser processadas, a fim de garantir uma qualidade mínima antes de sua utilização (EC, 2003). Essa fração é denominada Combustível Derivado de Resíduo (CDR) e possui uma série de vantagens quando utilizada para suprir as demandas térmicas junto a processos industriais (MEYSTRE, 2016).

Os benefícios da utilização do CDR na substituição de combustíveis fósseis nos processos com alta demanda energética são inúmeros e, alguns autores como Gtz e Holcim (2006), Velis et al. (2010) e Kara (2011), descrevem:

- a) economia de recursos não renováveis;
- b) processamento dos resíduos em partículas de tamanho uniforme ou densificadas em briquetes, facilitando o manuseio, o armazenamento, o transporte e a combustão;
- c) baixo custo de produção quando segregados na fonte;
- d) composição química uniforme auxiliando no controle do processo de combustão;
- e) baixa concentração de metais pesados;
- f) possibilidade de mistura com outros combustíveis em diferentes estados físicos.

Essa técnica de gerenciamento é usual em países que já alcançam altos níveis de reciclagem e compostagem, pois as altas taxas de separação dos resíduos recicláveis e daqueles voltados à produção de compostos orgânicos, em sua origem, acabam por consequência segregando também os resíduos não recicláveis, porém com valor energético adequado para a produção de CDR (EIPPCB, 2013). Portanto, recuperar energia proveniente do resíduo é uma importante opção, já que parte dos RSU coletados acabam contaminados

com outros resíduos ou até mesmo não são viáveis economicamente para serem reciclados (MEYSTRE, 2016).

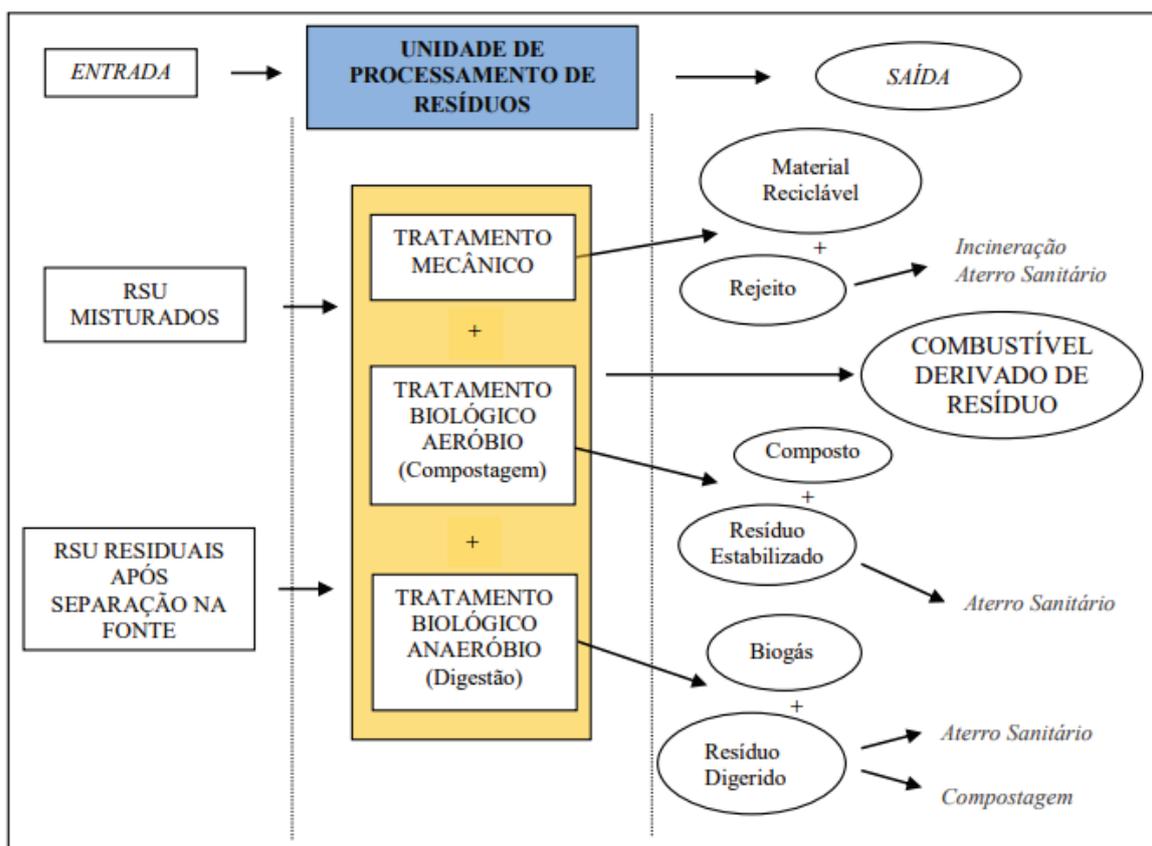
Existem diversos métodos de processamento de RSU para a produção de CDR em uma Unidade de Processamento de Resíduo (UPR). O objetivo da UPR é separar os diferentes tipos de materiais misturados à massa bruta de RSU que, após entrarem na unidade por meio de uma rota única e contínua, dividem-se em diferentes fluxos de materiais homogêneos, restando, então, aqueles que serão processados a CDR, para somente então serem encaminhados ao mercado consumidor, integrando, dessa maneira, processos mecânicos e de tratamento biológico por via seca e úmida (ALF-CEMIND, 2012; USEPA, 2014).

A UPR pode oferecer configurações e equipamentos de diferentes especificações para alcançar objetivos específicos como: maximizar a recuperação de material reciclado, produzir composto orgânico, estabilizar material para disposição em aterro sanitário, produção de biogás ou mesmo produzir CDR com elevado valor energético (ARCHER, et al., 2005; SEEMANN, 2007).

De acordo com Maier et al. (2011), os principais parâmetros utilizados na análise do CDR, quando utilizado como combustível, são o poder calorífico, o teor de água, as cinzas, voláteis, o carbono fixo, o tamanho de partículas, enxofre e cloro (MAIER et al., 2011). Segundo Life (2011), os maiores produtores de CDR na Europa são Alemanha, Itália, Holanda e Países da Escandinávia.

Existem várias tecnologias que podem ser utilizadas em conjunto com uma UPR, como pode-se verificar na Figura 4.

Figura 4: Diferentes fluxos de entradas e saídas adotados em uma UPR



Fonte: Meystre (2016).

Conforme Figura 4, em um processo típico de CDR, os resíduos são coletados e transportados até a UPR e passam pela segregação e triagem que permite a reciclagem dos materiais com valor econômico agregado. O restante do material, que consiste em materiais que não podem ser reciclados, parte de componentes orgânicos que não passaram por tratamento biológico (compostagem ou digestão anaeróbia), resíduos biodegradáveis e materiais que não passaram por segregação, são triturados em tamanhos preestabelecidos e submetidos a um tratamento biológico para estabilização da fração orgânica e a um tratamento mecânico (ALF-CEMIND, 2012).

A fração mais grosseira é rejeitada ou reintroduzida no triturador. A fração média, que consiste em papel, papelão, madeira, plástico e tecido, pode ser queimada diretamente já como combustível ou, então, após o processo de secagem, pode ser densificada por meio da peletização em pequenas esferas, cilindros ou cubos proporcionando uma fonte mais concisa durante a combustão e ser comercializada (EC, 2003).

Além do tratamento mecânico biológico, existem outras possibilidades tecnológicas de natureza química para a geração de CDR, como a pirólise; piro-hidrólise e craqueamento. Estas tecnologias consistem em tratamentos térmicos que não fazem parte do escopo da presente pesquisa.

2.2.2.5 Aterro sanitário

De acordo com a norma NBR 8419, aterro sanitário é

Técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo sem causar danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais, método este que utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos à menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho ou a intervalos menores se for necessário (ABNT, 1992).

A prática de aterrar resíduos sólidos não é uma tecnologia atual, pois vem sendo difundida desde 2500 anos a.C, quando os nabateus, na Mesopotâmia, enterravam seus resíduos domiciliares e agrícolas em trincheiras escavadas no solo e depois de algum tempo abriam estas trincheiras e utilizavam a matéria orgânica já decomposta como fertilizante orgânico na produção de cereais (LIMA, 1991).

Para Russo (2005), as principais vantagens dos aterros sanitários são:

- a) grande flexibilidade para receber uma gama muito grande de resíduos;
- b) fácil operacionalidade;
- c) relativo baixo custo, comparativamente a outras soluções como a incineração;
- d) disponibilidade de conhecimento;
- e) não conflitante com formas avançadas de valorização dos resíduos;

2.2.2.6 Incineração

Nos primórdios dos processos de incineração, processava-se todo o tipo de resíduo, tanto orgânico como inorgânico, lixo industrial, hospitalar e urbano. Para Menezes et al. (2000), a evolução do processo de incineração aconteceu em quatro gerações. Na primeira geração (1950-1965), os incineradores eram construídos com o intuito de apenas efetuar o tratamento dos resíduos para que houvesse a diminuição de seu volume e de sua massa, não havendo qualquer tratamento de limpeza dos gases residuais deste, sendo lançados

diretamente na atmosfera. Na segunda geração (1965-1975), começam a surgir os primeiros mecanismos de proteção ambiental, forçando a utilização de equipamentos redutores de poluentes. Surgiram unidades de grande capacidade, um interesse no uso da energia da recuperação dos gases de exaustão, câmaras de incineração duplas, para elevar a eficiência da queima.

Na terceira geração (1975-1990), houve um aumento tecnológico, permitindo uma elevação da eficiência e do estabelecimento de normas de proteção ambiental. Começam a aparecer e ser introduzidos lavadores de gases para reduzir as emissões de gases ácidos. Na quarta geração (1990-dias atuais), há a inserção de novas tecnologias de limpeza e de remoção de poluentes, como dioxinas e furanos dos gases de combustão, com o objetivo de alcançar emissões de níveis próximos de zero. Além disso, ocorreu um aumento no movimento de preservação da natureza, sendo desenvolvidas novas tecnologias e conceitos para a disposição de resíduos finais inertes, que possam ser reciclados e/ou facilmente absorvidos pelo meio ambiente (MENEZES et al., 2000).

A incineração é um processo de oxidação seca a alta temperatura, que reduz os resíduos orgânicos e combustíveis a matéria inorgânica, diminuindo significativamente o peso e o volume dos resíduos, atingindo aproximadamente 15% do peso original e 90% do volume inicial (TAKAYANAGUI, 1993). As cinzas são subprodutos deste método e, por serem inertes, alguns estudos já demonstram a viabilidade para incorporação deste resíduo na construção civil (HENRIQUES et al., 2004).

Vários países considerados desenvolvidos adotaram a incineração como alternativa de destinação final de seus resíduos por falta de áreas para essa finalidade, obtendo resultados positivos, diminuindo o volume dos resíduos e evitando riscos ao ambiente. Para Fritsch (2000), a incineração adotada pelos países de Primeiro Mundo é realizada com sucesso e sem riscos ao meio ambiente, porém ressalta que o tratamento bem-sucedido deve-se ao bom conhecimento técnico dos profissionais envolvidos.

A incineração dos resíduos sólidos urbanos com aproveitamento energético, seja para a geração de energia elétrica como para a geração de vapor ou ar refrigerado, é uma alternativa que tem sido empregada para solucionar os problemas de disposição final dos resíduos sólidos urbanos, principalmente nos países da Europa e outros que têm poucas áreas disponíveis, como Dinamarca e Japão (GRIPP, 1998). Em 2009, foram instaladas 44.919 unidades de incineração que operam em vinte países da Europa Ocidental e Central (não incluindo as instalações de incineração de resíduos perigosos). Dinamarca, França,

Alemanha, Holanda, Suécia e Suíça têm as maiores capacidades de incineração instaladas em percentagem do total gerado de resíduos sólidos urbanos. O governo de vários países europeus incentiva o uso de diferentes fontes de financiamento, também conhecido como "economia mista" para o financiamento e a aquisição de novas infraestruturas de resíduos, de modo a refletir as diferentes necessidades das autoridades locais (DEFRA, 2013).

2.3 Desenvolvimento sustentável e sustentabilidade

O conceito de desenvolvimento sustentável foi descrito pela primeira vez, em 1987, no relatório *Our Common Future: the World Commission on Environment and Development* (1987) sob a condução da Primeira Ministra Norueguesa Gro Harlem Brundtlan, que chefiou a Comissão Mundial sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento (FINKBEINER, et al., 2010). Esse relatório tornou o tema “sustentabilidade” mais popular, pois apresentou problemas comuns mundiais enfrentados na época e algumas alternativas de soluções. O relatório define o desenvolvimento sustentável como aquele capaz de atender às necessidades presentes sem, no entanto, comprometer a capacidade das gerações futuras em atender as suas próprias necessidades (CMMAD, 1991).

No Brasil a discussão se intensificou após a Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento no Rio de Janeiro, que ficou conhecida como RIO-92 ou ECO-92. Nela, participaram pesquisadores de 179 países, discutindo questões em relação ao meio ambiente e ao desenvolvimento sustentável para o mundo do século XXI. Foi criado um acordo internacional de ações que buscam melhorar a qualidade de vida de todas as pessoas do planeta, denominado Agenda 21. O documento reafirmou a ideia de desenvolvimento sustentável e propôs novos conceitos e instrumentos metodológicos para diferentes campos de ação e investigação para discutir a relação ser humano e meio ambiente (SATO; SANTOS, 1999).

Em 2002 ocorreu a RIO+10 na África do Sul, para avaliar se os objetivos firmados pelos países participantes da RIO-92 haviam sido alcançados. Em 2012, foi realizada mais uma conferência: a Conferência das Nações Unidas sobre Desenvolvimento Sustentável, ou seja, a Rio+20, no Rio de Janeiro. O principal documento gerado na conferência foi o *The Future We Want*, que enfatizou principalmente as agendas da economia verde para a redução da pobreza e da governança para o desenvolvimento sustentável (UN, 2012).

Santos e Motta (2001) informam que, inicialmente, o conceito de sustentabilidade estava diretamente relacionado com as questões ambientais, uma vez que foi apresentado pelos integrantes do campo da ecologia. À medida que o termo foi-se disseminando, ele incorporou conceitos sociais e econômicos, para atender não só a questões relativas ao meio ambiente, mas também questões políticas, culturais e sociais da sociedade urbana.

As primeiras abordagens da sustentabilidade referiam-se apenas à questão ambiental, porém, ao longo do tempo, foi evoluindo e tem tratado também dos campos econômicos, culturais, sociais e políticos, em processo constante de construção (SILVA, 2000).

Segundo Costa (2003), a abordagem integral das dimensões econômicas, ambientais e sociais, no âmbito do desenvolvimento sustentável, pode ser vista como um caminho progressivo em direção a um crescimento econômico mais equilibrado, à equidade social e à proteção ao meio ambiente.

A relação entre o meio ambiente e as atividades econômicas geram impactos que raramente são levados em consideração quando é feita uma avaliação socioeconômica das atividades que o geram. Quando se refere à mensuração de impactos ambientais, o grande desafio da ciência é identificar as limitações dos métodos e das ferramentas utilizadas e procurar avanços na compreensão dos fenômenos naturais e do entendimento econômico, orientado pelo objetivo maior que é o desenvolvimento sustentável (MARTINETTI, 2015).

No Brasil e em diversos países, o debate sobre conceitos e princípios da sustentabilidade tem-se intensificado devido, principalmente, às mudanças climáticas globais que vêm ocorrendo nos últimos anos, como o aquecimento global, e tem surgido como diretriz para solucionar esses problemas. Porém, em muitos casos, há divergências de conceitos e adequações à realidade, sendo utilizado de forma inadequada (MARTINETTI, 2015).

Segundo Piorr (2003) a avaliação da sustentabilidade deve buscar a integração das três abordagens de sustentabilidade: a econômica, a social e a ambiental. Diferentes metodologias são utilizadas, para Ness et al. (2007) e Sanchez (2009), e podem ser divididas em três grandes grupos.

O primeiro grupo é formado pelas metodologias baseadas em índices e indicadores. Como exemplo, pode ser citada a pegada ecológica (*ecological footprint*), pegada de carbono (*carbon footprint*) e a pegada hídrica (*water footprint*) (NESS et al., 2007).

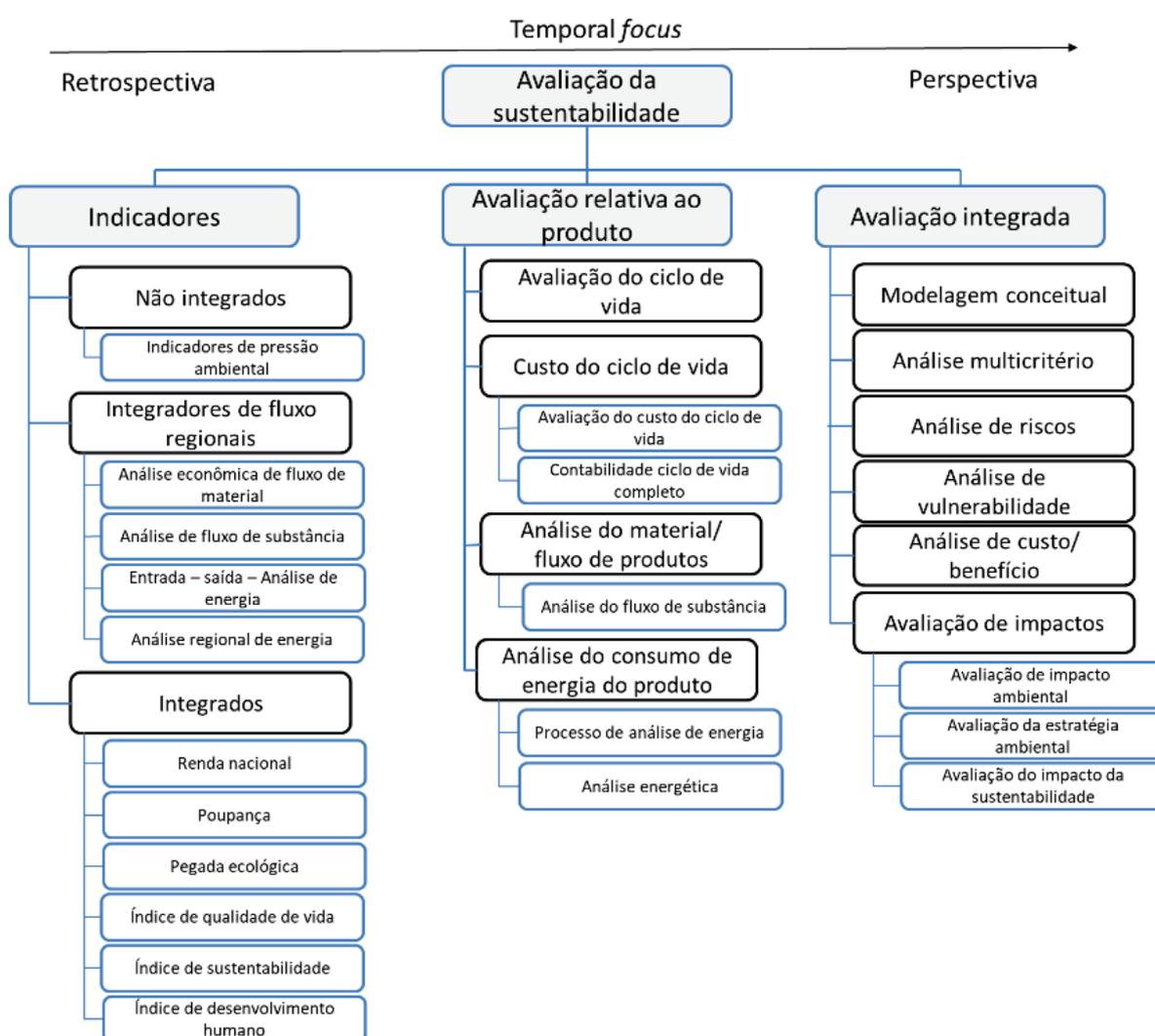
O segundo grupo corresponde a metodologias que avaliam o sistema produtivo ou cadeia produtiva de um determinado bem, de modo a concentrar sua análise nos fluxos de

entrada e saída de materiais e de energia. Sendo assim, o objetivo está na análise dos diferentes fluxos em relação aos produtos e serviços, ao invés da análise regional proposta por aquelas baseadas em índices e indicadores. Um exemplo desse grupo é a ACV (NESS et al., 2007).

O terceiro grupo são as avaliações integradas, usadas para auxiliar na definição de políticas e projetos, incluindo-se nessa categoria os Estudos de Impactos Ambientais (EIAs) e as metodologias multicritérios de apoio à tomada de decisão, que são muito utilizadas em situações que envolvem a avaliação de critérios concorrentes ou conflitantes, dentro de seu escopo de análise (NESS et al. 2007; SANCHEZ, 2009).

Na Figura 5 está apresentado um fluxograma de avaliação da sustentabilidade que foi desenvolvido com base nas três abordagens do inventário realizado por Ness et al. (2007).

Figura 5: Fluxograma de indicadores, instrumento de avaliação da sustentabilidade



Fonte: Adaptado de Ness et al., 2007

Conforme se pode verificar, a avaliação da sustentabilidade é ampla e pode ser avaliada de várias formas e metodologias. Entretanto, o desafio é a integração dessas metodologias objetivando uma abordagem abrangente.

2.4 Avaliação da sustentabilidade do ciclo de vida (ASCV)

A avaliação de sustentabilidade tem como principais características a integração entre aspectos econômicos, ambientais e sociais, bem como a consideração de suas interfaces, de consequências das ações presentes para gerações futuras, da existência de incertezas, da valorização da participação pública e a equidade entre as organizações.

Quando se busca analisar a sustentabilidade, o objetivo é fornecer aos tomadores de decisão e governantes uma avaliação de ordem global e local de sistemas integrados entre natureza e sociedade, considerando tanto as perspectivas de curto prazo, como as de longo prazo, de maneira a ajudá-los na definição das ações que devem, ou não, serem tomadas na busca pela sociedade sustentável (KATES et al., 2001; NESS et al., 2007; SANCHES, 2009). Sendo assim, é imprescindível que esta análise busque um método para apreciação desses indicadores, considerando a sustentabilidade tridimensional.

O conceito de ACV está evoluindo para além da dimensão ambiental, foco da abordagem tradicional (FINKBEINER, 2012; CHRISTENSEN et al., 2007; BAUMANN; TILLMAN, 2004). Segundo Leskinen (2011), a aplicação somente da ACV tem limitado a tomada de decisão por considerar apenas uma única dimensão durante seu processo de análise de alternativas. Sendo assim, novas dimensões passam a ser contempladas pelos estudos de impacto, sustentando um novo conceito.

Uma abordagem econômica, denominada ACCV - Avaliação do Custo do Ciclo de Vida (*Life Cycle Costing*) e outra social, chamada de ACVS - Avaliação do Ciclo de Vida Social (*Social Life Cycle Assessment*), quando somadas à abordagem tradicional (ACV) representaram os três aspectos da sustentabilidade, formando o conceito de ASCV - Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida Life (*Cycle Sustainability Assessment*). Em Finkbeiner (2012) a nova abordagem é representada através da equação 1:

$$ASCV = ACV + ACCV + ACVS \quad (1)$$

Onde:

ASCV: Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida

ACV: Avaliação do Ciclo de Vida

ACCV: Avaliação do Custo do Ciclo de Vida

ACVS: Avaliação do Ciclo de Vida Social

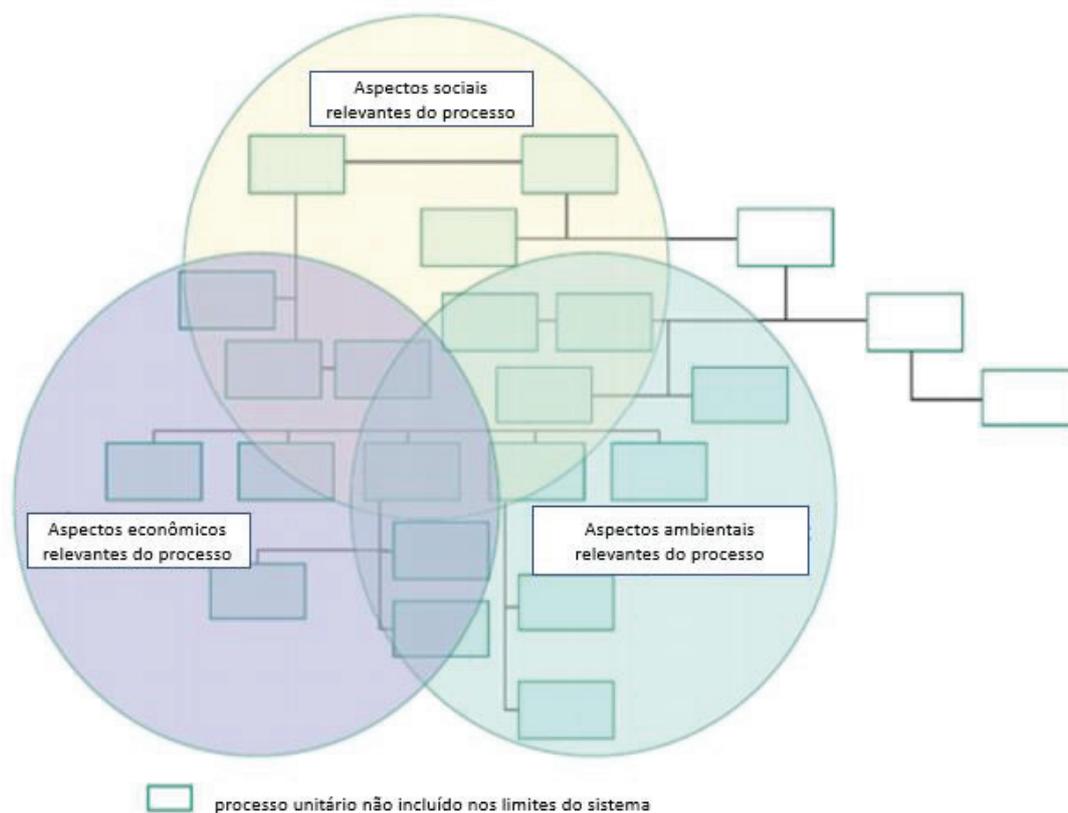
Segundo a United Nations Environment Programme - UNEP (2009), a ASCV é uma técnica que avalia aspectos socioeconômicos dos produtos e os seus potenciais impactos ambientais, sejam eles positivos ou negativos, ao longo do ciclo de vida deste produto, abrangendo os processos de extração da matéria prima, o processamento, fabricação, distribuição, o uso, a reciclagem e a disposição final.

A ASCV não possui caráter normativo, entretanto, alguns autores como Dreyer et al., (2006); Klöpffer (2008); Macombe (2011); Norris (2001); Valdivia e Sonnemann (2011); dentre outros, vêm realizando propostas metodológicas para envolver aplicar as análises sob o ponto de vista ambiental, social e econômico.

No ano de 2012, a UNEP/SETAC *Life Cycle Initiative* publicou um documento, cujo título é *Towards a Life Cycle Sustainability Assessment*, sobre a ASCV. Neste relatório se reconhecem os fundamentos aportados por trabalhos e iniciativas, como a série ISO 14040 (Gestão ambiental – ACV – Princípios e Estrutura) e a ISO 26000 (Responsabilidade Social), e a contribuição de várias iniciativas internacionais pela avaliação de maneira integrada com o tripé da sustentabilidade, nos três focos de avaliação do ciclo de vida (UNEP, 2012).

A Figura 6 demonstra o limite geral da ASCV, sendo recomendado que contenha todos os processos unitários relevantes para, pelo menos, uma das técnicas (ACV, ACVS e CCV).

Figura 6: Limites do sistema de uma ASCV



Fonte: Adaptado de UNEP, 2012.

Os autores do documento concluem que a ASCV tem grande potencial para ser usada por empresas, governos, agências de cooperação internacional e outras organizações na sociedade (como associações de consumidores) em seus esforços para produzir e consumir produtos mais sustentáveis. Isso implica em reduzir a degradação ambiental e o uso dos recursos naturais de forma lucrativa e, ao mesmo tempo, contribuir para o bem-estar social. A sua combinação em um estudo permite a tomada de decisão integrada no tripé do desenvolvimento sustentável: pessoas, planeta e lucro. Certamente, mais aplicações, melhor acesso de dados e novas pesquisas sobre áreas específicas são necessárias. Cada vez mais, empresas, governos e gestores trabalham com especialistas para a obtenção da imagem de sustentabilidade completa por trás dos produtos (UNEP, 2012).

O método ASCV deve seguir os passos (UNEP, 2012):

- a) definição de uma Unidade Funcional, como descrita no método de ACV;
- b) estabelecimento de objetivo e escopo da análise para cada dimensão, também segundo a norma de ACV;

- c) definição dos indicadores ambientais, econômicos e sociais para cada dimensão;
- d) seleção de indicadores pelos analistas segundo os interesses de cada caso de estudo;
- e) análise de inventário para cada dimensão (massas e energias que entram e saem do sistema para a dimensão ambiental; custos para a dimensão econômica; e impactos e benefícios sociais para a social);
- f) avaliação de impactos e ou benefícios para cada dimensão;
- g) opcionalmente, adotando-se a recomendação da norma de ACV, a realização de normalizações, agrupamentos, ponderações e análise das informações;
- h) limitações do estudo;
- i) conclusões, recomendações e publicação dos resultados de cada dimensão combinando, quando aplicável, as três dimensões e suas inter-relações.

A seguir, serão descritas algumas recomendações gerais na forma de um procedimento compreendendo quatro Fases sobre como realizar uma avaliação da sustentabilidade do ciclo de vida (ASCV) ao mostrar como as abordagens descritas nas etapas de ACV, ACCV, e ACVS podem ser combinadas (UNEP, 2009).

Fase 1: Objetivo e alcance da ASCV

A primeira fase de uma ASCV - definição de objetivo e escopo - descreve o propósito, a delimitação e o público-alvo do estudo. A ACV, ACCV, e ACVS têm objetivos diferentes e isso deve ser claramente entendido quando se trabalha para uma combinação das abordagens, por isso é recomendado a definição de um objetivo e um escopo comuns para as três esferas.

Fase 2: Inventário ASCV

Na ASCV, a análise compila trocas entre processos unitários e organizações do sistema de produtos e o ambiente externo que leva a impactos ambientais, econômicos e sociais. Devido à importância de alcançar a consistência com as três técnicas, recomenda-se que os dados sejam coletados no processo da unidade e no nível organizacional. Portanto, recomenda-se que ao aplicar uma ASCV nos três tipos de dados que foram coletados ao longo do ciclo de vida.

Fase 3 Avaliação de impacto

Recomenda-se que as etapas de classificação e caracterização sejam implementadas como etapas mínimas e obrigatórias de acordo com ISO 14040 (2006) e ISO 14044 (2014) para prosseguir com a avaliação de impacto na ASCV. É importante salientar que a ACCV não possui uma etapa de avaliação de impacto comparável, uma vez que os dados de custos agregados fornecem uma medida direta de impacto. Na etapa de classificação, os dados de inventário são atribuídos às categorias de impacto selecionadas e isso é viável na ASCV. No entanto, considerando que os modelos de caracterização não estão disponíveis para todas as categorias de impacto e ambientes impactados, pode não ser possível converter todos os dados de inventário da ASCV em unidades comuns nem agregá-los dentro de cada categoria de impacto exigida pela etapa de caracterização. Sendo assim, a metodologia recomenda o uso de indicadores de *midpoint* e *endpoint* nas três esferas da análise.

Fase 4: Interpretação ASCV

O objetivo geral de uma ASCV é fornecer uma avaliação combinada de um sistema de produto. Os resultados mostrarão não só os impactos negativos, mas também os positivos. Os resultados da avaliação podem ajudar a esclarecer: se há *trade-offs* entre benefícios econômicos e encargos ambientais ou sociais; quais etapas do ciclo de vida e subcategorias de impacto são críticas; e se o produto é social e ambientalmente amigável, entendendo os impactos dos produtos e materiais na sociedade. Essa interpretação poderá ser realizada de várias maneiras, entre elas com auxílio de processos de tomada de decisão, painéis de sustentabilidade analisando pesos e ponderações aos diferentes indicadores, etc.

Foolmaun e Ramjeawon (2013) utilizaram as ferramentas ACV, ACCV e ACVS, comparando diferentes destinações (aterro sanitário, incineração com recuperação de energia e reciclagem parcial) para as garrafas de tereftalato de polietileno (PET) em Maurícias.

Menikpura et al. (2012) projetaram um sistema integrado de gestão de RSU para uma cidade da Tailândia, incorporando reciclagem, digestão anaeróbica, incineração e tecnologias de aterro. Os autores avaliaram a sustentabilidade dos sistemas por meio de uma metodologia de ASCV. Os resultados demonstraram efetividade e a metodologia e os indicadores propostos foram úteis no planejamento estratégico, incluindo a tomada de decisões e a elaboração de políticas no que se refere ao desenvolvimento de sistemas adequados de gestão sustentável de RSU. Os indicadores propostos foram utilizados para

testar a eficácia do sistema integrado através da avaliação quantitativa dos atributos de sustentabilidade.

Li e colaboradores (2015) desenvolveram um modelo de avaliação de sustentabilidade para análise e tomada de decisão sobre o gerenciamento de RSU na China, com base em três cenários de tratamento de resíduos. O modelo empregou as esferas ambientais, econômicas e sociais e utilizou o processo de hierarquia analítica para uma avaliação geral da sustentabilidade. Os resultados sugeriram uma alternativa esclarecendo alguns atributos sobre sustentabilidade, tendo potencial para aplicações flexíveis em diferentes regiões.

Conciliar os aspectos sociais, ambientais e econômicos, através de uma ASCV tem uma grande vantagem no sentido de que uma análise pode complementar a outra no processo de decisão.

2.4.1 Análise do ciclo de vida (ACV)

O pensamento em ciclo de vida pode ser descrito como uma lógica institucional envolvendo governo, empresas e sociedade para reunir esforços que visam à produção e consumo sustentável (HEISKANEN, 2002; UNEP, 2009).

Segundo Wolf (2014), a ACV é uma ferramenta direcionada para aperfeiçoar o desempenho ambiental de qualquer tipo de produto ou tecnologia, pois através do referido método é possível potencializar diferentes instrumentos de política de rotulagem ambiental, tomar decisões estratégicas de tecnologia e, monitorar a eficiência dos recursos nacionais. Além disso, também auxilia na redução de emissões de gases de efeito estufa ou pressões tóxicas sob a questão dos resíduos, orientando a sociedade na produção de recursos e consumos mais eficientes.

O conceito por trás do que hoje é chamado de ACV tem fundamento em uma antiga e recorrente preocupação do ser humano com a eficiência energética de tecnologias e serviços. Grandes guerras e crises, como a do petróleo no início da década de 1970, podem ser consideradas catalisadoras, precipitando desenvolvimentos tecnológicos, entre eles, a metodologia evoluída e hoje denominada ACV (HORNE, GRANT; VERGHESE, 2009).

A primeira referência prática do conceito de ACV foi um estudo sobre embalagens financiado pela Companhia Coca-Cola. A companhia de bebidas havia percebido que existiam diversas questões e possíveis oportunidades ligadas ao processo e ao material

utilizado nas embalagens dos produtos. O estudo deveria considerar ambos os fluxos, de materiais e de energia, desde a obtenção da matéria prima até a disposição final dos resíduos, analisando alternativas de materiais para embalagens frente ao consumo energético e aos impactos ambientais causados (HUNT; FRANKLIN, 1996). Este estudo foi finalizado em 1972 e na mesma década outras experiências foram relatadas em diversos países europeus.

Para Baumann e Tillman (2004), uma das experiências mais relevantes ocorreu na Suécia. A TetraPak – empresa de embalagens – interessada em oferecer ao mercado um novo modelo de garrafa, feita à base de PVC, contratou a consultoria de um engenheiro para avaliar os impactos ligados ao possível aumento na emissão de ácido clorídrico (HCl) para atmosfera. Nessa época, a Suécia já destinava para incineração parte dos resíduos gerados em seu território e o engenheiro estaria disposto a verificar quanto aos impactos causados pela incineração das novas garrafas.

De acordo com Garcia (2016), o reconhecimento da ACV como um instrumento norteador para a gestão ambiental pública tem ocorrido em diversos países.

No Japão, com a legislação sobre *Promoting Green Purchasing e Promotion of the Effective Utilization of Resources* (política 3R reduzir, reutilizar e reciclar) na qual estão incluídas dentro da política do ciclo de vida. Na China, por meio de suas políticas nacionais de produtos, resíduos eletroeletrônicos, diretiva de equipamentos eletroeletrônicos e suas restrições de substâncias perigosas, nos quais todos estão baseados no conceito de ciclo de vida. Na União Europeia, o tema está inserido na Política Integrada de Produtos (2003), na Diretiva do Ecodesing 2009/125/CE e, no Rótulo Ecológico da União Europeia (EU) regulamentado pelo (CE) nº 66/2010 (WOLF, 2014).

No Brasil, a Resolução nº 04, (BRASIL, 2010b) dispõe sobre a aprovação do Programa Brasileiro de Avaliação do Ciclo de Vida. A Política Nacional de Resíduos Sólidos instituída pela Lei nº 12.305 (BRASIL, 2010) impôs a responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos e estimula à implementação da avaliação do ciclo de vida do produto.

A ACV é uma metodologia normatizada pela NBR ISO 14040 (ABNT, 2009a) e reconhecida para tomada de decisão ou escolha entre produtos ou sistemas que desempenhem a mesma função.

Em 2002, foi criada a Associação Brasileira do Ciclo de Vida (ABCV), com o objetivo de coordenar a implantação de programas de capacitação para consolidação da ACV no Brasil. Em 2005, foi apresentado o “Projeto Brasileiro de Inventário do Ciclo de Vida

para a Competitividade da Indústria Brasileira: Metodologia e Inventários”, cujo objetivo era desenvolver uma base de dados nacional para difundir a rotulagem ambiental no país, começando pelo projeto-piloto do Inventário do Ciclo de Vida do óleo diesel, elaborado pelo IBICT, pela Petrobrás, pela Universidade de Brasília (UnB), pela PE *International* e pela Universidade de Stuttgart na Alemanha (IBICT, 2009).

A ACV pode subsidiar a identificação de oportunidades para melhoria do desempenho ambiental de produtos em diversos pontos de seus ciclos de vida; o nível de informação dos tomadores de decisão na indústria e nas organizações governamentais ou não governamentais; a seleção de indicadores de desempenho ambiental relevantes, incluindo técnicas de medição e também o marketing (ABNT, 2009b).

Segundo Curran (2006), para o setor de resíduos sólidos a ACV foi um fator revigorante a partir de 1988, após a emergência dos problemas relacionados à sua gestão. Nesse mesmo período (década de 1990) foram elaborados softwares e banco de dados que foram disponibilizados comercialmente, permitindo uma maior dispersão da metodologia (ARAÚJO, 2013).

A ACV aplicada aos resíduos sólidos desempenha tanto a função de diagnosticar os impactos ambientais referentes à sua gestão, como também pode ser utilizada como uma ferramenta para identificar modelos que melhor respondam as expectativas locais, de modo a obter um resultado que otimize a geração de energia, minimize os impactos ambientais dentre outros benefícios (ARAÚJO, 2013; BOVEA et al., 2010). Segundo Araújo (2013) a metodologia de ACV pode ser uma das alternativas de gestão que responde aos problemas provocados pela geração de resíduos.

A metodologia da ACV tem sido desenvolvida por associações e vem sendo bastante aceita pela indústria e comitês de normatização. Alguns desses comitês têm produzido guias para a realização de ACVs. Dentre esses comitês destacam-se o SETAC (*Society of Environmental Toxicology and Chemistry*), o UNEP (*United Nations Environmental Programme*) e a ISO (*International Organization for Standardization*) (RIBEIRO, 2015).

No Brasil, a pesquisa sobre o tema tem crescido e as relações mais complexas entre as universidades indicam que podem ser esperados novos desenvolvimentos. Os estudos envolvendo ACV concentram-se principalmente no tópico biocombustíveis, o que representa 25% de participação nas publicações brasileiras, seguido de energia (17%), agronegócios (15%), construção (9%) e resíduos sólidos (9%) (ZANGHELINI et al., 2016).

Para Guinée (2002), a metodologia da ACV consiste em uma compilação e avaliação das entradas e saídas e dos impactos ambientais potenciais de um sistema de produto, ou seja, um conjunto de processos ligados por unidade de material, energia, produção de resíduos ou fluxos de serviço para realizar uma ou mais funções definidas.

Apesar de alguns problemas e desafios subjacentes, a ACV é uma ferramenta de apoio à decisão que, por meio da sua perspectiva holística na quantificação dos impactos ambientais, demonstrou fornecer insumos valiosos para identificar soluções adequadas para a gestão de resíduos sólidos (EKVALL et al., 2007; SANER et al., 2012). A ACV é um dos mais difundidos métodos de avaliação do impacto ambiental dos produtos e serviços em muitos setores (GONZALEZ-GARCÍA et al., 2011).

Segundo a NBR ISO 14040, um estudo de ACV deve apresentar as fases descritas na Figura 7.

Figura 7: Fases de uma ACV



Fonte: Adaptado de ABNT, 2009a.

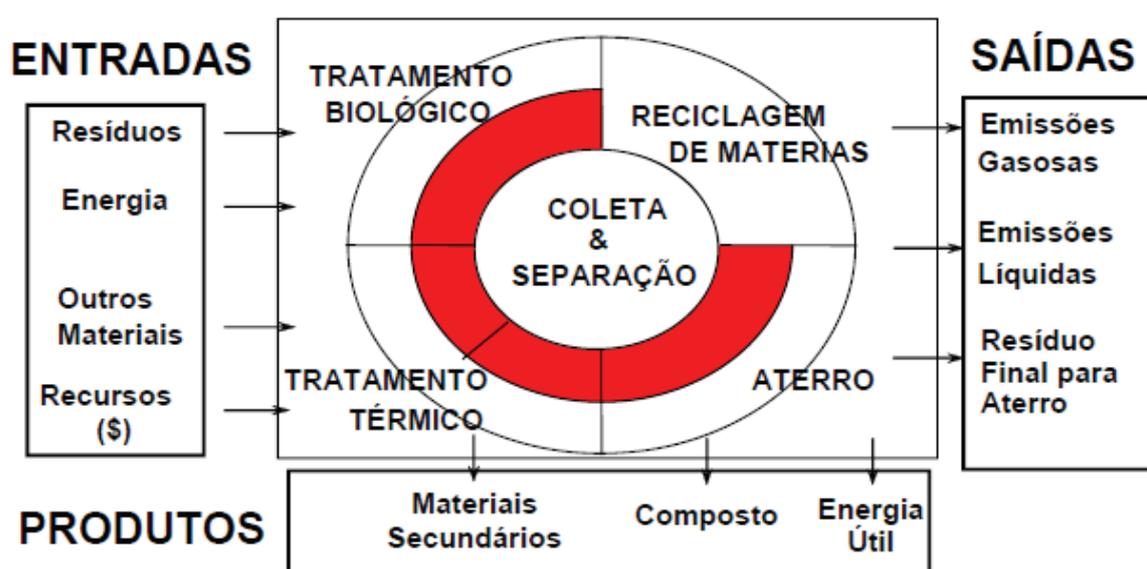
A definição do objetivo e escopo engloba a delimitação do sistema relacionado ao produto, como o propósito, os limites, a unidade funcional e definição dos requisitos de qualidade (ABNT, 2009a). Segundo Ferrão (2009), o objetivo é formulado de maneira que defina a aplicação pretendida, as razões para o desenvolvimento do estudo e o público-alvo, enquanto o escopo deve identificar e definir o objeto de análise e limitá-lo, para a inclusão dos pontos mais importantes e significativos.

A unidade funcional fornece uma referência para o qual os dados de entrada (*input*) e saída (*output*) são relacionados, refere-se à quantidade de produtos ou serviços necessários para cumprir a função que se compara, servindo também de base para a comparação entre sistemas, e, a partir dela, se quantificam as entradas e saídas funcionais de um sistema. É a medida do desempenho da saída funcional de um sistema de produto (FIORI, 2014).

De acordo com McDougal e colaboradores (2001), a função de um sistema de gerenciamento de resíduos não é produzir algo, mas sim gerenciar os resíduos gerados em

determinada área. Sendo assim, a unidade funcional de um Inventário do Ciclo de Vida - ICV de resíduos é constituída pelos resíduos sólidos de uma área geográfica de estudo. No ICV de resíduos sólidos, a unidade funcional se define em termos da entrada do sistema, ou seja, os próprios resíduos. Esta unidade funcional é o gerenciamento dos resíduos de um domicílio ou os resíduos totais gerados em uma região geográfica em um determinado tempo (por exemplo, toneladas em um ano). Na Figura 8, apresenta-se de maneira esquemática os limites gerais de um sistema de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos.

Figura 8: Limites do sistema para o Inventário do Ciclo de Vida



Fonte: McDougall et al., 2001

Conforme Figura 8, além dos resíduos, existem entradas de energia e outras matérias-primas (como energia elétrica, gasolina e diesel) no sistema. As entradas econômicas ao sistema de manejo de resíduos incluem os custos de coleta, separação ou triagem, das diferentes formas de tratamento, transporte e disposição final. Os ganhos do sistema provêm da venda de materiais recicláveis, composto e energia. São consideradas saídas do sistema os produtos úteis como materiais recicláveis e composto, emissões líquidas e atmosféricas, e materiais inertes ou resíduo final para aterro. Também há a produção de energia nas opções de recuperação energética (incluindo o uso do biogás) (REICHERT, 2013).

Para Sanchez et al. (2000), devido ao sistema e aos subsistemas (geração, coleta, reciclagem, tratamento e aterro sanitário) terem suas entradas e saídas calculadas, esta etapa se constitui numa das principais dificuldades de aplicação da ferramenta de ACV,

principalmente nos países em desenvolvimento, onde uma das lacunas mais significativas é a falta de informações sobre todos estes processos.

A análise do ICV estabelece as categorias dos dados, preparação, coleta e validação destes dados, quantificando energia e matérias-primas, resíduos sólidos, líquidos e gasosos, e outros danos ou perdas durante a vida de um produto. A avaliação de impacto seleciona e define as categorias ambientais incluindo classificação e caracterização dos impactos ambientais existentes. A interpretação de dados e resultados identifica e avalia a integridade, sensibilidade e consistência das informações (ABNT, 2009a).

A ACV pode subsidiar a identificação de oportunidades para melhoria do desempenho ambiental de produtos em diversos pontos de seus ciclos de vida; o nível de informação dos tomadores de decisão na indústria e nas organizações governamentais ou não governamentais; a seleção de indicadores de desempenho ambiental relevantes, incluindo técnicas de medição e também o marketing (ABNT, 2009b).

Segundo Ribeiro (2003), a ACV pode ser utilizada como ferramenta para melhoria de desempenho em determinadas etapas do ciclo de vida de um produto ou sistema, pois fornece informações sobre os impactos ambientais potenciais em cada etapa. Além disso, a metodologia da ACV pode ser utilizada para comparação entre produtos ou sistemas com funções equivalentes.

Guinée e colaboradores (2011) observam que a ACV está crescendo em muitas direções, como na aplicação e amplitude. Os autores ressaltam que governos do mundo todo passaram a incentivar o uso da ACV, tornando-a um elemento central no desenvolvimento de políticas ambientais ou em ações voluntárias na União Europeia, EUA, Japão, Coreia, Canadá, Austrália e em economias em crescimento como a Índia, China e no Brasil.

2.4.1.1 Análise do Inventário do Ciclo de Vida - ICV

O ICV envolve, fundamentalmente, os procedimentos de coleta de dados e de cálculo. As informações adquiridas, referentes aos fluxos de entrada e saída, devem estar relacionadas à unidade funcional estabelecida na fase anterior (FIORI, 2014). Segundo Mueller et al. (2004), é a parte mais trabalhosa da ACV e dela depende a confiabilidade dos resultados obtidos nas outras etapas.

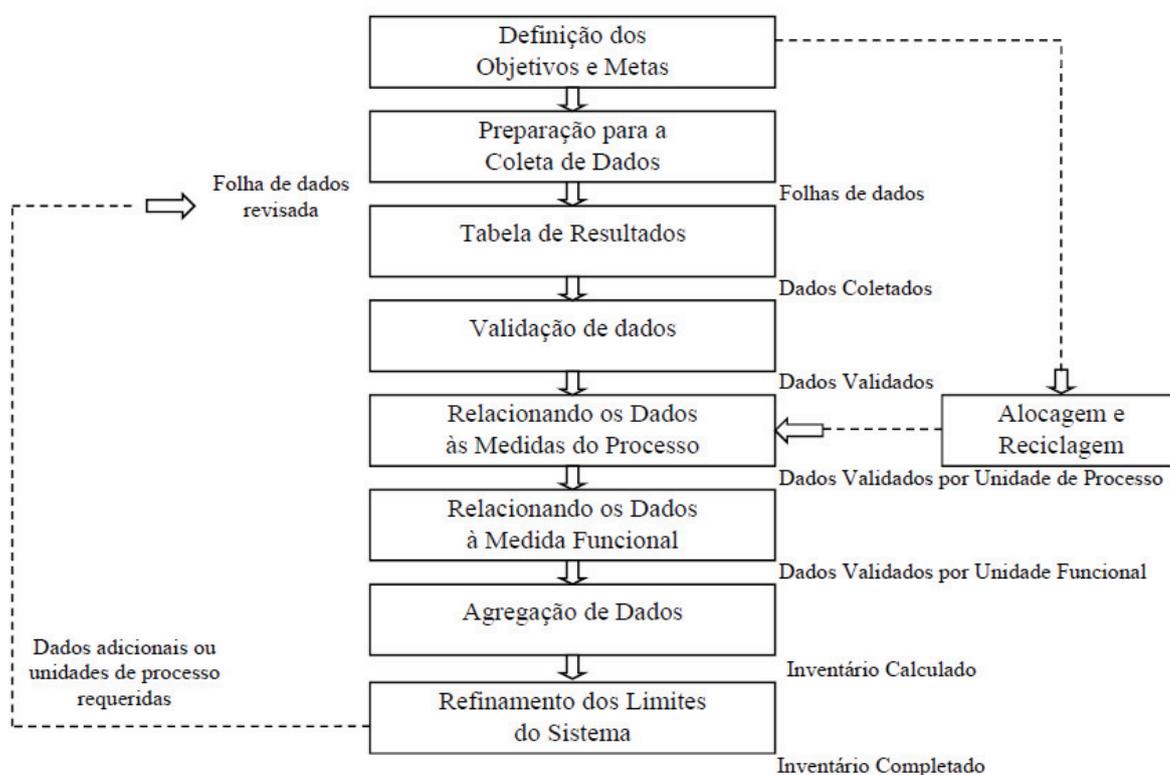
O levantamento do inventário, bem como os balanços ambientais, de massa ou energético, são utilizados como base para a análise dos aspectos ambientais envolvidos e sua

valorização subsequente. A divisão em diversos processos elementares facilita a fase de coleta de dados de entradas e saídas de produtos. Os inventários possibilitam a identificação de limitações ou a necessidade de maiores informações para a avaliação do processo e podem gerar mudanças nos procedimentos de coleta de dados, revisão dos objetivos ou escopo do estudo sendo realizado. A consistência dos dados viabiliza a obtenção de resultados mais precisos e confiáveis (ABNT, 2009a).

O ICV é uma ferramenta indispensável para a avaliação quantitativa de impactos ambientais, pois engloba a coleta de dados e procedimentos de cálculo utilizados na quantificação de fluxos de entrada e saída de matéria e energia, para um determinado sistema de produto (MUELLER et al., 2004).

Este procedimento envolve a descrição do Ciclo de Vida com uma série de passos e depois o cálculo das entradas e saídas para cada um desses passos, resultando em um balanço de materiais e energia, conforme apresentado na Figura 9. Posteriormente, as análises de todas as entradas e saídas de cada etapa são juntadas para resultar no ICV.

Figura 9: Etapas operacionais para análise de ICV



Fonte: ABNT, 2004

A grande quantidade de dados gerados nesta etapa resulta em um desafio para a tomada de decisão. Modelos computacionais devem ser utilizados para o agrupamento destes dados (REICHERT, 2013).

No setor de resíduos sólidos, um ICV tem os seguintes propósitos (McDOUGALL et al., 2001):

1. Prever o desempenho ambiental de um sistema de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos: como geralmente não estão disponíveis dados para todas as partes do Ciclo de Vida, dados genéricos são frequentemente usados (tipicamente valores médios) e o resultado do inventário não será 100% exato. O desempenho ambiental pode ser avaliado de duas maneiras. A primeira delas é a realização de estudos detalhados de ICV para vários sistemas individuais de manejo de resíduos, e extrapolar as conclusões gerais dos resultados. A outra maneira é construir uma ferramenta genérica e flexível que pode ser aplicada a qualquer sistema de gerenciamento de resíduos para avaliar o desempenho ambiental global.

2. Demonstrar as inter-relações no sistema de manejo de resíduos, contribuindo assim para a melhor compreensão do mesmo.

3. Ajudar a clarear os objetivos do sistema de gerenciamento de resíduos, permitindo a tomada de decisões sociais e políticas com mais objetividade.

4. Permitir a realização de cálculos para diferentes cenários hipotéticos através do uso de modelos computacionais, comparando as cargas ambientais e custos econômicos.

5. Proporcionar informação sobre métodos de manejo de resíduos sólidos que possam ser utilizadas em estudos de ICV de produtos e embalagens individuais.

6. Proporcionar uma avaliação econômica do sistema de gestão de resíduos sólidos utilizando os mesmos limites do sistema que o ICV, assegurando desta maneira que os dois conjuntos de dados possam ser analisados em paralelo.

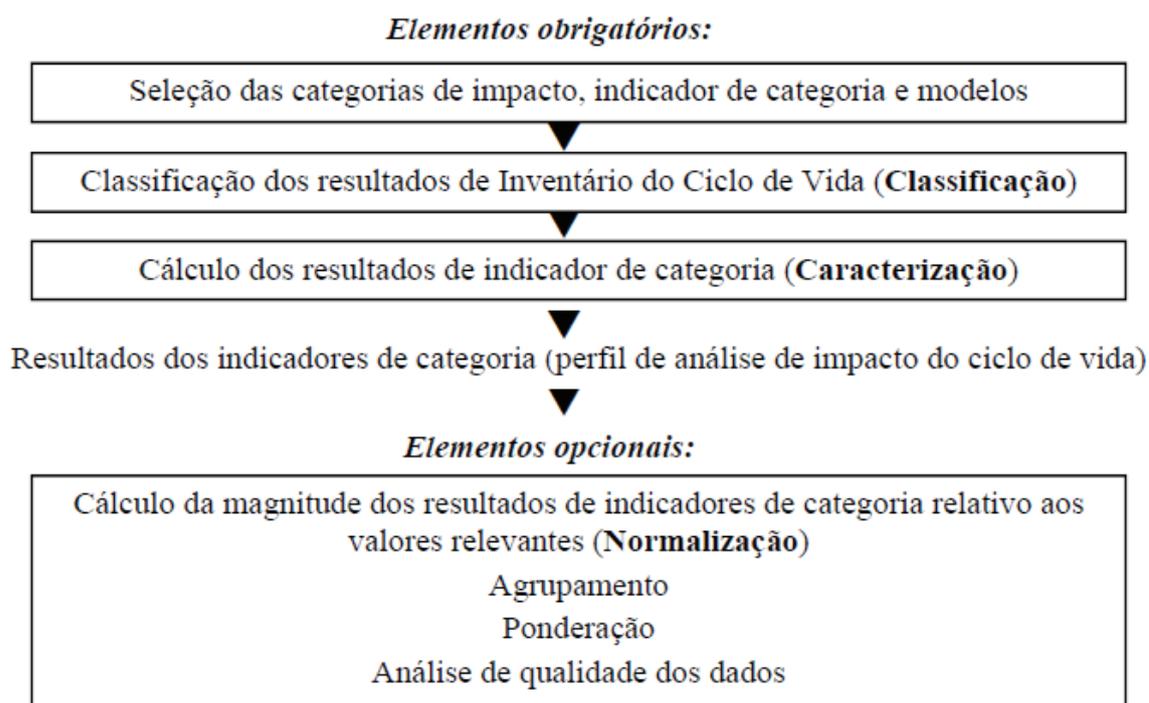
Segundo Shmelev e Powell (2005), o ICV é adequado para a modelagem de sistemas de resíduos, mas é apenas o primeiro passo na identificação dos impactos ambientais, como as suas concentrações em termos de emissões para a água, solo e ar, mas não fornece qualquer indicação do impacto ou da importância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

2.4.1.2 Avaliação dos impactos do ciclo de vida - AICV

A avaliação dos impactos do ciclo de vida (AICV) é a fase da avaliação do ciclo de vida dirigida à compreensão e à avaliação da magnitude e significância dos impactos ambientais potenciais de um sistema de produto. Quantifica como os fluxos de inventário contribuem para os impactos. Em geral, este processo envolve a associação de dados de inventário com impactos ambientais específicos e a tentativa de compreender estes impactos (ABNT, 2009a). Sendo assim, a fase consiste na avaliação do estudo, de acordo com os objetivos estabelecidos, ou seja, na análise dos resultados e na formulação de conclusões e recomendações, para a minimização de impactos ambientais potencialmente gerados (HAUSCHILD et al., 2005).

As categorias de impacto relevantes e seus respectivos potenciais de impacto são estabelecidos e é realizado o cálculo dos indicadores de cada categoria. A agregação dos resultados, por vezes ponderados, define o perfil da AICV e fornece informações relativas aos impactos ambientais associados ao consumo de recursos e emissões ao meio (SONNEMANN et al., 2003). Na Figura 10 apresentam-se os elementos obrigatórios e opcionais que convertem os resultados de ICV em resultados de indicadores.

Figura 10: Elementos da AICV



A primeira etapa consiste na definição das categorias de impacto. As categorias de impactos, normalmente utilizadas nos métodos da AICV, podem ser observadas no Quadro 1. A etapa de classificação requer a identificação dos dados do inventário relevantes para cada categoria específica de impacto. Os dados podem pertencer a mais de uma categoria, por exemplo os NO_x que afetam o aquecimento global e têm efeito sobre a acidificação.

Quadro 1: Exemplos de categorias, problemas ambientais e indicadores

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

| Categoria de Impacto | Problema ambiental | Indicador | Parâmetros para cada indicados |
|-----------------------------|------------------------------------|---|---|
| Recursos | Esgotamento dos recursos naturais. | Taxa de esgotamento de cada recurso mineral. Implica subjetividade ao combinar diferentes recursos. | Entradas de diferentes recursos no interior dos limites do sistema. |

Fonte: McDougall *et al.* (2001)

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

A etapa de interpretação do ciclo de vida está relacionada com a natureza iterativa dos processos de definição do escopo, análise de inventário e avaliação de impacto. Existem três elementos básicos nesta fase: identificação das questões ambientais mais significativas baseadas nos resultados da fase de ICV e AICV da ACV; avaliação, que pode incluir elementos tais como a checagem da integridade, sensibilidade e consistência; e conclusões, recomendações e relatórios sobre as questões ambientais significativas (CHEHEBE, 1998).

2.4.1.3 Métodos, softwares e base de dados da ACV

Na década de 1990 diferentes institutos, organizações e regiões do mundo criaram bases de dados para realização da ACV. As informações disponíveis em inventários de ciclo de vida de um determinado produto muitas vezes não coincidiam com a dos outros inventários e o resultado dependia, inevitavelmente, do instituto que estava realizando a análise. Sendo assim, surgiu a necessidade de unificar essas informações em uma base de dados para ACV, em que os resultados fossem confiáveis, independentemente da capacidade de qualquer instituição realizar o estudo (ALTHAUS *et al.*, 2007).

Objetivando melhorar o acesso global a dados transparentes e aumentar o acesso à qualidade de base de dados de ICV foi criado o programa da UNEP (*United Nations*

Environment Programme – Programa de Meio Ambiente das Nações Unidas) e SETAC (*Society of Environmental Toxicology and Chemistry*) - *Life Cycle Initiative* (Iniciativa do Ciclo de Vida) (MORETTI, 2011).

A crescente demanda para a aplicação de ACV nos mais variados setores, fez com que as empresas desenvolvedoras dos programas computacionais procurassem inovar e atender aos anseios dos usuários. Desta forma, existe uma variedade de opções e cabe a cada pesquisador verificar qual ferramenta computacional melhor se enquadra nos objetivos do estudo de ACV a ser desenvolvido (KALBUSCH, 2011). Os sistemas permitem a incorporação e/ou a atualização de dados. Dessa maneira, pode-se realizar uma ACV a partir de dados estocados nos bancos preexistentes ou então executá-la a partir de dados de campo, específicos a uma situação de interesse, e os cálculos podem ser realizados manualmente ou através de métodos computacionais já comercializados (GONÇALVES et al., 2009).

A utilização de programas computacionais visando auxiliar o desenvolvimento de estudos de ACV tem aumentado, tendo em vista que a quantificação de impactos e os cálculos envolvidos em uma ACV podem ser muito complexos. O uso de programas computacionais para apoio à ACV produz resultados com maior agilidade e confiabilidade (RIBEIRO, 2015). No Quadro 2 está apresentado um resumo dos principais softwares utilizados para ACV no setor de RSU.

Quadro 2: Resumo dos principais softwares utilizados para ACV

| Software | Histórico | Caracterização do modelo | Base de dados | Fonte |
|----------|---|---|---|-----------------------|
| SimaPro | <ul style="list-style-type: none"> - Desenvolvido por empresa holandesa Pré Consultants em 1990; - Um dos pioneiros em ACV; - Utilizado por grandes indústrias, consultorias e universidades, com usuários em mais de 50 países. | <ul style="list-style-type: none"> - Ferramenta profissional que contém vários métodos de avaliação de inventários de impacto ambiental e diversas bases de dados, que podem ser editados e expandidos sem limitação. - Permite a análise comparativa entre produtos e estudos com ciclos de vida complexos; - Confiável e flexível para coletar, analisar e acompanhar o desempenho ambiental dos produtos e serviços, e contabilizar os impactos para a atmosfera, água e solo. - Realiza a gestão de dados, o armazenamento (cadastro) de inventários, executa cálculos e verifica a credibilidade (análise de incertezas); - Segue recomendações da série ISO 14040; | <ul style="list-style-type: none"> - Ecoinvent; - Agri-footprint; - ELCD | Pré Consultants, 2010 |

| Software | Histórico | Caracterização do modelo | Base de dados | Fonte |
|----------|---|---|---|--|
| GaBi | <ul style="list-style-type: none"> - Software alemão desenvolvido em 1992; pelo departamento de Engenharia de Ciclo de Vida (Life Cycle Engineering), do Chair of Building Physics da Universidade de Stuttgart, Alemanha. - juntamente com a empresa PE International. - Tem sido utilizado por mais de 150 instituições, incluindo universidades, centros de pesquisa e indústrias (automotiva, química, eletrônica, de reciclagem, de construção, de energia) do mundo todo | <ul style="list-style-type: none"> - Contabiliza os impactos ambientais para a atmosfera, água e solo; - Oferece a possibilidade de ser feita uma análise comparativa entre balanços de impactos e custos ambientais dos produtos e serviços analisados; - Oferece uma ampla base de dados nas áreas de energia, transporte, disposição final, entre outros, - Segue recomendações da série ISO 14040; | <ul style="list-style-type: none"> - Ecoinvent; - Base de dados Gabi; - US. LCI; - Dados sob demanda; | Gabi, 2011 |
| Umberto | <ul style="list-style-type: none"> - Software Alemão, desenvolvido em 1994; - Desenvolvido pelos especialistas em ACV do Instituto para Pesquisa de Energia e Ambiental (<i>Institute for Energy and Environmental Research Heidelberg</i> - IFEU), na Universidade <i>Heidelberg</i>, juntamente com a empresa especializada em desenvolvimento de software, Instituto para Computação em Ciências Ambientais, em Hamburgo, na Alemanha; | <ul style="list-style-type: none"> - Segue recomendações da série ISO 14040; - Bons recursos visuais e interface bastante intuitiva; - Baseia suas análises na construção de um fluxograma de processos, matérias e energia; - Permite delimitar etapas do sistema e analisá-las individualmente através de diagramas de <i>Sankey</i> e realizar análise de custos. | <ul style="list-style-type: none"> - Ecoinvent; - Base de dados Gabi; | Umberto, 2011 |
| IWM | <ul style="list-style-type: none"> - Desenvolvido por White et al. (1995) e modificado por McDougall et al. (2001); | <ul style="list-style-type: none"> - Para análise do ciclo de vida gerenciamento de resíduos sólidos - Permite a inclusão dos diferentes agentes envolvidos no gerenciamento de resíduos; - Possibilidade de construir mapas de fluxos de materiais e de energias, assim como de recursos, resíduos e emissões; - Resultados como consumo de energia, taxas de emissões mássicas de descargas à atmosfera, à água e ao solo (rejeito a dispor em aterro sanitário), taxas de produção de materiais recicláveis, composto, entre outros - Modelo permite avaliar o desempenho de diferentes estratégias | <ul style="list-style-type: none"> - Base de dados IWM | Morrisey e Browne; 2004; McDougall et al., 2001; Reichert, 2013; |

| Software | Histórico | Caracterização do modelo | Base de dados | Fonte |
|----------|-----------|---|---------------|-------|
| | | de gerenciamento integrado de resíduos, fazendo a comparação dos diferentes cenários em termos dos resultados do inventário do ciclo de vida; | | |

Laurent et al. (2014b) analisaram 222 publicações sobre a utilização da ferramenta ACV no sistema de gestão dos resíduos sólidos. A maioria dos artigos analisados utilizou o software SimaPro (aproximadamente 28%).

Segundo Cleary (2009), dentre os modelos utilizados para ACV na gestão de resíduos sólidos pode-se citar IWM-1, IWM-2, Simapro, WISARD, ORWARE, EASEWASTE e ISWM. Allesch e Brunner (2014) descrevem que os softwares comumente usados nos sistemas de gestão de resíduos são o EASEWASTE e o SimaPro.

2.4.1.4 Banco de dados de apoio à ferramenta ACV

Para completar o processo de ACV, é necessário estabelecer uma conexão entre o inventário e os danos ou impactos potenciais, etapa esta correspondente à avaliação do ciclo de vida (REICHERT, 2013). Na literatura várias metodologias têm sido apresentadas para realizar esta avaliação. No Quadro 3, estão descritas características de alguns métodos de AICV.

Quadro 3: Principais características de alguns métodos de AICV.

| Método | Origem | Característica |
|---------------|----------------|---|
| CML 2001 | Holanda | Abordagem <i>midpoint</i> (orientada para o problema); não contempla procedimentos de ponderação e agregação; |
| EDIP 2003 | Dinamarca | Abordagem <i>midpoint</i> (orientada para o problema); caracterização dependente para países europeus para a maioria das categorias não globais; |
| EPS 2000 | Suécia | Abordagem <i>endpoint</i> (orientada para o dano); não possui etapa de normalização formalizada; |
| IMPACT 2002 + | Suíça | Abordagem <i>midpoint</i> e <i>endpoint</i> ; normalização em nível de impacto ou dano; |
| TRACI | Estados Unidos | Abordagem <i>midpoint</i> (orientada para o problema); coletânea de modelos de AICV existentes; pontos positivos: facilidade de obtenção das informações e a clareza na definição das limitações; |
| LIME | Japão | Abordagem <i>midpoint</i> com avaliação do dano (<i>endpoint</i>); normalização após caracterização do dano; material divulgado em japonês e dificuldades quanto ao idioma. |

| Método | Origem | Característica |
|-----------------|---------|---|
| LUCAS | Canadá | Abordagem <i>midpoint</i> (orientada para o problema); normalização baseada no método Impact 2002+; não contempla procedimento de ponderação; |
| ECOINDICATOR 99 | Holanda | Abordagem <i>endpoint</i> (orientada para o dano); visa atender principalmente as questões relacionadas à fase de ponderação. |

Fonte: Adaptado de Sanches, 2011; Fiori, 2014.

O método Eco-Indicador foi um dos primeiros sistemas de pesos, desenvolvido para a determinação de valores associados aos aspectos ambientais. Este método utiliza uma etapa de distribuição de pesos, que resulta em um número indicador do impacto ambiental de um 44 material ou processo, baseado em dados de uma análise de ciclo de vida (ECO-INDICATOR 99, 2000).

O método IMPACT 2002+ é uma metodologia de avaliação de impactos, desenvolvida no Instituto Federal de Tecnologia da Suíça (EPFL). O método IMPACT 2002+ é a junção dos métodos clássicos com os orientados ao dano, a fim de absorver suas respectivas limitações e agrupar os pontos positivos dos métodos mais utilizados mundialmente em estudos de ACV. Foi amplamente baseado no Eco-indicator 99 e é a combinação de quatro métodos: Impact 2002, Eco-indicator 99, CML e IPCC. Realiza a normalização e ponderação dos impactos, e contém as categorias de danos: saúde humana, qualidade do ecossistema, mudanças climáticas e esgotamento de recursos naturais (PRÉ CONSULTANTS, 2010).

Takaeda e colaboradores (2010) estudaram mais de trezentos artigos internacionais de ACV, a fim de verificar quais as bases de dados mais citadas e mais usados no mundo. A conclusão do estudo demonstrou que o Eco-indicator foi o mais citado. Além disso, os seis métodos mais citados concentraram quase 75% das citações e os seis mais utilizados concentraram 80% das utilizações. Os seis métodos mais citados/utilizados foram: Eco-indicator 99, CML, EPS, LIME, EDIP e IMPACT 2002+.

A metodologia mais utilizada para avaliar impactos ambientais do ciclo de vida de sistemas de gestão de resíduos sólidos é o CML-IA baseline versão 3.00/World 2000, conforme apresentam Laurent et al. (2014b) em seus resultados, com 31% das publicações analisadas pelos autores usando este método.

2.4.1.5 Aplicações da ACV na área de gestão de resíduos sólidos urbanos

Segundo Laurent et al. (2014), nos últimos anos houve um aumento substancial correspondente ao número de publicações de estudos utilizando ACV na gestão de RSU. Uma revisão publicada por Allesch e Brunner (2014) mostra que a ACV é o principal método utilizado para avaliar sistemas de gestão de RSU.

No Quadro 4 está apresentada uma revisão realizada sobre alguns estudos publicados sobre ACV envolvendo RSU. Os estudos foram exibidos considerando o objetivo, o país onde foi realizado, o Software utilizado na ACV, a unidade funcional, os cenários analisados, os resultados do estudo e a fonte consultada.

Quadro 4: Estudos envolvendo ACV X RSU

| Objetivo | País | Software | Unidade funcional | Cenários | Resultados | Referência |
|--|-----------|----------------|---------------------------------------|---|--|----------------------|
| Comparar os impactos ambientais do aterro, compostagem e tratamento biológico de RSU Da cidade de São Paulo, Brasil por meio da ACV. | Brasil | Não mencionado | 1 t de RSU | 1. Compostagem 2. Biogaseificação 3. Aterro | O resultado demonstrou que o aterro teve o maior impacto ambiental adverso em comparação com a biogaseificação e compostagem. | Mendes et al. (2003) |
| Comparar o potencial de impacto ambiental de estratégias de tratamento de resíduos por meio da ACV | China | Não mencionado | 1 t de RSU | 1. Aterro Sanitário 2. Incineração 3. Tratamento mecânico e biológico e compostagem 4. Tratamento mecânico e biológico e incineração 5. Tratamento mecânico e biológico e aterro sanitário | O processo de incineração de RSU teve o maior potencial de acidificação, enquanto o aterro teve o maior potencial de aquecimento global e maior potencial de eutrofização. | Hong et al.(2006) |
| Comparar diferentes cenários de gerenciamento de RSU por meio da ACV | Peru | IWM-1 | Total de RSU gerado na área de estudo | 1. Coleta, transporte e aterro sanitário 2. Redução, coleta, transporte e aterro 3. Coleta, transporte, triagem e reciclagem e aterro sanitário 4. Coleta, transporte, triagem e reciclagem, incineração e aterro sanitário 5. Coleta, transporte, triagem e reciclagem, digestão anaeróbica e aterro | O resultado mostrou que o cenário 2 foi o sistema de gestão mais viável devido ao processo de redução e reciclagem de fontes. | Ozeler et al. (2006) |
| Descrever a aplicação da ACV para avaliar várias opções de gestão de RSU em Cingapura | Cingapura | SimaPro | Total gerado no período de um ano | 1. Reciclagem 2. Compostagem 3. Incineração 4. Aterro | Os resultados mostraram que a reciclagem apresentou a menor emissão de gases de efeito estufa (GEE), entre as opções de gerenciamento de resíduos. | Tan e Khoo (2006) |

| Objetivo | País | Software | Unidade funcional | Cenários | Resultados | Referência |
|---|-----------|----------|---------------------|--|---|----------------------------|
| A ACV foi realizada para avaliar os impactos ambientais de dois cenários de RSU com recuperação de energia atualmente praticados na Tailândia: incineração e digestão anaeróbica. | Tailândia | SimaPro | 1 t de RSU | 1. Incineração 2. Digestão anaeróbica | O resultado mostrou que a opção de digestão anaeróbica foi preferível à incineração. Isto foi devido a 60% dos resíduos que eram biodegradáveis; Assim, o cenário indicado foi a digestão anaeróbica. | Chaya e Gheewala (2007) |
| Desenvolver e comparar três diferentes cenários de gerenciamento de RSU para o Kuwait por meio da ACV | Kuwait | IWM-2 | Total de RSU gerado | 1. Coleta, transporte e aterro 2. Incineração com recuperação de energia e triagem e reciclagem 3. Digestão anaeróbica antes do aterro | O resultado mostrou que o cenário 3 foi o melhor e apresentando o mínimo impacto ambiental (potencial mínimo de aquecimento global e potencial de acidificação) devido à redução das emissões de GEE com geração de energia como resultado da digestão anaeróbica. | Al-Salem e Lettieri (2009) |
| Determinar da geração total e per capita de RSU a cidade de Lahore, sua composição, armazenamento, transporte e disposição; Comparar o custo de gerenciamento do sistema existente e do sistema melhorado utilizando ACV. | Paquistão | IWM-2 | 500.000 t RSU | 1. Compostagem 2. Biogaseificação 3. Reciclagem + sistema de coleta de materiais mistos 4. Reciclagem + sistema de coleta de material único 5. Reciclagem + sistema de coleta de curvas biológicas 6. Biogaseificação + reciclagem + energia + aterro | O resultado mostrou que o cenário 6 foi a opção ambientalmente mais amigável; Evitou uma quantidade máxima de CO ₂ equivalentes de 33.773 t. | Batool e Chaudhry (2009) |
| Analisar três diferentes tecnologias de tratamento de resíduos utilizando ferramenta de ACV | Suécia | SimaPro | 1 t de RSU | 1. Gaseificação de pirólise 2. Incineração 3. Aterro sanitário | O resultado mostrou que a incineração e o aterro sanitário apresentaram o maior potencial de aquecimento global devido à alta emissão de dióxido de carbono. A incineração teve o maior impacto de acidificação entre a opção de gerenciamento devido a emissão de GEE no ar. | Zaman (2010) |

| Objetivo | País | Software | Unidade funcional | Cenários | Resultados | Referência |
|--|-------------|-----------------|--|---|---|------------------------------|
| Fornecer uma revisão sobre a quantidade total de RSU gerados, armazenados, coletados, descartados, bem como os constituintes do lixo de Catar; Comparar alternativas de gerenciamento de RSU através da ACV. | Catar | Gabi 4 | 10 kg RSU | 1. Reciclagem 2. Compostagem 3. Aterro | Reciclagem foi a melhor solução para o desperdício de plástico, devido a um menor impacto ambiental. | Al-Maaded et al.(2012) |
| Analisar a importância do conceito de pensamento do ciclo de vida e mostrar sua relação direta com a sustentabilidade. | Grécia | Não mencionado | Total de RSU gerados em 1 ano na área de estudo. | 1. Reciclagem de papel 2. Digestão anaeróbica de resíduos alimentares 3. Aterro de todas as frações de resíduos | Os resultados mostraram que os cenários 1 e 2 foram melhores do que o cenário 3 para a área de estudo. | Koroneos e Nanaki (2012) |
| Auxiliar a administração do município local em Irkutsk (Rússia) a identificar a direção mais adequada para otimização e gerenciamento de RSU através de avaliação de cenários por meio da ACV. | Rússia | IWM | Não mencionado | 1. Aterro 2. Reciclagem 3. Compostagem 4. Tratamento mecânico e biológico aeróbico | O resultado mostrou que o melhor cenário para a área de estudo foi o cenário 4, em relação aos aspectos ambientais e sociais. | Tulokhonova e Ulanova (2013) |
| Fornecer uma comparação detalhada do ciclo de vida de diferentes tecnologias de tratamento de RSU em uma região específica da China | China | Gabi 4 | 1 t de RSU | 0. Aterro sem recuperação de energia 1. Aterro com recuperação de energia 2. Incineração à recuperação de energia | O resultado mostrou que o aterro foi a pior opção ambiental em comparação com outras opções para a área de estudo. | Dong et al.(2014) |

| Objetivo | País | Software | Unidade funcional | Cenários | Resultados | Referência |
|---|---------|--------------|--|---|---|--------------------------|
| Estruturar e avaliar distintas formas de apoio à tomada de decisão na definição de sistema municipal de gerenciamento integrado de resíduos sólidos urbanos, discutindo a sua viabilidade e sustentabilidade | Brasil | IWM-2 | Total de RSU gerados em 1 ano na área de estudo. | <ol style="list-style-type: none"> 1. Base ou atual de Porto Alegre; 2. Provável geral com participação de todos os atores; 3. Provável Atores do DMLU; 4. Otimista geral com participação de todos os atores; 5. Otimista Atores do DMLU; 6. Ênfase para a digestão anaeróbia sem ênfase à coleta diferenciada; 7. Ênfase para queima mássica (incineração) com coleta diferenciada; 8. Ênfase para coleta diferenciada e o gerenciamento integrado. | A utilização de programas computacionais na etapa de inventário de ciclo de vida, apesar de necessitar de um grande número de dados e de informações para a sua alimentação, se mostrou viável para apoio à decisão para a definição de sistemas integrados e sustentáveis de gerenciamento de resíduos urbanos. | Reichert e Mendes (2014) |
| Determinar os aspectos ambientais de um sistema de gestão de RSU menos impactante através da metodologia de ACV. O foco principal foi investigar a utilização de ACV como uma ferramenta no planejamento de gestão de resíduos. | Turquia | SimaPro | 1 t de RSU | <ol style="list-style-type: none"> 1. Aterro sem recuperação de biogás; 2. Instalação de recuperação de material (reciclagem de 40 %) e aterro sanitário; 3. Instalação de recuperação de material (reciclagem de 40 %), compostagem e aterro sanitário; 4. Incineração e aterro sanitário; 5. Instalação de recuperação de material (reciclagem de 40 %, compostagem, incineração e aterro sanitário). | Os impactos ambientais mais elevados decorrem do aterro sem recuperação de energia (1) e na incineração de resíduos mistos com recuperação de energia (4) e a opção de gerenciamento de RSU mais ambientalmente correta é a alternativa 5. Os resultados indicaram que o ACV pode ser uma ferramenta útil para o planejamento da gestão de RSU, pois permite aos municípios comparar diretamente os impactos ambientais reais de diferentes tecnologias e opções de planejamento. | Yay (2015) |
| Propor um método de planejamento baseado em: (1) análise detalhada dos fluxos de resíduos e (2) aplicação da ACV para comparar cenários alternativos e otimizar soluções. | Itália | WRATE Expert | Total de RSU gerado em um ano | <ol style="list-style-type: none"> 1. Recuperação de materiais a partir de frações secas; 2. Recuperação de materiais e energia a partir das frações orgânicas; 3. Recuperação de energia a partir de resíduos. | A avaliação da contribuição de cada fase de gerenciamento de resíduos no sistema integrado de gerenciamento de resíduos provou que as mudanças aplicadas de 2013 a 2017 resultam em uma melhoria significativa do desempenho ambiental principalmente como consequência da integração | Tunesi et al. (2016) |

| Objetivo | País | Software | Unidade funcional | Cenários | Resultados | Referência |
|--|--------|----------|-------------------|--|--|----------------------|
| | | | | | otimizada entre recuperação de materiais e energia. | |
| Melhorar a tomada de decisão no gerenciamento de resíduos sólidos orgânicos por meio da ACV e decisão multicritério. | Brasil | EASETECH | 1 t de RSU | <ol style="list-style-type: none"> 1. Sem coleta diferenciada para resíduos orgânicos e disposição em aterro; 2. Segregação na fonte e a coleta seletiva de 20% dos resíduos orgânicos; 3. Segregação na fonte e a coleta seletiva de 50% dos resíduos orgânicos; 4. Sem segregação dos resíduos na fonte, separação em Instalação de Recuperação de Materiais e os orgânicos são encaminhados para digestão anaeróbica. | Os cenários 1 e 4 apresentaram os maiores impactos ambientais, sendo indicado os cenários das alternativas 3 e 4, que apresentaram resultados muito semelhantes. | Angelo et al. (2017) |

Conforme apresentado no Quadro 4, existem estudos publicados em diversos países do mundo. A maioria dos estudos objetiva comparar cenários com alternativas de gerenciamento de RSU. De maneira geral, os resultados desses estudos apontam que a ACV é uma ferramenta muito útil para esse tipo de avaliação.

Isso também foi confirmado por Barton et al. (1996), Ekvall et al. (2007), Finnveden et al. (2007), Fullanai Palmer et al. (2011), Blengini et al. (2012) e Saner et al. (2012) que apontam que a ACV apresenta-se como um método relevante para auxílio na tomada de decisão no gerenciamento de resíduos, fornecendo insumos valiosos para identificação de soluções de gestão, permitindo indicar soluções que apresentam o melhor desempenho ambiental dentre as alternativas que se apresentam disponíveis.

Outros estudos de revisão investigaram a aplicação da ACV no campo da gestão de resíduos. O foco dos trabalhos fundamentou-se em aspectos metodológicos, tipos específicos de resíduos ou sistemas de gestão de resíduos (LAURENT et al., 2014). Como por exemplo, Cleary (2009), que analisou de forma abrangente a conduta metodológica e as conclusões de 20 estudos de avaliação da gestão de RSU; Lazarevic et al. (2010) analisaram 10 estudos de ACV que avaliam a gestão de resíduos plásticos pós-consumo na Europa; Gentil et al. (2010) que forneceram visões gerais dos modelos existentes de ACV aplicados aos resíduos sólidos; e Morris et al. (2013), que realizaram uma meta-análise de 82 estudos de avaliação do manejo de resíduos orgânicos.

Laurent et al. (2014) realizaram uma revisão crítica de 222 estudos publicados sobre ACV em sistemas de gestão de RSU verificando a distribuição geográfica das publicações e a aplicação em seu desenvolvimento. A constatação foi que os estudos publicados se concentraram principalmente na Europa, com pouca aplicação nos países em desenvolvimento. No que se refere a alternativas tecnológicas para o gerenciamento de RSU, eles em grande parte têm negligenciado a aplicação de ACV para atividades de minimização na geração e na triagem e reciclagem de RSU.

Os autores também avaliaram os resultados de alguns estudos selecionados, identificando pouco acordo nas conclusões entre eles. Há uma forte dependência em cada sistema e suas condições locais. Nesse sentido, a ACV é considerada uma boa ferramenta, em que, pela sua capacidade de capturar as condições locais específicas na modelização dos impactos ambientais e benefícios de um sistema de gestão de RSU, permite identificar problemas críticos e propor opções de melhoria, adaptadas às especificidades locais (LAURENT et al., 2014).

Eckelman et al. (2014) revisaram a literatura sobre gerenciamento de resíduos em ilhas no mundo quanto à utilização de ferramentas de ecologia industrial. A conclusão do estudo foi que a ACV tem substancialmente apoiado empresas e autoridades sobre como escolher as soluções mais adequadas para o gerenciamento de resíduos em áreas tão peculiares.

Sendo assim, por meio dos estudos apresentados na presente seção, conclui-se que a ACV já é uma ferramenta bem difundida e aplicada com êxito no setor de RSU.

2.4.2 Análise de Custo do Ciclo de Vida (ACCV)

A Análise do Custo do Ciclo de Vida (ACCV) fornece uma ferramenta útil para análise ambiental da gestão de RSU, podendo ser utilizada para tomada de decisão, através de sua perspectiva, abrangência, enquadramento e aceitação. No entanto, como a economia é um fator de decisão muito importante para a gestão de RSU, além da questão ambiental, é importante analisar de forma sistemática a questão econômica (REICH, 2005).

A ACCV é um método de análise de custos relacionado com um sistema de produção ou um produto durante seu ciclo de vida (DAHLÉN E BOLMSJÖ, 1996). Os resultados do estudo podem ser usados como suporte para tomada de decisões, por exemplo, para definir algum modelo de gerenciamento de resíduos, ou como parte das avaliações de sustentabilidade (UTNE, 2009).

Segundo Griffin (2007), a ACCV é uma metodologia desenvolvida para a tomada de decisão nas aquisições de capital e em projetos, onde utiliza uma compreensível análise econômica de alternativas competitivas; usa procedimentos contábeis universalmente aceitos para a determinação do custo total do projeto ou da aquisição de propriedade; leva-se em consideração todos os serviços previstos no período útil de vida, bem como todos os custos que aí incidem.

Para Brick e Pilla (2011) a ACCV é uma ferramenta capaz de auxiliar o tomador de decisão a encontrar soluções de compromisso, visando definir aquela com o melhor custo-benefício, podendo ser utilizada para:

- a) Avaliação da eficiência global do sistema; avaliação e comparação entre tecnologias alternativas no desenvolvimento de sistemas;

- b) Avaliação de viabilidade econômica de projetos/produtos; avaliação de diferentes perfis operacionais de sistemas e cenários; avaliação de conceitos alternativos de manutenção e apoio logístico;
- c) Avaliação de políticas de descarte e reciclagem;
- d) Avaliação de alternativas de transporte de componentes, materiais e sobressalentes; avaliação e seleção de locais geográficos para instalação das unidades de operação e apoio; avaliação das decisões acerca dos estoques de sobressalentes;
- e) Avaliação das decisões acerca da alocação de recursos na estrutura de apoio;
- f) Planejamento financeiro de longo prazo.

A metodologia de ACCV, segundo Da Silva Jr., Queiroz e Januzzi (2006), consiste na fusão de três técnicas conhecidas, sendo: a análise de engenharia/economia (busca de inovações tecnológicas), o custo do ciclo de vida e o período de retorno do investimento. A metodologia do valor presente líquido é utilizada em estudos de concepção de projetos, na área de saneamento básico, pelo Banco Interamericano de Desenvolvimento (BID).

O processo de determinação da ACCV é basicamente matemático, dependente das informações disponíveis e apresenta um grau de confiabilidade similar aos dados da base (FIORI, 2014). Os fatores financeiros devem ser tomados em consideração no desenvolvimento da ACCV. Calculados segundo o critério de valor presente incluem a taxa de inflação, taxa de juros, custos de seguro, empréstimos e vida útil esperada (RAMÍSIO, 2005; NASCIMENTO, 2010).

Segundo metodologia proposta por Ramísio (2005) a ACCV apresenta-se como sendo a soma das parcelas apresentadas na Equação 2:

$$ACCV = C_{ci} + C_{in} + C_e + C_o + C_m + C_{pp} + C_a + C_d \quad (2)$$

Onde: C_{ci} - Custos iniciais;

C_{in} - Custos de instalação e ensaios;

C_e - Custos energéticos;

C_o - Custos de operação;

C_m - Despesas de manutenção, reparação e substituição;

C_{pp} - Custos de paradas;

C_a - Custos ambientais;

C_d - Custo de desmontagem e demolição.

Segundo UNEP/SETAC (2009), na ACCV exististe distinções entre os custos internos e externos, dentro do contexto dos aspectos da sustentabilidade, na qual ela considera *3P – People, Planet and Profit/Prosperity*, conforme Quadro 5 .

Quadro 5: Avaliação Completa de Produtos e Serviços no Contexto do Desenvolvimento Sustentável.

| | Pessoa | Planeta | Lucro/Prosperidade |
|------------------------------|---|--|---|
| Custo e benefícios (Interno) | Ex. Despesas com saúde e segurança. | Ex. Custo com a prevenção da poluição. | Ex. Custo com matéria-prima, imposto e juros. |
| Custo e benefícios (Externo) | Ex. Impacto na saúde humana e no bem-estar social, devido aos impactos. | Ex. Impacto na biodiversidade e na saúde humana provocada pela poluição. | Ex. Redução do rendimento na safra devido a poluição. |

Fonte: UNEP, 2009.

Para a elaboração do Quadro 5, o UNEP/SETAC (2009), utilizou duas ferramentas de avaliação, a mais famosa é a Análise do Ciclo de Vida (ACV) popularmente utilizada para fornecer informações internas e externas de impactos ambientais das atividades econômicas e, em menor medida, aos referentes à saúde humana e aos recursos naturais e, o Custo do Ciclo de Vida - CCV que é definido como um recurso novo.

Quando o CCV é utilizado como uma ferramenta de comparação entre diferentes alternativas, o processo de cálculo do CCV indicará, de forma isenta, a solução que apresenta menor custo global, com base nas informações disponíveis (RAMÍSIÓ, 2005). Segundo Den Boer et al. (2005) a sustentabilidade econômica está relacionada a um sistema técnico-organizacional em um determinado tempo e submetido a um sistema de decisão específico. Se o sistema cobre todos os gastos ao longo desse período de avaliação, o mesmo poderá ser considerado um sistema que opera de maneira economicamente sustentável.

Reichert (2013) avaliou a sustentabilidade na gestão de resíduos sólidos e os critérios utilizados em seu estudo foram:

- I. Eficiência: avaliada em nível de subsistema e em nível de sistema, sendo medido por:
 - i. Custo total em unidade de massa por domicílio e por pessoa: tonelada/domicílio/ pessoa;

- ii. Custo do sistema de gestão de RSU como porcentagem do orçamento total do município.
- II. Equidade: o objetivo do critério equidade é examinar a distribuição quantitativa do custo com gerenciamento em relação ao salário entre todos os cidadãos ou munícipes, sendo medido por:
 - i. Custo por pessoa como porcentagem do valor do salário mínimo.
- III. Dependência de subsídios: a extensão na qual a municipalidade é autossustentável ou dependente de recursos externos, isto é, de subsídios ou subvenções, pode ser examinada, é medido por:
 - i. Relação entre receitas e despesas do sistema municipal de gestão integrada de RSU.

A literatura relata alguns estudos que avaliam os custos e benefícios de vários cenários de gestão de RSU. Para exemplo, através de ferramentas de apoio à decisão, Reich (2005) estudou sistemas de gestão de resíduos municipais que utilizam a ACCV (alguns autores referem-se à avaliação econômica do ciclo de vida - AECV). Os resultados mostraram que os métodos econômicos podem fornecer ferramentas úteis para a avaliação de sistemas de gestão de RSU e melhorar a transparência dos processos de decisão.

Shmelev e Powell (2006) desenvolveram uma ferramenta de otimização multicritério para sistemas de gestão de RSU, considerando o inventário de ciclo de vida (ICV) das operações de gestão e a modelagem ecológico-econômico espacial da distribuição dos impactos ambientais.

Massaruto et al. (2011), seguindo a abordagem da ACCV proposta por Reich (2005), modelaram seis cenários alternativos com diferentes combinações de recuperação de materiais energia a partir de RSU, considerando a separação na fonte e tecnologias de processamento aplicada a duas áreas hipotéticas, a fim de representar um cenário típico para o norte da Itália. O estudo forneceu uma avaliação comparativa às alternativas de gestão de RSU, com uma abordagem inovadora que considera a avaliação com hipóteses mais realistas sobre os custos dos cenários considerando as externalidades positivas e negativas.

Ferreira et al. (2014) avaliaram a taxa de retorno econômica e ambiental alcançada com a implementação de um sistema de reciclagem de resíduos em Portugal. Os impactos ambientais globais foram quantificados através da ACV e ponderados em valores monetários por meio de três métodos de valoração ambiental. A conclusão do estudo foi que os benefícios superaram os custos para os três métodos de valoração. As operações de

eliminação dos resíduos provaram ser mais caras (principalmente do ponto de vista ambiental) do que a reciclagem que reduz os custos econômicos e também os danos ambientais.

Embora a ACV para avaliação de cenários no setor de resíduos forneça um quadro sistemático para a contabilização dos impactos ambientais associados ao gerenciamento, a maioria das decisões relacionadas à implementação das tecnologias de resíduos nas sociedades modernas são afetadas por restrições econômicas. Para os decisores, a falta de uma avaliação econômica equilibrada, ao lado dos resultados tradicionais da ACV, limita o valor da ACV, já que as prioridades econômicas são desacopladas dos aspectos ambientais (MARTINEZ-SANCHEZ et al., 2015).

Ainda segundo Martinez-Sanchez et al. (2015) as características econômicas estão sendo abordadas em alguns estudos sobre gerenciamento de resíduos, sendo esses estudos chegam a uma variedade de conclusões com diferenças nas condições estruturais, mas pouco deles incluem detalhes dos princípios de cálculo de custos para as tecnologias avaliadas. Isso não só limita a transparência desses estudos e a posterior aplicabilidade dos resultados, como também ilustra que a avaliação econômica dos sistemas de gerenciamento de resíduos é um campo relativamente pouco desenvolvido.

A ACCV é uma metodologia menos aplicada que a ACV, sendo encontrados poucos exemplos de aplicações no setor. Contudo, a avaliação econômica é essencial para a tomada de decisão em sistemas de gestão de RSU. Dessa forma, é importante que mais pesquisas sejam direcionadas visando novas metodologias para ACCV.

2.4.3 Análise do Ciclo de Vida Social – ACVS

Em relação ao desenvolvimento sustentável e à formulação de políticas, tem havido um crescente interesse na inclusão de aspectos sociais como parte do arcabouço da ACV (FINNVEDEN et al., 2009). A Avaliação do Ciclo de Vida Social (ACVS) é um campo de estudo relativamente recente, no qual os profissionais ainda estão discutindo, definindo, projetando e testando diversas metodologias e abordagens para ponderar os impactos sociais e socioeconômicos do ciclo de vida de produtos e serviços, com o objetivo de auxiliar na tomada de decisão (MACOMBE, 2011).

A ACVS é definida como uma técnica de ponderação de impactos sociais e socioeconômicos de produtos calculando-os desde o seu desenho, passando pela extração e

processamento da matéria prima, fabricação, distribuição, uso, reutilização, manutenção, reciclagem e disposição final. Dessa forma, a ACVS é complementar à ASCV. No entanto, pode ser aplicada de forma individual ou em combinação com outras, como ACV e ACCV. A identificação de determinados impactos sociais possibilita diagnosticar a situação social da organização e da comunidade na qual está inserida, auxiliando a tomada de decisão de modo a melhorar o desempenho das organizações e, finalmente, o bem-estar das partes interessadas (UNEP, 2009).

De acordo com Macombe (2011) a ACVS é um método que permite avaliar os impactos sociais provocados pelo funcionamento de uma cadeia de produção em que suas saídas são destinadas a auxiliar os políticos, os gestores de empresas privadas e as organizações sem fins lucrativos a tomar decisões informadas e justas. Essa definição também é realizada por Russi, Ayuso e Plamer (2012) que elencam que a ACVS tem por objetivo obter e esquematizar informações sobre os impactos sociais dos produtos, com o intuito de dar suporte às estratégias, políticas de gestão, planos de atuação, práticas de compra e ações de comunicação.

É amplamente reconhecido que muitas vezes os sistemas de gestão de resíduos ignoram os componentes e prioridades sociais (DIJKEMA et al., 2000; HENRY et al., 2006; MORRISSEY; BROWNE, 2004). As questões de aceitação pública, mudança de sistemas de valores, participação pública nos estágios de planejamento e implementação e comportamento do consumidor são tão importantes quanto os aspectos técnicos e econômicos do gerenciamento de resíduos (CARABIAS et al., 1999). A gestão eficaz dos resíduos deve ser plenamente assumida pelas autoridades locais e pela esfera pública, e deve ir além dos métodos consultivos tradicionais que exigem que o "especialista" defina uma solução antes do envolvimento público (HENRY et al., 2006; MORRISSEY; BROWNE, 2004).

Existe uma vasta gama de impactos sociais, tanto positivos como negativos, associados à gestão de RSU. Por exemplo, práticas de manejo de RSU deficiente podem levar a sérias ameaças para a saúde humana. Também, às vezes, há uma falta de benefícios para a comunidade resultando em oposição pública, bem como uma falta de participação dos interessados, coordenação e compromisso com a gestão de resíduos (GIUSTI, 2009).

O estudo da ACVS pode abordar diferentes aspectos, dentre eles, os impactos sociais sobre os trabalhadores, comunidade local, consumidores, sociedade e/ou cadeias produtivas.

A sociedade e/ou cadeias produtivas são consideradas como categorias de *stakeholders*, que permitem análise a partir das subcategorias e seus indicadores (UNEP, 2009).

Os *stakeholders* propõem as seguintes linhas diretrizes: trabalhadores, comunidade local, sociedade (nacional e local), consumidores e, atores introduzidos na cadeia de valor (fornecedores). A estas se podem acrescentar outras, a saber, Organizações Não Governamentais (ONG), o Estado ou as gerações futuras, acionistas e sócios comerciais (RUSSI et al., 2012).

Lira e colaboradores (2009) definem *stakeholders* como as partes interessadas de uma empresa (organização) que sofrem o impacto do seu funcionamento, ou seja, qualquer grupo ou indivíduo que pode afetar ou ser afetado pela realização dos objetivos dessa empresa.

No Quadro 6 estão apresentadas algumas categorias de *stakeholders* e suas subcategorias de impactos.

Quadro 6: Categorias de *stakeholders* e suas subcategorias de impactos

| Categorias de <i>stakeholders</i> | Subcategorias de impactos |
|--|---|
| <i>Stakeholder</i> Trabalhador | - liberdade de associação e negociação coletiva |
| | - trabalho infantil |
| | - salário justo |
| | - horas de trabalho |
| | - trabalho forçado |
| | - oportunidades iguais/discriminação |
| | - saúde/segurança |
| <i>Stakeholder</i> Consumidor | - benefícios sociais/seguridade social |
| | - saúde e segurança |
| | - mecanismo de <i>feedback</i> |
| | - privacidade do consumidor |
| <i>Stakeholder</i> Comunidade Local | - transparência |
| | - acesso aos recursos materiais |
| | - acesso aos recursos imateriais |
| | - deslocamento e migração |
| | - herança cultural |
| | - condições de vida segura e saudável |
| | - respeito aos direitos indígenas |
| | - engajamento da comunidade |
| - emprego local | |
| <i>Stakeholder</i> Sociedade | - condições de vida segura |
| | - comprometimento público com questões sustentáveis |
| | - contribuição para o desenvolvimento econômico |
| | - prevenção e mitigação de conflitos armados |
| | - desenvolvimento tecnológico |
| <i>Stakeholder</i> Cadeia de valores (não incluindo os consumidores) | - corrupção |
| | - Competição Justa |
| | - Promoção da Responsabilidade Social |
| | - Relacionamento com Fornecedores |
| | - Respeito da Propriedade Intelectual |

Fonte: Adaptado de UNEP (2009); Santos et al. (2012).

Esta etapa de definição de categorias, subcategoria e indicadores corresponde a elaboração do inventário da ACVS (CIROTH; FRANZE, 2011). Conforme orientações da UNEP/SETAC (2009) e da metodologia utilizada por Ciroth e Franze (2011), no qual dentro de cada subcategoria de impactos são agregados indicadores sociais, seguido por sua descrição com dados mundiais, nacionais, regionais e locais, na perspectiva de realizar a ponderação do impacto.

Na gestão dos resíduos, a participação do público é reconhecida como aspecto fundamental no controle de conflitos ambientais e na busca pela sustentabilidade, uma vez que pode fazer a interligação entre o governo e os cidadãos (JOSEPH, 2006; LIN et al., 2010). Para Xião et al. (2017) as estratégias de gestão de resíduos baseadas em coleta seletiva e reciclagem só serão bem-sucedidas se conseguirem um apoio público generalizado, motivo pelo qual é necessário desenvolver modelos de participação pública abrangentes e eficazes.

Embora se tenha conhecimento da importância de se considerar os múltiplos *stakeholders* nos sistemas de gestão de resíduos, os tomadores de decisão (governos/municípios) e especialistas (apoiadores técnicos) ainda são os participantes mais ativos. Porém, os residentes locais são partes interessadas que não podem ser ignoradas, tanto no gerenciamento dos resíduos quanto nos processos de tomada de decisão (GARNETT; COOPER, 2014; TAI et al., 2011).

Xião et al. (2017) objetivou testar a hipótese e melhorar a compreensão dos fatores que influenciam a disposição dos moradores a participarem da gestão dos resíduos, relatando os resultados de um questionário realizado no sudeste da China. A pesquisa utilizou uma ampla abordagem de amostragem para avaliar o conhecimento, a satisfação e as opiniões dos cidadãos. Os autores concluíram que a gestão de resíduos é um processo cíclico e um complexo sistema sócio ecológico que requer a participação contínua de múltiplos *stakeholders*, especialmente comunidades locais e moradores.

Ainda segundo Xião e colaboradores (2017), alguns fatores influenciam a disposição das pessoas participarem da gestão de resíduos: conhecimento sobre como se envolver, incluindo informações, instalações e métodos; instituições para formular os comportamentos das pessoas; motivação para melhorar o envolvimento das pessoas, incluindo incentivos e normas.

Segundo Allesch e Brunner (2014), apenas uma pequena quantidade de estudos envolvendo sistemas de gestão de resíduos sólidos avaliam aspectos sociais. Isso também é relatado por Melaré et al. (2017), que descrevem que os aspectos ambientais e econômicos

são os mais prevalentes e desenvolvidos em publicações sobre sustentabilidade da gestão de resíduos sólidos do que no aspecto social. A vertente social deve envolver também a investigação local da consciência ambiental e da análise das escolhas dos cidadãos de gestão, tais como atitude e o comportamento na segregação dos resíduos.

Smith e Barling (2014) pesquisaram sobre o desenvolvimento de uma metodologia que permita avaliar o impacto ciclo de vida social das pequenas e médias empresas no setor de comida e bebida na Europa.

Garcia (2016) avaliou o ciclo de vida socioambiental do programa de coleta seletiva de RDO no núcleo de coleta seletiva do Bessa, no município de João Pessoa/PB. O trabalho permitiu observar que 11% dos resíduos sólidos domiciliares (RSD) do Núcleo do Bessa foram encaminhados para a coleta seletiva no ano de 2014. Resultando, num aspecto positivo para todas as categorias de impacto ambiental analisado na pesquisa. Contudo, observou-se que no aspecto social o desempenho da coleta seletiva realizada no Bairro do Bessa foi inadequado, resultando num impacto ligeiramente negativo na maioria das categorias de *Stakeholders* analisadas, como trabalhador, consumidor e sociedade.

Ainda segundo Garcia (2016), referente aos aspectos sociais, a pesquisa apontou que precisam ser gerenciados, na perspectiva de proporcionar ao trabalhador, por exemplo, melhoria na qualidade de vida e condições de trabalho dignas da verdadeira importância que implica sua atividade para o ambiente, a economia e a sociedade.

Na ausência de uma metodologia ACVS aceita internacionalmente, Foolmaun e Ramjeawon (2013) propuseram uma nova metodologia para agregar os resultados do inventário. A metodologia leva em consideração as diretrizes UNEP/SETAC no ACVS e é baseada em um sistema de pontuação para avaliar o desempenho de uma empresa em relação a subcategorias selecionadas. A metodologia visa à conversão de dados de inventário qualitativo em expressões quantitativas; e a agregação dos dados de inventário social a unidades comparáveis.

O modelo proposto possui três etapas básicas (FOOLMAUN; RAMJEAWON, 2013):

- (1) Conversão dos resultados do inventário (indicadores) em porcentagens: os dados coletados em relação aos indicadores predefinidos são expressos em porcentagens;
- (2) Atribuição de pontuações a indicadores e subcategorias - uma pontuação é atribuída a cada subcategoria, classificando as porcentagens obtidas (no passo anterior) em

uma das cinco categorias de porcentagens, ou seja, 0 a 20; 21-40; 41-60; 61-80; e 81-100%.

- (3) Soma das pontuações: as pontuações de todas as subcategorias definidas em um cenário particular são resumidas em uma "pontuação única". Os diferentes cenários podem então ser comparados.

Para o modelo ACVS proposto, no entanto, dois pressupostos importantes precisam ser feitos: todos os indicadores e subcategorias possuem igual peso; e para cenários combinados, os impactos sociais ou a pontuação única de um único cenário estão linearmente relacionados ao nível de produção (ou seja, à porcentagem que representa no cenário combinado) (FOOLMAUN; RAMJEAWON, 2013).

Como pode ser deduzido, o modelo proposto é muito mais simples em comparação com outros métodos de avaliação da ACVS, por exemplo, o método proposto por Ciroth e Franze (2011) exige julgamento perito e a atribuição do fator é bastante subjetiva, enquanto o novo método proposto por Foolmaun e Ramjeawon (2013) é baseado no sistema de pontuação lógica e pode ser facilmente adaptado às condições locais, ajustando seu alcance.

O método de ACVS ainda é pouco discutido e explorado no setor de RSU. Entretanto, a metodologia permite analisar os diferentes aspectos sociais dos envolvidos na gestão, observando suas fragilidades e potencializações.

2.5 O processo de apoio à tomada de decisão na gestão de RSU

Com um número crescente de sistemas e tecnologias disponíveis para o gerenciamento dos resíduos e pelo fato das condições econômicas de contorno mudarem frequentemente, os tomadores de decisão estão constantemente se confrontando com as seguintes perguntas: O atual sistema de gerenciamento de resíduos é o método ideal para os objetivos de gestão? Existem outras melhores condições ou combinações de processos mais avançados que podem fornecer um serviço bom a custos mais baixos? (ROGGE; JAEGER, 2012).

Ao responder essas questões, os tomadores de decisão estão sob pressão, por um lado, de diferentes grupos de partes interessadas que pedem mais sustentabilidade, novas tecnologias e um gerenciamento com custos mais baixos (WILSON et al., 2007), por outro lado, por decisões estratégicas ou políticas, devido às múltiplas e diversas abordagens em todos os níveis (empresas, municípios, estados) (FINNVEDEN et al, 2007).

Foolmaun e Ramjeawon (2013) realizaram uma revisão da literatura sobre ASCV e relataram que não há uma metodologia bem estabelecida para avaliar a ASCV de um produto, uma vez que um dos principais desafios continuam sendo a ponderação dos três domínios da sustentabilidade (ou seja, dimensões ambientais, econômicas e sociais). Para Finkbeiner e colaboradores (2010), a tentativa para superar esse desafio consiste na utilização da Análise Multicritérios.

De acordo com Simon (1997), criador da Teoria da Decisão, as organizações precisam ter maior preocupação com as decisões e depois com as ações decorrentes delas. A decisão é um processo complexo, onde se pode escolher uma, entre várias alternativas, sendo que cada alternativa possui um conjunto de ações que visam alcançar um objetivo. A análise de decisão pode ser feita de forma que se encontre uma solução ótima ou ainda uma solução que seja a mais adequada para resolver o problema identificado (CHIAVENATO, 2003; ARAÚJO; ALMEIDA, 2009; SIMON, 1997).

A análise multicritério teve seu início nos anos 60 como instrumento de apoio à decisão. A técnica permite levar em consideração diversos critérios em simultâneo na análise de uma situação complexa. Assim, destina-se a auxiliar os tomadores de decisão a integrarem diferentes opções nas suas ações, refletindo sobre diferentes pontos de vista e considerações pertinentes. O objetivo da técnica consiste em estruturar e combinar diferentes análises consideradas em um processo de tomada de decisão, sendo que se baseia em escolhas múltiplas e o tratamento dado a cada uma das escolhas condiciona a decisão final (QREN, 2013).

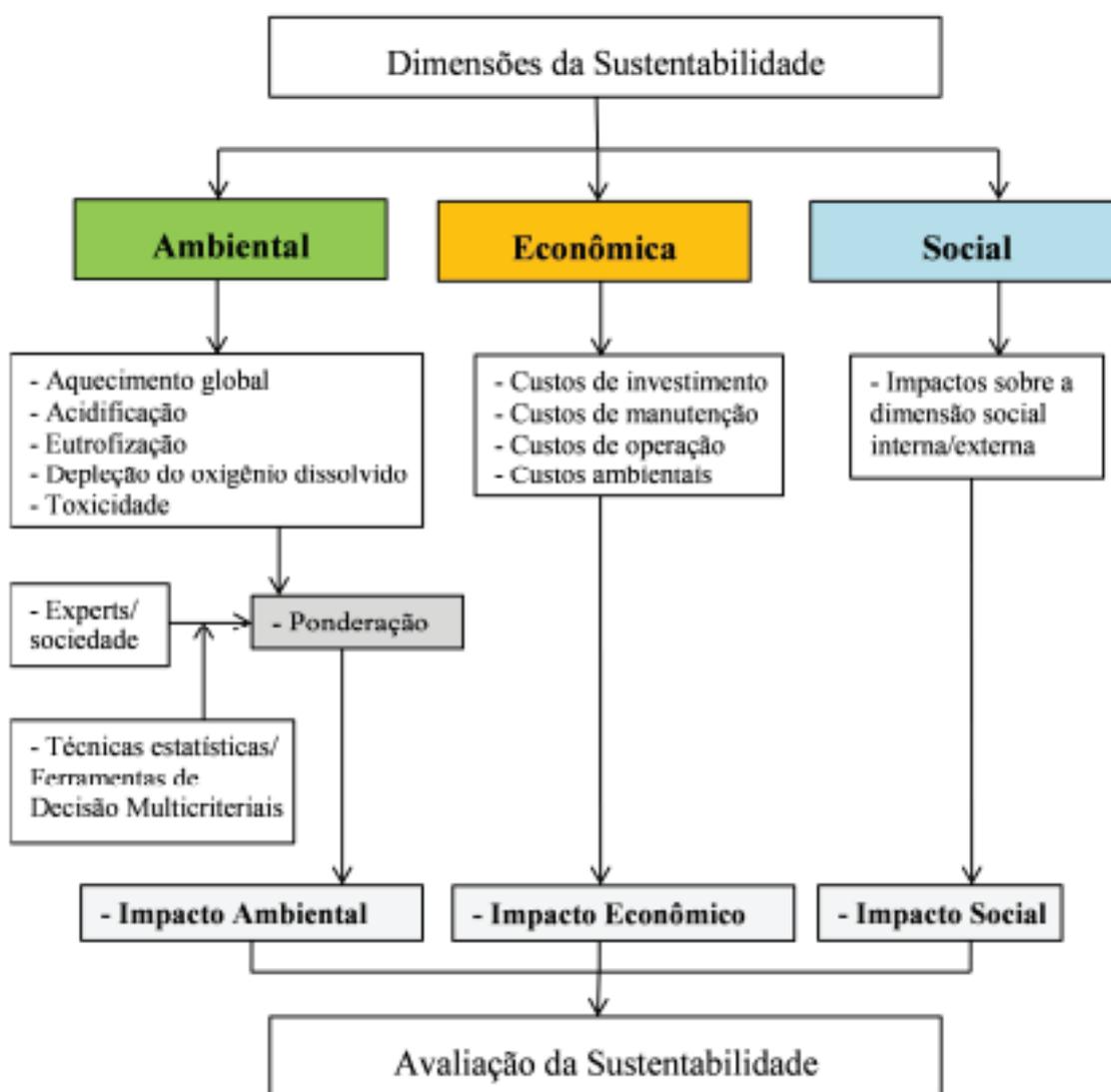
Os modelos de apoio à decisão foram aplicados pela primeira vez na gestão dos resíduos sólidos no final da década de 1960 (KARMPERIS et al., 2013). As abordagens iniciais se concentraram principalmente em elementos funcionais individuais, como rotas de coleta ou locais de disposição (TANSKANEN, 2000). Em 1980 começaram a surgir estudos que avaliaram sistemas completos de gerenciamento de resíduos, incluindo modelos computacionais de apoio à tomada de decisão (BANAR et al., 2009). Desde então, muitos métodos de avaliação estão sendo publicados para sistemas de gerenciamento de resíduos, pois é um setor estratégico do serviço público (COELHO et al., 2012).

Como objetivo de proporcionar equilíbrio nos três aspectos da sustentabilidade a abordagem deve ser integrada, considerando todos os processos envolvidos (DIAZ; WARITH, 2006). Nesse sentido os métodos de apoio à tomada de decisão devem ser

orientados por objetivos, fornecendo uma visão geral das vantagens e desvantagens de diferentes opções (ALLESCH; BRUNNER, 2014).

Sanches (2009) desenvolveu uma metodologia para avaliar a sustentabilidade de ETEs, baseada na ACV, na Análise multicritério, e estudos de impactos, ambientais, sociais e econômicos, a metodologia está descrita na Figura 11.

Figura 11: Framework do modelo de avaliação de sustentabilidade em ETEs.



Fonte: Adaptado de Sanches, 2009

O uso de métodos de Apoio à Decisão Multicritério (ADM) - do inglês Multicriteria Decision Support (MDS) - são incomuns para resolução de problemas ambientais (LINKOV MOBERG, 2012). Huang et al. (2011) realizaram uma extensa revisão da aplicação de

métodos ADM em ciência ambiental, mostrando as abordagens mais importantes usadas e tipificando diferentes áreas de aplicação.

Herva e Roca (2013) também realizaram uma revisão do uso do método ADM, mais específicas para avaliação ambiental corporativa. Alguns estudos utilizaram os métodos ADM na avaliação de sustentabilidade, a fim de oferecer uma estrutura analítica de decisão sólida para lidar com a natureza multidimensional da sustentabilidade (por exemplo, BASSON; PETRIE, 2007; SADOK et al., 2008; SADOK et al., 2009; CASTELLINI et al., 2012; BACHMANN, 2013; WANG et al., 2015).

Na gestão de resíduos sólidos estão envolvidos diversos tipos de *stakeholders*, como os gestores públicos (prefeito, vereador, secretário), os gestores ambientais, os empresários e órgãos fiscalizadores. Esses *stakeholders* precisam de sistemas e ferramentas que os auxiliem na tomada de decisão, lhes indicando possíveis soluções para os diferentes tipos de problemas. Na literatura tem aumentado o número de pesquisas com alternativas na área de gestão de resíduos, criando-se situações de incertezas na tomada de decisão e esforços dos gestores quanto à análise, classificação e seleção destas alternativas, por meio de análise multicritério (MELARÉ et al., 2014).

Segundo Herva e Roca (2013) esse instrumento permite que os envolvidos nos processos de gestão entendam e correlacionem melhor as alternativas e determinem no final, dentre as alternativas, qual a preferência global.

Para Jannuzzi et al. (2009) a Análise Multicritério ou Apoio à Decisão Multicritério - ADM pode ser uma ferramenta útil nos processos decisórios das Políticas Públicas, onde as decisões têm de ser pautadas em critérios objetivos e transparentes, levando-se em consideração a subjetividade dos gestores públicos e a possibilidade do processo de decisão coletiva.

A metodologia ADM fornece um conjunto de métodos e técnicas que propiciam o estabelecimento de relação de preferência subjetivas entre as alternativas que são avaliadas sob a influência de multicritérios (MELARÉ et al., 2014). Essa área encontra-se consolidada, com inúmeras propostas a níveis de métodos, softwares e aplicações (BELTON; STEWART, 2002; FIGUEIRA et al., 2005; ISHIZAKA; NEMERY, 2013).

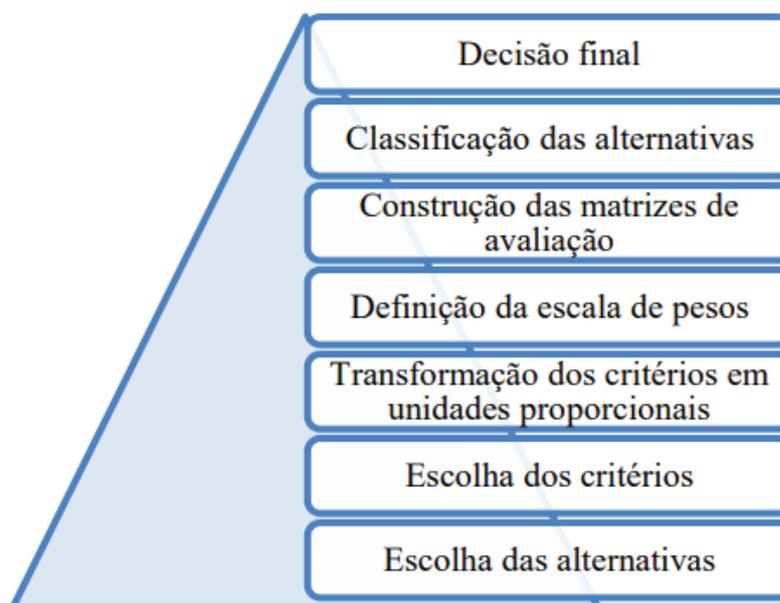
Os modelos de apoio à tomada de decisão podem ser classificados em Modelos de Programação Matemática Multiobjetivos, em que as alternativas a avaliar são definidas implicitamente, isto é, analiticamente através de restrições, e Modelos

Multiatributo/Discretos em que as alternativas são em número finito, geralmente pequeno, e conhecidas explicitamente (CLÍMACO, et al., 2015).

Existem vários métodos multicritérios, como AHP (*Analytic Hierarchy Process*), ANP (*Analytic Network Process*), ELECTRE (*Elimination and Choice Expressing Reality*), PROMETHEE (*Preference Ranking Organization Method for Enrichment Evaluation*), NAIADE (*Novel Approach to Imprecise Assessment and Decision Environments*) e Fuzzy MCA (MELARÉ et al., 2014).

Os passos do processo de decisão multicritério estão os apresentados na Figura 12. A última etapa, chamada decisão final, requer julgamento humano, visto que os métodos apenas informam um resultado com base nas alternativas e critérios, cabendo ao decisor fazer a avaliação final (CIDAD; MANZANI, 2015).

Figura 12: Passos sequenciais do processo de decisão



Fonte: Salvia (2016).

Para Ruy e Alliprandini (2010), um dos métodos de análise multiatributos mais relevantes para a ACV é o método AHP, pois aborda problemas complexos de escolha de formas simples. Segundo os autores, as alternativas podem ser comparadas umas contra as outras, aos pares, com relação aos critérios. Os critérios também podem ser comparados aos pares com relação ao objetivo, utilizando-se uma escala numérica.

Achillas et al. (2013) descrevem que as ferramentas mais usadas no apoio à tomada de decisão na gestão dos resíduos por métodos multicritérios incluem o AHP, ELECTRE e PROMETHEE.

O método ELECTRE III é o método mais usado para decisões que envolvem resíduos (HOKKANEN; SALMINEN, 1997; MORRISSEY; BROWNE, 2004; KARAGIANNIDIS; PERKOULIDIS, 2009), comumente utilizado em estudos com estratégias de tratamento de resíduos (SOLTANI et al., 2015). No entanto, o processo AHP é identificado como o método dominante na área de gestão de RSU e é aplicado principalmente para resolver problemas de localização de planta de tratamento de resíduos (alguns casos combinam análise multicritério com um sistema de informação geográfica - SIG).

Segundo Vieira (2006), o método AHP está construído sobre três princípios:

- a) Construção de hierarquias: um problema complexo geralmente requer a estruturação dos critérios em uma hierarquia, por ser um procedimento natural do raciocínio humano. O método AHP permite a estruturação dos critérios, sendo a estruturação em árvore a mais utilizada, em que o critério de mais alto nível é decomposto a níveis mais detalhados;
- b) Definição de prioridades: tais prioridades são definidas a partir de comparações par a par dos elementos, à luz de determinado critério;
- c) Consistência lógica: o método permite, por meio da proposição de índices, avaliar a consistência da definição de prioridades, ou seja, é capaz de verificar a consistência dos julgamentos.

Segundo Angelo e colaboradores (2017) o uso de métodos ADM como ferramenta para melhorar a análise de decisão em estudos de ACV tem sido metodologicamente discutido, seja para a estruturação de problemas no quadro da ACV ou para a agregação de resultados de ACV (por exemplo, MIETTINEN; HAMALAINEN, 1997; MAZRI et al., 2003).

Em alguns casos, os métodos ADM foram combinados com ACV para muitas finalidades. Hermann et al. (2006) juntaram aspectos complementares de ACV, AHP e indicadores ambientais para avaliar o desempenho ambiental de uma indústria de celulose; Linkov e Seager (2011) propuseram a integração da Avaliação de Riscos, ACV e ADM para ameaças de emergência.

Milani et al. (2011) utilizaram uma abordagem ADM para lidar com conflitos de decisão entre critérios ambientais, custo e propriedades para seleção de materiais

compósitos; Myllyvita et al. (2012) integraram ADM e ACV para avaliar os impactos ambientais das cadeias de produção de biomassa; Scott et al. (2016) utilizaram ACV e ADM para verificar se os nanomateriais de carbono podem melhorar dispositivos fotovoltaicos.

Na área de gestão de resíduos, os métodos ADM são considerados muito eficazes porque a consideração explícita de critérios conflitantes é crucial nesta área (ANGELO et al., 2017). Existem muitos exemplos da aplicação de métodos ADM relacionados ao gerenciamento de resíduos que podem ser identificados em algumas revisões:

Angelo et al. (2017) utilizaram ADM para apoio a tomada de decisão na escolha de um cenário para gestão dos resíduos orgânicos. Liu et al. (2012), utilizaram a avaliação integrada de riscos, por meio da ACV e ADM para estimar aspectos significativos em sistemas de gerenciamento ambiental e aplicaram o estudo em uma fábrica de reciclagem de resíduos.

Karperis et al. (2013) revisaram e discutiram os modelos de gerenciamento de resíduos sólidos que utilizaram com ACV, análise de custo-benefício e ADM. Ulukan e Kop (2009) propuseram o uso do método Fuzzy-TOPSIS para comparar os sistemas de coleta de resíduos. Hung et al. (2007) combinaram os resultados da ACV, os indicadores sociais, econômicos e tecnológicos com Fuzzy-AHP como um modelo sustentável de tomada de decisão para gestão de RSU.

Pires e Chang (2011) integraram dois métodos ADM (AHP e TOPSIS) para ajudar os tomadores de decisão a selecionar estratégias de gerenciamento de resíduos considerando os resultados da ACV e indicadores gerais de aspectos sociais, econômicos e técnicos.

3 PROCEDIMENTO METODOLÓGICO

Este capítulo é estruturado em dois tópicos: no primeiro, aborda-se a classificação da pesquisa e, no segundo, apresenta-se o procedimento metodológico. Na classificação da pesquisa, descreve-se como a pesquisa foi classificada do ponto de vista dos procedimentos adotados, objetivos, forma de abordagem do problema e sua natureza. No tópico relativo ao procedimento metodológico, apresenta-se o detalhamento de como foi realizada a pesquisa. Seu desenvolvimento está caracterizado como uma estrutura de etapas e fases atendendo à sequência apresentada nos objetivos específicos e a caracterização do objeto de estudo.

3.1 Classificação da pesquisa

De acordo com Silva e Menezes (2005), do ponto de vista da natureza, esta pesquisa é classificada como aplicada, pois objetiva gerar conhecimentos para aplicação prática e dirigidos à solução de problemas específicos, envolvendo verdades e interesses locais. Nesta pesquisa, serão levantados e analisados dados sobre a gestão dos resíduos sólidos urbanos.

Quanto à abordagem do problema, esta pesquisa classifica-se como quantitativa, pois os dados serão analisados em números, o que significa traduzir em números opiniões e informações para classificá-las e analisá-las. Ou seja, os resultados voltados à elaboração de cenários que representem alternativas técnicas para gestão, valorização, tratamento e/ou disposição dos resíduos sólidos bem como a análise da sustentabilidade do ciclo de vida dos cenários que serão analisados em números, possibilitando uma análise objetiva.

No que se refere aos objetivos gerais, esta pesquisa é classificada como descritiva (GIL, 2018), pois descreve as características de uma determinada população ou fenômeno ou o estabelecimento de relações entre variáveis, requerendo o uso de técnicas padronizadas de coleta de dados, como questionários e observação sistemática. Para a análise dos cenários, serão levantadas as características técnicas, operacionais e os custos de implantação e de operação dos sistemas adotados.

Do ponto de vista dos métodos empregados, esta pesquisa classifica-se como estudo de caso. Segundo Gil (2018), o estudo de caso consiste no estudo profundo e exaustivo de um ou de poucos casos, de maneira que permita seu amplo e detalhado conhecimento. A pesquisa visa a desenvolver um novo método, para avaliar a Sustentabilidade do Ciclo de Vida em municípios de pequeno e de médio porte. No contexto deste trabalho, delimitou-se

um objeto de estudo (município de médio porte) para caracterizá-lo por meio da coleta e do registro de informações, para posterior aplicação do método de análise de sustentabilidade e de análise multicritério.

3.2 Etapas metodológicas

O estudo propõe analisar, sob as ópticas ambiental, social e econômica, o gerenciamento de resíduos sólidos de municípios de pequeno e de médio porte (até 250 mil habitantes), por meio das ferramentas de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), Avaliação do Custo do Ciclo de Vida (ACCV) e Avaliação do Ciclo de Vida Social (ACVS).

A classificação das faixas populacionais utilizada e citadas no presente estudo são baseadas nas faixas adotadas pelo Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS). O SNIS divide os municípios em 6 faixas populacionais para facilitar a leitura de dados e agregá-los devido à similaridade de população (MINISTÉRIO DAS CIDADES, 2016). Esta tese utilizou o recorte da faixa da população 1 até população 3 (municípios com até 250.000 habitantes), conforme destaque na Figura 13.

Figura 13: Faixas populacionais adotadas para os municípios participantes do SNIS-RS

| Faixa populacional | Intervalo da faixa |
|--------------------|--|
| 1 | Até 30 mil habitantes |
| 2 | De 30.001 a 100.000 habitantes |
| 3 | De 100.001 a 250.000 habitantes |
| 4 | De 250.001 a 1.000.000 de habitantes |
| 5 | De 1.000.001 a 3.000.000 de habitantes |
| 6 | Acima de 3.000.001 habitantes |

Nota: Faixas populacionais classificadas em função da população total 2015 estimada pelo IBGE, codificada no SNIS-RS como POP_TOT.

Fonte: SNIS, 2016.

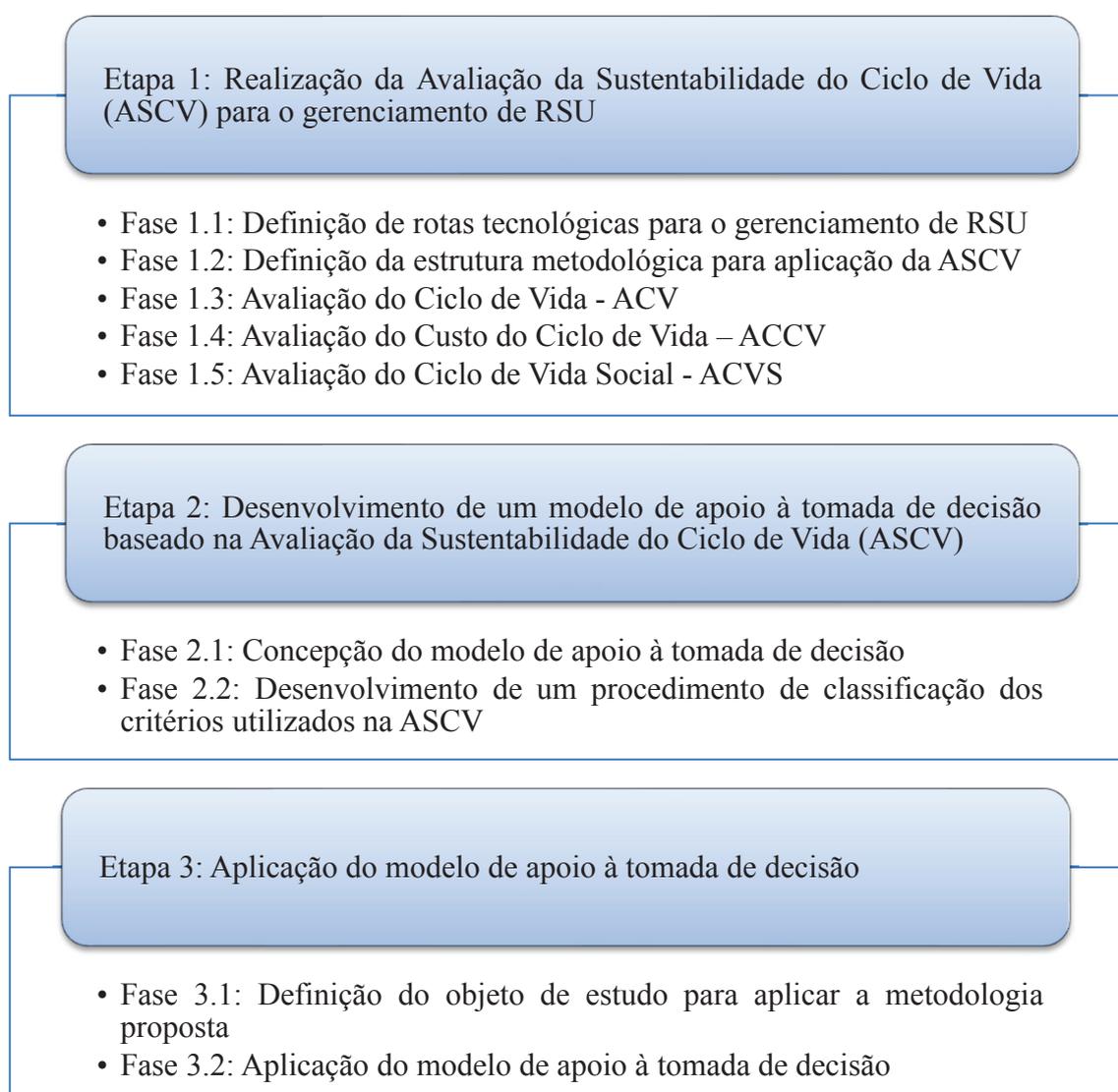
A consistência de preservação da abrangência e dos limites do estudo é fundamental, pois os resultados dos três aspectos separados (ACV, ACCV e ACVS) são relatados com as mesmas condições. Sendo assim, os resultados podem ser comparáveis e integrados na Avaliação de Sustentabilidade do Ciclo de Vida (ASCV), onde uma das condições prévias é

ter limites de sistema consistentes (idealmente idênticos) das três ferramentas, avaliando os três domínios da sustentabilidade (KLOEPFFER, 2008).

Os dados da pesquisa foram analisados com a utilização das ferramentas de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), Avaliação do Custo do Ciclo de Vida (ACCV) e Avaliação do Ciclo de Vida Social (ACVS), que têm por objetivo principal identificar os impactos ambientais, econômicos e sociais, respectivamente.

O procedimento metodológico foi desenvolvido em uma estrutura de etapas e fases atendendo à sequência apresentada nos objetivos específicos. Na Figura 14, apresenta-se o fluxograma detalhado das etapas da pesquisa.

Figura 14: Fluxograma da metodologia



Fonte: Autora (2019).

Na sequência, encontra-se a descrição de cada etapa desenvolvida no trabalho, conforme a estrutura do fluxograma da Figura 14.

3.2.1 Etapa 1: Realização da Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida (ASCV) para o gerenciamento de RSU

3.2.1.1 Fase 1.1: Definição de rotas tecnológicas para o gerenciamento de RSU

A hierarquia de resíduos indica uma ordem de preferência que vai da redução ao reuso, a reciclagem, o tratamento e finalmente a disposição final adequada. A Lei n. 12.305 (BRASIL, 2010) que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, entretanto, não detalha os critérios que a nortearam para estabelecer essa preferência.

O modelo de análise de gestão de RSU proposto nessa pesquisa baseia-se nessa hierarquia para construir uma estrutura de análise que explore as alternativas tecnológicas possíveis para o gerenciamento de RSU em municípios de pequeno e de médio porte, por meio da Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida (ASCV).

Os impactos ambientais, sociais e econômicos foram avaliados para as alternativas de gerenciamento de RSU, seguindo-se a ordem de prioridade da hierarquia de gestão de resíduos. Sendo assim, o tomador de decisão define o cenário por meio das rotas tecnológicas propostas e o modelo faz as combinações e propõe como resultado os impactos quantitativos da ASCV e um indicador de sustentabilidade.

Nesta fase, as rotas tecnológicas disponíveis para o modelo foram especificadas, como, por exemplo, tipo de coleta (seletiva ou convencional), reciclagem, alternativas de tratamento para os resíduos, transporte e disposição final. Essa definição foi realizada com base na Política Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010) e no Plano Nacional de Resíduos Sólidos, além de experiências e de estudos de caso relatados na literatura para municípios de pequeno e de médio porte.

3.2.1.2 Fase 1.2: Definição da estrutura metodológica para aplicação da ASCV

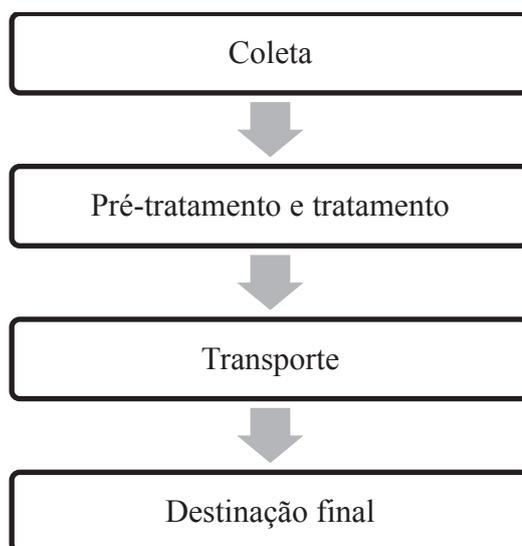
Nesta etapa, foi realizada a Análise de Sustentabilidade do Ciclo de Vida para cada etapa de gerenciamento definida anteriormente na Fase 1.1.

A definição do objetivo e do escopo é fundamental na interpretação dos resultados (LAURENT, et al., 2014; FINNVEDEN, et al. 2009).

Os dados, como objetivo, unidade funcional e os limites do sistema (UNEP, 2009) foram utilizados com as mesmas definições para as três dimensões da sustentabilidade, conforme estabelecido abaixo:

1. Objetivo da Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida: Realizar ASCV para as diferentes etapas de gerenciamento de RSU, a fim de verificar os impactos ambientais, econômicos e sociais causados.
2. Unidade funcional: 1 tonelada de RSU.
3. Limite do sistema: a partir do ponto em que os consumidores descartam seus resíduos pós-consumo (desconsiderando a etapa de segregação, iniciando a partir da coleta) até o momento em que perdem seu valor, ou seja, na disposição final, conforme apresentado na Figura 15.

Figura 15: Limite de sistema para gerenciamento de RSU



Fonte: Autora (2019).

3.2.1.3 Fase 1.3: Avaliação do Ciclo de Vida – ACV

Neste tópico, descreveu-se a metodologia utilizada para avaliar o ciclo de vida dos resíduos sólidos urbanos (RSU) seguindo as recomendações das normas NBR ISO 14040 (ABNT, 2014) e NBR ISO 14044 (ABNT 2009), onde foram quantificados os impactos ambientais associados a cada etapa do gerenciamento delimitada anteriormente.

Foi realizada a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), que consiste na compilação das entradas e saídas ao longo de sistema analisado. No que se refere aos RSU, o ciclo de vida vai desde o momento que o produto ou o bem perde o seu valor e, portanto, vira resíduo, até o momento de retorno ao ambiente na forma de resíduo inerte no aterro sanitário ou quando seu valor é recuperado, como composto, material secundário ou combustível, deixando de ser resíduo (REICHERT, 2013).

As etapas de gerenciamento que compõem as rotas tecnológicas foram avaliadas na ACV para cálculo do uso de energia e emissões, com o uso de um modelo computacional específico, o SimaPro 8.0. O método discorre por meio da abordagem *midpoint*, que aponta valores de indicadores de impacto potencial após a caracterização. Sendo assim, as entradas e as saídas do sistema foram identificadas e quantificadas.

Segundo ABNT (2009), a análise do inventário envolve a coleta de dados e procedimentos de cálculo para quantificar as entradas e saídas pertinentes de um sistema de produto.

A elaboração do Inventário do Ciclo de Vida (ICV) desta pesquisa, utilizou dados referentes às etapas analisadas, sendo necessário identificar, para cada uma:

- a) a identificação da quantidade de RSU gerados, bem como sua distribuição dentro dos possíveis destinos (coleta seletiva, coleta convencional, central de triagem, reciclagem, digestão anaeróbia, compostagem e aterro sanitário). Essas informações foram obtidas por meio do Plano Nacional de Resíduos Sólidos, do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), do Sistema Nacional de Informações sobre a Gestão de Resíduos Sólidos (SINIR) e de relatórios técnicos de órgãos envolvidos com a gestão de RSU; A composição gravimétrica dos resíduos foi retirada do Plano Nacional de Resíduos Sólidos (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2012).
- b) preparação para a coleta de dados, que inclui a construção de fluxogramas e a distribuição dos processos unitários, a listagem de categorias de dados associados, a determinação das unidades de medida, dos métodos de coleta, e dos cálculos utilizados;
- c) a quantificação e a distribuição da geração de RSU, por tipo de material (papel/papelão, plástico etc.), informações obtidas na literatura, no Plano Nacional de Resíduos e em relatórios técnicos de órgãos envolvidos com a gestão de RSU;

- d) A quantificação do consumo de combustíveis dos transportes utilizados em cada rota tecnológica do gerenciamento dos RSU. Os consumos de água, eletricidade e combustível, correspondentes às etapas do gerenciamento e, por meio de estimativas retiradas de diferentes fontes e dados secundários, como WWF (2017); Greta Ambiental (2017); Garcia (2016); PAES (2018); Ministério das Cidades (2016), além da base de dados “Ecoinvent” disponível no software SimaPro.

Após concluída a etapa de coleta e de organização de dados em concordância com a Unidade Funcional (UF) selecionada na pesquisa, o próximo passo foi a inserção das informações no *software* SimaPro, que gerou a quantidade de emissões e os tipos de impactos provocados (análise da ACV), decorrentes de cada etapa do gerenciamento de RSU. O SimaPro possui bibliotecas na forma de bases de dados de materiais e processos, acoplados com ferramentas de cálculo de impactos, ou métodos de avaliação de impactos, como o EcoIndicator 99, Impact 2002+, Traci, ReCiPe, dentre outros. No estudo, foi utilizado o método ReCiPe, e a biblioteca de inventários Ecoinvent do SimaPro.

Os resultados numéricos do inventário ambiental relativo a emissões atmosféricas, utilização de energia, resíduos sólidos e emissões líquidas, calculados pelo *software* SimaPro foram utilizados para a definição e para o cálculo das categorias e dos indicadores de impacto ambiental na etapa de avaliação dos impactos do ciclo de vida. Com a finalidade de complementar as informações necessárias para a elaboração do Inventário do Ciclo de Vida (ICV), utilizou-se uma base de dados, a Ecoinvent (GARCIA, 2016; LAURENT et al., 2014).

A etapa de Análise do Impacto do Ciclo de Vida (AICV) consiste na aplicação de uma metodologia para estabelecer a relação entre o inventário e os danos ou impactos potenciais, como mudanças climáticas ou toxicidade humana.

A etapa de AICV tem por objetivo entender e avaliar a magnitude e a significância dos dados qualitativos e quantitativos (dados medidos, estimados ou coletados) dos impactos ambientais potenciais de determinado cenário de gerenciamento de RSU. Essa se divide em três etapas obrigatórias (ABNT, 2014):

- I. **Seleção das categorias de impacto:** indicadores para as categorias e modelos para quantificar a contribuição das diferentes entradas e emissões para cada categoria específica de impacto. Os impactos ambientais foram analisados em cinco categorias: aquecimento global; toxicidade humana (carcinogênica);

acidificação, eutrofização e destruição da camada de ozônio. Essas categorias foram selecionadas seguindo adaptações das metodologias de Paes (2018); Garcia (2016), Bovea et al. (2010) e Li et al. (2015).

As categorias de impacto selecionadas possuem as unidades consideradas no Quadro 7.

Quadro 7: Categoria de impacto e indicador utilizado

| Categoria de Impacto | Indicador | Descrição da Unidade |
|-----------------------------------|------------------------|-----------------------------|
| Acidificação | kg SO ₂ eq. | Dióxido de enxofre |
| Eutrofização | kg PO ₄ eq. | Fosfato |
| Aquecimento Global | kg CO ₂ eq. | Dióxido de carbono |
| Destruição da Camada de Ozônio | kg CFC-11 eq. | Clorofluorcarbono |
| Toxicidade Humana (carcinogênica) | kg DCB eq. | Diclorobenzeno |

Fonte: Adaptado de Ibáñez-Forés, 2009.

- II. **Classificação:** é a alocação dos resultados do inventário às categorias de impacto, sendo que os dados podem pertencer a mais de uma categoria. Consiste na conversão dos resultados do inventário para unidades comuns e a agregação dos resultados convertidos dentro de uma mesma categoria de impacto. A base de dados utilizada no presente estudo foi Ecoinvent 3.4. A consequência do cálculo é um resultado numérico do indicador.
- III. **Caracterização:** onde são realizados cálculos para avaliar a significância relativa de cada fator contribuinte ao impacto global do sistema em estudo, convertendo-os em um indicador comum. Os fluxos elementares do inventário são atribuídos às categorias de impacto de acordo com a capacidade das substâncias de contribuírem para diferentes impactos ambientais. O *software* SimaPro, utilizado para a modelagem ambiental, permite que o usuário defina o método de avaliação do impacto. Optou-se por utilizar o método ReCiPE ponto médio e versão hierárquica (*ReCiPe 2016 midpoint method, Hierarchist version*) por ser um método global.

Em síntese, para o método e para os dados assumidos foi utilizado o *software* SimaPro para modelagem das rotas tecnológicas e, para cálculo de resultados, a base Ecoinvent. Os dados foram coletados de forma secundária, do Plano Nacional de Resíduos

Sólidos, de relatórios técnicos de órgãos envolvidos com a gestão de RSU e adotados do banco de dados contidos na base de dados.

3.2.1.4 Fase 1.4: Avaliação do Custo do Ciclo de Vida – ACCV

Nesta etapa, descreve-se a metodologia a ser utilizada para avaliar o custo do ciclo de vida do gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos (RSU), seguindo algumas recomendações de Reichert (2013); Menikpura et al. (2012) e Li et al. (2015).

A Avaliação do Custo do Ciclo de Vida (ACCV) para o sistema de gestão de RSU envolve a avaliação de todos os custos relacionados com a concepção e com a construção da instalação, coleta e transporte, processamento, operação, manutenção e apoio e disposição final dos rejeitos, em que foram realizadas as estimativas econômicas. A ACCV foi conduzida com as mesmas etapas de gerenciamento (denominadas de alternativas de projeto) e fronteiras da ACV.

Para Avaliação do Custo do Ciclo de Vida (ACCV), foi realizado um levantamento dos gastos e das receitas de cada etapa do gerenciamento de RSU para os municípios de pequeno e de médio porte, avaliando-se os seguintes indicadores econômicos:

- i. Custo do ciclo de vida (R\$/t);
- ii. Custo total por pessoa (R\$/hab.);
- iii. Custo do sistema de gestão dos RSU em relação ao orçamento total do município (% do orçamento);

A equação 3 foi utilizada para calcular o custo do ciclo de vida em R\$/t (adaptado de Li et al., 2015).

$$CCV = \text{investimento inicial} + \text{custos e despesas} - \text{receitas} \quad (3)$$

Onde:

CCV: Custo do ciclo de vida (R\$/t);

A partir da determinação do custo do ciclo de vida (R\$/t), foi possível calcular o custo total do sistema por habitante (equação 4) e o custo do sistema municipal de RSU em relação ao orçamento total do município (equação 5).

$$CCVH = \frac{CCV * QRSU}{HAB} \quad (4)$$

Onde:

CCVH: custo do ciclo de vida por habitante (R\$/hab.ano)

CCV: custo do ciclo de vida (R\$/t);

QRSU: Quantidade de RSU processada em cada rota (t/ano)

HAB: Número de habitantes (hab)

$$CCVO = \frac{CCV}{OM} * 100 \quad (5)$$

Onde:

CCVO: Custo do sistema municipal de RSU em relação ao total do orçamento municipal (%)

CCV: custo do ciclo de vida (R\$/t);

OM: total do orçamento municipal (R\$/ano)

A Avaliação econômica foi calculada com base nos valores atualizados para o ano de 2017, incluindo custos e despesas e as receitas das unidades funcionais. Esses valores foram calculados usando três componentes: investimento inicial, custos e despesas de operação e de manutenção e receitas (LI et al., 2015).

Cada etapa de gerenciamento criada na etapa anterior foi definida com base nas principais características técnicas e econômicas envolvidas para implantação, instalação e operacionalização. Para essa fase, foram realizadas consultas a editais, relatórios, diagnósticos, projetos e consulta a trabalhos desenvolvidos sobre o tema, pesquisas no Plano Nacional de Resíduos Sólidos, no Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), no Sistema Nacional de Informações sobre a Gestão de Resíduos Sólidos (SINIR) e relatórios técnicos de órgãos envolvidos com a gestão de RSU, como pesquisas no Sistema Nacional de Pesquisas de Custos e Índices da Construção Civil (SINAPI), no Sistema de Custos Rodoviários (SICRO) do DNIT, no Compromisso Empresarial para Reciclagem (CEMPRE), no Ministério das Cidades, no Ministério do Meio Ambiente e na Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE), com o intuito de se obter um orçamento e de estabelecer um levantamento econômico.

O desenvolvimento da avaliação econômica foi realizado em planilhas do Excel®.

3.2.1.5 Fase 1.5: Avaliação do Ciclo de Vida Social - ACVS

O objetivo da aplicação do método de Análise do Ciclo de Vida Social (ACVS) neste estudo foi avaliar o impacto social do ciclo de vida para cada etapa de gerenciamento de RSU estabelecida anteriormente.

Uma avaliação do ciclo de vida social (ACVS) é descrita como uma técnica de avaliação de impacto social que visa a avaliar os aspectos sociais e socioeconômicos dos produtos e seus potenciais impactos positivos e negativos ao longo de seu ciclo de vida. Esses aspectos avaliados em ACVS são os que podem afetar diretamente as partes interessadas (UNEP, 2009).

A unidade funcional e os limites do sistema foram os mesmos definidos no estudo de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) correspondente, de modo a manter a consistência dos dados.

Segundo UNEP (2009), inicialmente a aplicação da ACVS consiste na definição de objetivo e de escopo. O objetivo e o escopo foram mantidos conforme estabelecido na Fase 1.2.

A segunda fase da ACVS aborda o desenvolvimento do inventário. Inicialmente, foi realizada a identificação de subcategorias. Posteriormente, os impactos foram avaliados e interpretados.

As diretrizes do PNUMA/SETAC para a ACVS não propõem métodos e modelos de avaliação de impacto nem abordagens de interpretação. Os usuários de estudos são baseados em resultados de inventário (por exemplo, 1.000 unidades de um produto criam 10 empregos, mas 1 em cada 10 trabalhadores tem 15 anos).

A etapa de definição de categorias, subcategoria e indicadores corresponde à elaboração do inventário da ACVS. Para avaliar o estado das diferentes subcategorias do presente estudo, foram selecionados quatro indicadores. Esses indicadores foram escolhidos para o objetivo da pesquisa, com adaptações das metodologias de Foolmaun e Ramjeawon (2013); UNEP (2009), Garcia (2016) e Coelho (2018).

Inicialmente, foram definidas as partes interessadas: trabalhadores e sociedade. Essas foram subdivididas em subcategorias e indicadores, conforme apresentado no Quadro 8.

Quadro 8: Adaptação das Categorias de *Stakeholders*, Subcategorias de impacto e Indicadores de Impacto Social

| Categorias de Stakeholders | Subcategorias de Impacto | Indicador |
|-----------------------------------|---|--|
| Trabalhadores | Trabalho infantil | Percentual de trabalho infantil no país e no setor analisado. |
| | Salário justo | Percentual de trabalhadores que recebem pelo menos um salário mínimo. |
| Sociedade | Contribuição para o desenvolvimento econômico | Número de empregos criados. |
| | Inclusão social estabelecida pela Política Nacional de Resíduos Sólidos | Existência de Associações ou Cooperativas de catadores no sistema de gerenciamento de RSU. |

Fonte: Adaptado de UNEP (2009), Foolmaun e Ramjeawon (2013), Garcia (2016), Coelho (2018)

Portanto, como apresenta o Quadro 8, para cada categoria de *stakeholders* foi proposta uma subcategoria de impacto e para cada subcategoria, o seu respectivo indicador de impacto social.

A coleta de dados para o inventário depende do objeto de estudo e pode ser realizada por revisão da literatura, pesquisa em fontes de dados da *internet*, auditoria em documentações de autoridades/empresas/ONGs, questionários, pesquisas etc. (UNEP, 2009).

Para a análise de inventário da ACVS, foram utilizadas informações secundárias. A nível nacional, as informações foram consultadas de fontes como Constituição Federal (1988), Lei nº 11.648 (2008), Lei nº 12.305 (2010), Lei nº 7.102 (1983), Decreto nº 8.381 (2014), Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) com dados de diferentes anos, Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (IPEA), Ministério do Trabalho e Emprego (MTE), Ministério da Previdência Social, Portal da Transparência, Associação Brasileira de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE), Plano Nacional de Resíduos Sólidos, Garcia (2016), Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), no Sistema Nacional de Informações sobre a Gestão de Resíduos Sólidos (SINIR), Reichert (2013) e Jucá et al. (2014).

A avaliação de impacto da categoria de *stakeholders* classificada como trabalhadores foi realizada conforme adaptação da metodologia de Foolmaun e Ramjeawon (2013) e a descrição completa do procedimento está descrita na revisão da literatura no item 2.3.1.3.

O método é baseado em um sistema de pontuação para avaliar o desempenho de uma organização em relação a subcategorias selecionadas. Inicialmente, ter-se-á um indicador de cada subcategoria, que terá sua resposta convertida em porcentagens, podendo variar de 0 a 20; 21-40; 41-60; 61-80; e 81-100%. A esta atribuição de pontuações aos indicadores, serão definidas marcas que terão variação de 0 a 4 como demonstrado no Quadro 9.

Quadro 9: Pontuação proposta para categorias de *stakeholders* classificadas como trabalhadores – ACVS

| Categorias de Stakeholders | Indicadores de subcategoria | Indicador | Valores (%) | Marcas |
|-----------------------------------|------------------------------------|---|--------------------|---------------|
| Trabalhadores | Trabalho infantil | Porcentagem de trabalho infantil no setor analisado | 0 - 20 | 4 |
| | | | 21 - 40 | 3 |
| | | | 41 - 60 | 2 |
| | | | 61 - 80 | 1 |
| | | | 81 - 100 | 0 |
| | Salário justo | Porcentagem de trabalhadores que recebem no mínimo um salário | 0 - 20 | 0 |
| | | | 21 - 40 | 1 |
| | | | 41 - 60 | 2 |
| | | | 61 - 80 | 3 |
| | | | 81 - 100 | 4 |

Fonte: Adaptado de Foolmaun e Ramjeawon (2013).

Cada indicador foi avaliado individualmente e seu valor foi transformado na pontuação respectiva (marcas). Por exemplo, estima-se que 5% dos trabalhadores no setor da coleta convencional são menores de 18 anos. Dessa forma, o indicador “Porcentagem de trabalho infantil no setor coleta convencional” apresentará uma pontuação 4.

No que se refere às Categorias de *Stakeholders* classificadas como Comunidade, o indicador número de empregos criados foi estimado por meio da literatura, por meio de dados apresentados em Den Boer et al. (2005) e Reichert (2013). Cada etapa de gerenciamento proposta possui um valor médio de empregos gerados por tonelada de resíduo processado.

A subcategoria de impacto “Inclusão social estabelecida pela Política Nacional de Resíduos Sólidos”, representada pelo indicador “Existência de Associações ou Cooperativas de catadores no sistema de gerenciamento de RSU”, foi calculada com adaptações da metodologia de Coelho (2018), conforme apresenta a equação 6.

$$IS = \frac{X_{cat}}{Y} \quad (6)$$

Em que:

- ✓ IS: Índice de Inclusão social estabelecida pela Política Nacional de Resíduos Sólidos
- ✓ Xcat: Quantidade de resíduos gerenciados na etapa por associações de catadores (t/ano);
- ✓ Y: Quantidade total de resíduos gerenciados na etapa (t/ano).

A inclusão dos catadores foi avaliada com base na quantidade de resíduos que são processados por unidades que envolvam associações de catadores. Quanto maior o valor do índice calculado melhor, pois representa mais participação social.

A soma das pontuações de todas as subcategorias de impacto social foi resumida em uma "pontuação única" para cada etapa do gerenciamento, sendo possível a comparação paritária para os cenários criados posteriormente.

Sendo assim, foi realizada uma discussão a partir dos indicadores sociais com as pontuações totais. Quanto mais alta a pontuação obtida, melhor será o cenário do ponto de vista social, representando os menores impactos sociais.

3.2.2 Etapa 2: Desenvolvimento de um modelo de apoio à tomada de decisão baseado na Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida (ASCV)

3.2.2.1 Fase 2.1: Concepção do modelo de apoio à tomada de decisão

Essa fase consiste na concepção do modelo de apoio à tomada de decisão. O modelo proposto visará a dar suporte aos tomadores de decisão na escolha do melhor caminho entre as alternativas de gerenciamento dos resíduos, tendo-se em vista um conjunto de critérios adequados para o município e as três dimensões do desenvolvimento sustentável.

Na presente pesquisa propôs-se a desenvolver um modelo voltado à tomada de decisão que se refere às decisões de planejamento do sistema. Essas englobam decisões a respeito das tecnologias a serem utilizadas e da alocação de resíduos em cada unidade.

Primeiramente, foi definido o modelo, ou seja, a forma como se estruturam as informações. Esse modelo foi proposto considerando a integração da análise da

sustentabilidade do ciclo de vida (ASCV), aprimorando as etapas de mensuração e ponderação de impactos ambientais, sociais e econômicos do setor de gerenciamento de RSU por meio da análise multicritério. Dessa forma, foi realizada uma combinação dessas duas técnicas em uma única ferramenta de apoio à tomada de decisão na gestão sustentável de RSU.

As etapas de gerenciamento avaliadas na Etapa 1 (Realização da Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida - ASCV para o gerenciamento de RSU) tiveram seus resultados expressos em relação ao atendimento dos critérios de sustentabilidade referente ao desempenho ambiental, social e econômico de cada etapa do gerenciamento e de cada subcritérios. Esses resultados quantitativos obtidos na Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), na Avaliação do Custo do Ciclo de Vida (ACCV) e na Avaliação do Ciclo de Vida Social (ACVS) fizeram parte do banco de dados do modelo e foram utilizados para criação de cenários.

O primeiro passo consistiu na definição dos parâmetros de entrada, em que o usuário deve cadastrar algumas informações sobre seu município, como, por exemplo, a quantidade de RSU gerada em seu território, número de habitantes, orçamento total municipal etc. Os cenários são elaborados a partir da decisão do usuário, que definirá as rotas do gerenciamento de RSU que farão parte da análise.

Na fase 1.1 (Definição de rotas tecnológicas para o gerenciamento de RSU) foram definidas as etapas tecnológicas que poderão compor esses cenários e, neste momento, o usuário definirá os cenários por meio dessas etapas pré-estabelecidas. Por exemplo, ele poderá definir a quantidade de resíduos que será coletado pelas diferentes formas de coleta (convencional ou seletiva). Posteriormente, ele indicará a próxima etapa do gerenciamento, que consiste em triagem, pré-tratamento e/ou tratamento, indicando em quantidade anual (t/ano). Por fim, ele indicará a quantidade que irá para transporte e destinação final.

Dessa forma, o usuário definirá 3 cenários de gerenciamento para haver uma comparação paritária, considerando que o primeiro será o atual cenário praticado pelo município.

Posteriormente, foi desenvolvido o método de obtenção dos resultados integrando os indicadores de sustentabilidade, ou seja, a ferramenta foi programada para ler as informações de entrada e mostrar os resultados para cada cenário avaliado. Sendo assim, nessa fase, também foram criadas as interfaces e os modos de apresentação dos dados do modelo.

Ao analisar o sistema, foram identificados primeiramente os itens mais importantes e que devem tomar parte no sistema de gerenciamento de banco de dados em desenvolvimento, e o modelo visou a proporcionar:

- i. facilidade operacional;
- ii. interface amigável com o usuário;
- iii. permitir consultas rápidas a informações específicas dos resultados gerados;
- iv. apresentar resultados claros.

3.2.2.2 Fase 2.2: Desenvolvimento de um procedimento de classificação dos critérios utilizados na ASCV

Os resultados obtidos da avaliação ambiental, social e econômica, em certa medida, são fragmentados e, portanto, podem ter um valor prático limitado (LI et al., 2015). Essa etapa também é conhecida como etapa de ponderação, feita após o cálculo dos indicadores. Consiste em atribuir pesos a cada indicador nos diferentes estágios do sistema de gerenciamento de RSU.

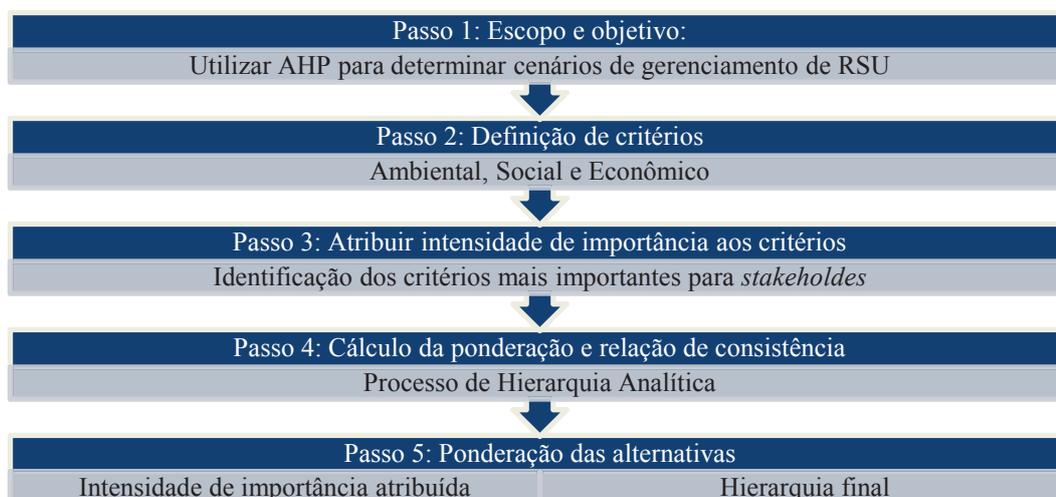
O objetivo dessa fase é a integração desses resultados por meio da análise multicritério, que produz uma formulação geral detalhada e implementação de uma estratégia de gestão de RSU.

Segundo Frinkbeiner et al. (2010) e Foolmaun e Ramjeawon (2013), a análise multicritério estabelece preferências entre opções, por referência a um conjunto explícito de objetivos identificados, para o qual estabeleceu critérios mensuráveis para avaliar até que ponto os objetivos foram alcançados.

A classificação da importância dos critérios utilizados foi realizada por meio do método *Analytic Hierarchy Process* (AHP). Segundo Halog et al. (2004), o AHP é um método de análise de decisão multicritério que pode incluir múltiplos interesses das partes interessadas. Essa consideração de múltiplas partes interessadas reflete-se nas comparações dos critérios e dos subcritérios ambientais, sociais e econômicos para os objetivos de sustentabilidade globais que sintetizam os resultados das prioridades numéricas finais dos cenários individuais (LI et al., 2015).

O método AHP é um procedimento que visa à medição por meio de comparações em pares e baseia-se nos julgamentos de *stakeholders* (especialistas) para obter escalas de prioridades (SAATY, 2008). Na Figura 16, podem-se verificar os principais passos do AHP.

Figura 16: Etapas do AHP



Fonte: Adaptado de Foolmaun e Ramjeawon (2013)

O objetivo e o escopo da presente pesquisa foi utilizar o método AHP para determinar a sustentabilidade de cenários para o gerenciamento de RSU.

Na definição dos critérios, foi abordada a sustentabilidade nas dimensões ambiental, econômica e social. Para efetuar a definição e a seleção dos critérios, foi elaborado um quadro de integração dos critérios entre as dimensões ambientais, sociais e econômicas, dividindo-os em 12 subcritérios, definidos na Análise do Sustentabilidade do Ciclo de Vida (ASCV), conforme Figura 17, proporcionando uma melhor visualização na ponderação dos resultados.

Figura 17: Critérios e subcritérios de avaliação das dimensões da sustentabilidade

| Ambiental - ACV | Econômico - ACCV | Social - ACVS |
|--|---|---|
| <ul style="list-style-type: none"> • Aquecimento global; • Toxicidade humana; • Acidificação; • Eutrofização; • Destruição da camada de ozônio. | <ul style="list-style-type: none"> • Custo do ciclo de vida; • Custo total do sistema por pessoa; • Custo do sistema municipal de GRSU com relação à porcentagem do PIB municipal. | <ul style="list-style-type: none"> • Trabalho infantil; • Salário justo; • Número de trabalho criados; • Existência de Associações ou Coop. Catadores no sistema de gerenciamento de RSU. |

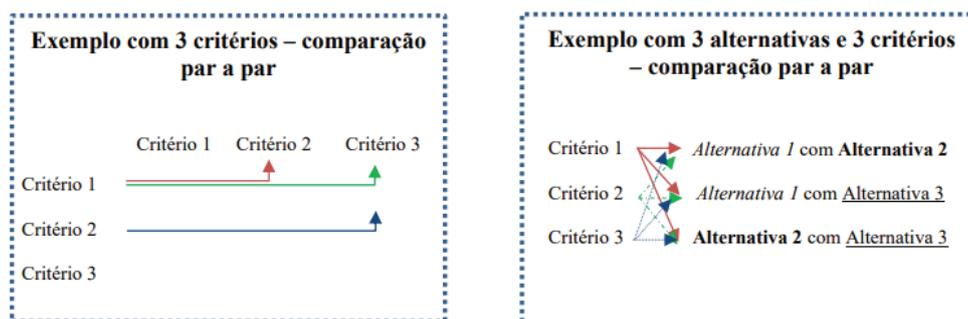
Fonte: Autora (2019)

Depois das definições da fase 2.1, as informações de cada cenário foram usadas para transferir os resultados quantitativos para a escala AHP, respectivamente com base nos

resultados obtidos, seguindo o seguinte exemplo: Se, de acordo com os critérios ambientais, o resultado para Acidificação no Cenário I for 200 kg SO₂ eq. e para o Cenário II for 150 kg SO₂ eq., significa que o Cenário II é 1,33 vezes melhor que o Cenário I para esse critério (acidificação). Se os resultados forem iguais, o peso atribuído será 1,0. Depois da comparação par a par com cada cenário e com cada indicador, a ferramenta realiza uma normalização com os valores médios, sendo que a soma de cada ponderação dará sempre 1,0.

Os resultados obtidos com a aplicação do método AHP ocorrem por meio da comparação paritária (análise comparativa igual entre os critérios por meio de uma escala numérica dos subcritérios), conforme apresentado na Figura 18. Essas comparações permitem otimizar a consistência das decisões, com a utilização das informações disponíveis (SAATY, 1980).

Figura 18: Exemplo de comparação paritária – Método AHP



Fonte: Salvia (2016).

No passo 3, foi atribuída a intensidade de importância aos critérios. Os resultados quantitativos das três esferas foram usados para transferir os resultados para a escala AHP, respectivamente (LI et al., 2015).

No que se refere aos pesos dos indicadores, foi utilizada uma série de comparações em pares de elementos em uma escala de 1 a 9 (onde 1 representa a importância igual de cada elemento e 9 representa a extrema importância de um elemento sobre o outro) (HALOG; MANIK, 2011). Foram usadas em prioridades de atributo para os três cenários sob os três critérios de sustentabilidade. A escala utilizada para a comparação em pares está apresentada no Quadro 10.

Quadro 10: Escala para comparação dos pesos para indicadores

| Importância (intensidade) | Definição | Explicação |
|---------------------------|------------------------|---|
| 1 | Igual importância | Dois elementos contribuem igualmente para o objetivo |
| 3 | Importância moderada | Experiência e julgamento favorecem moderadamente um elemento sobre outro |
| 5 | Alta importância | Experiência e julgamento favorecem um elemento sobre outro |
| 7 | Muito alta importância | Um elemento é favorecido muito fortemente sobre outro; seu domínio é demonstrado na prática |
| 9 | Importância extrema | A evidência que favorece um elemento sobre o outro é da mais alta ordem possível de afirmação |

*As intensidades de 2, 4, 6 e 8 podem ser usadas para expressar valores intermediários. Intensidades de 1.1, 1.2, 1.3, etc. podem ser usados para elementos que são muito próximos de importância.

Fonte: Adaptado de Saaty (1980).

Sendo assim, pretendeu-se avaliar os critérios de sustentabilidade ambiental, social e econômica em relação à sua importância na ASCV. Nesta fase, a estimativa das partes interessadas sobre o peso dos critérios e dos subcritérios em relação aos objetivos da sustentabilidade é incorporada no processo de comparação.

Com todas estas questões definidas, foram apresentados aos *stakeholders* os critérios e subcritérios, a fim de obter a avaliação por parte dos envolvidos. Sendo assim, foram submetidos questionários para avaliadores com o intuito de efetuar a ponderação dos três critérios e os dos doze subcritérios.

A lista de pesquisadores da área foi obtida na base de currículos “Lattes” do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPQ), onde foi realizada a busca por assunto, com as seguintes palavras-chave: resíduo sólido urbano, sustentabilidade e ciclo de vida. Foram filtrados 114 currículos de doutores com nacionalidade brasileira.

Foi enviada uma planilha eletrônica com as orientações de preenchimento e espaços para ponderações. Na coleta das informações para a ponderação dos subcritérios, foi utilizado um questionário *online* conhecido como “Online Pesquisa”, conforme Apêndice A. O questionário foi encaminhado via *e-mail* para a lista de *stakeholders* com atuação diversificada no território nacional, considerados adequados quanto ao conhecimento técnico e científico, ou seja, profissionais da área de resíduos. O software utilizado para aplicação do questionário e ponderação dos critérios foi o “Decisões + Simples”. Criado por Salgado e colaboradores (UNIFAL, 2019). É sistema web para facilitar e melhorar a tomada de decisão utilizando o método AHP.

O questionário foi enviado para os contatos selecionados e a amostra de participantes dessas partes interessadas acima mencionadas foi determinada em função do número de retornos para obter sua opinião sobre a prioridade dos critérios sob o objetivo de sustentabilidade. Cada profissional realizou sua análise conforme seus conhecimentos na área, preenchendo os questionários.

Para realizar a ponderação dos indicadores de impacto nas diferentes categorias, foram utilizadas as médias dos pesos atribuídos a cada indicador pelos participantes.

Desta maneira, as prioridades numéricas foram calculadas para cada um dos indicadores e a participação e o envolvimento dos interessados foram diretamente refletidos no processo de tomada de decisão. O modelo foi configurado para utilizar as ponderações estabelecidas pelos *stakeholders*, entretanto, se o usuário do modelo decidir adicionar suas próprias ponderações, isso foi permitido, bastando alterar manualmente os pesos.

Os resultados dos indicadores e dos subcritérios ambientais, econômicos e sociais resultaram da multiplicação dos pesos de cada indicador pelo seu valor normalizado (entre 0 e 1). Quanto mais próximo de 1, mais sustentável é o índice/subcritério e, quanto mais próximo de 0, menos favorável.

O passo 4 consiste no cálculo da ponderação e da relação de consistência por meio do método AHP. Para atingir o objetivo proposto, os dados coletados dos questionários, foram aplicados separadamente e foi realizada a comparação paritária por meio do Excel®.

O passo 5 consiste em calcular (multiplicar e adicionar) as prioridades dos cenários em relação aos critérios (ambientais, sociais e econômicos) e as prioridades dos critérios em relação ao objetivo de sustentabilidade. O modelo faz as combinações das respostas, apresentando uma hierarquia dos subcritérios com maior ponderação.

Orientado a apoiar decisões em problemas de múltipla escolha, o método AHP foi utilizado para escolher a melhor opção de gerenciamento de RSU dentre os resultados da ASCV.

A partir dos resultados obtidos na análise multicritério, foi construído um índice geral de sustentabilidade, de modo a facilitar a tarefa do usuário de visualizar a alternativa mais sustentável para as condições avaliadas.

3.2.3 Etapa 3: Aplicação do modelo de apoio à tomada de decisão

3.2.3.1 Fase 3.1: Definição do objeto de estudo para aplicar metodologia proposta

As etapas anteriores foram realizadas utilizando-se dados médios sobre o gerenciamento de RSU para municípios brasileiros. Cabe destacar sobre a aplicabilidade do modelo, este pode ser utilizado por qualquer município de pequeno e médio porte. Nesta fase, foi definida uma unidade empírica para aplicação do modelo proposto. O único requisito para escolha do município é que ele tivesse no máximo 250.000 habitantes, sendo enquadrado como de pequeno ou médio porte. A cidade de Passo Fundo-RS foi escolhida para esta aplicação, por se enquadrar nesta condição e em função da facilidade de acesso aos dados. A pesquisadora entrou em contato com o Secretário de Meio Ambiente da cidade apresentando a metodologia e os objetivos do estudo, convidando-o para participar.

3.2.3.2 Fase 3.2: Aplicação do modelo de apoio à tomada de decisão

Esta fase apresenta um caso de aplicação do modelo proposto no município definido na etapa 3.1. Com as informações obtidas no município, foi possível aplicar o modelo desenvolvido.

O modelo possibilita a criação de três cenários sistematizados em termos quantitativos para cada tipo de coleta, triagem, reciclagem, tratamento e disposição final de rejeitos. Os cenários foram elaborados com o objetivo de identificar soluções integradas para o gerenciamento de RSU.

A partir do levantamento de dados iniciais, foi definido o fluxo de massa, em t/ano, dos resíduos em cada etapa do cenário base. Indicando os percentuais de cada etapa de gerenciamento dos RSU. Iniciando pela coleta, que pode ser dividida em coleta sem segregação, coleta seletiva de recicláveis e orgânicos e coleta de rejeitos. Após definição dos percentuais de coleta, passou-se para a etapa de pré-tratamento e tratamento, onde foram indicados os valores praticados referentes à triagem e à reciclagem, compostagem, digestão anaeróbia e CDR. Por fim, foi preenchida a quantidade de rejeitos encaminhados para aterro sanitário (disposição final). O modelo faz as combinações e a comparação dos cenários é apresentada ao usuário.

Para facilitar a aplicabilidade do modelo desenvolvido, foi elaborado um manual do usuário (Apêndice B). O manual apresenta todas as informações e as etapas para ser realizadas em sua aplicação, com uma linguagem clara e acessível.

4 RESULTADOS

Este capítulo apresenta os resultados do presente trabalho. Primeiramente, foram definidas as etapas para o gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos - RSU e foram apresentados resultados médios da Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida (ASCV) para cada uma. Ou seja, foi realizada a avaliação do ciclo de vida (ACV), a Avaliação do Custo do Ciclo de Vida (ACCV) e a Avaliação do Ciclo de Vida Social (ACVS) para a unidade funcional de 1 t de RSU em cada etapa de gerenciamento estabelecida. Posteriormente, foi desenvolvido um modelo de apoio à tomada de decisão baseada na Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida e Análise Multicritério para órgãos públicos responsáveis pelo gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos. Esse modelo de apoio à tomada de decisão consiste em uma ferramenta computacional desenvolvida no Excel®, que faz a integração da ASCV para cenários distintos de gerenciamento de RSU criados pelo usuário, apresentando um indicador de sustentabilidade, possibilitando a comparação paritária de cada cenário. Por fim, o modelo foi aplicado em um município de médio porte.

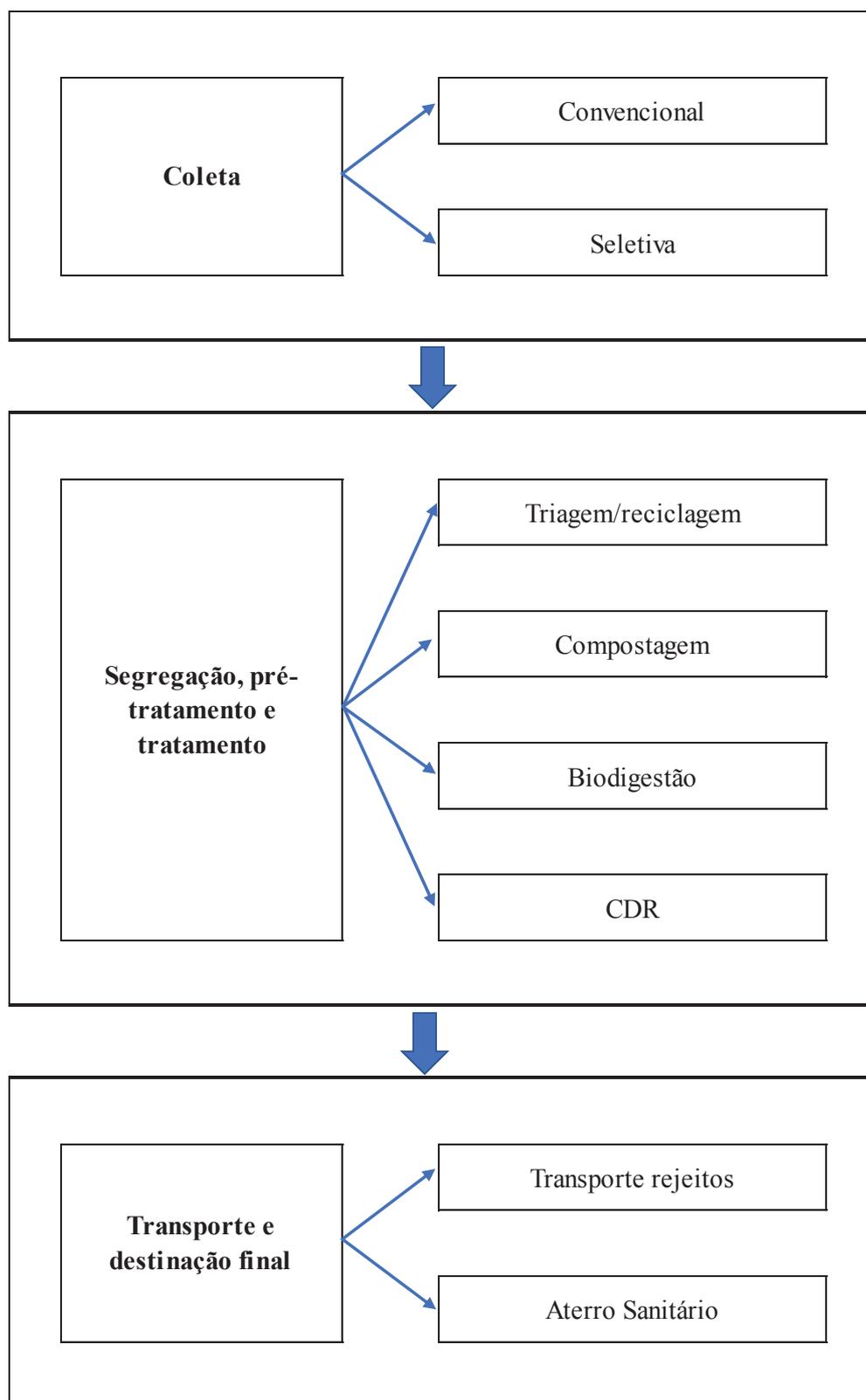
4.1 Realização da Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida (ASCV) para o gerenciamento de RSU

4.1.1 Definição de rotas tecnológicas para o gerenciamento de RSU

As etapas do gerenciamento foram definidas de acordo com a realidade brasileira e com o que determina a Política Nacional de Resíduos Sólidos para a gestão de RSU em municípios de até 250 mil habitantes.

As rotas tecnológicas de cada cenário são compostas por essas etapas de gerenciamento de RSU e consideram a coleta, a segregação, o pré-tratamento, o tratamento, o transporte e a destinação final, conforme apresentado na Figura 19. O transbordo não foi considerado como rota tecnológica e será desconsiderado para os cenários criados no presente estudo e a alternativa de disposição final considerada é aterro sanitário sem aproveitamento energético.

Figura 19: Etapas de gerenciamento de RSU que poderão compor as rotas tecnológicas para os cenários.



Fonte: Autora (2019).

A etapa de segregação, pré-tratamento e tratamento objetivam reduzir o volume e o peso do material, convertendo-os para reciclagem e/ou obtenção de energia. As rotas tecnológicas que poderão ser escolhidas para compor os cenários são descritas a seguir:

- a) Coleta convencional: consiste na coleta indiferenciada dos resíduos.
- b) Coleta seletiva: consiste na coleta diferenciada de resíduos (orgânicos e recicláveis) que foram previamente separados segundo sua constituição ou composição.
- c) Triagem: Processo de segregação dos RSU.
- d) Reciclagem: Materiais segregados que possuem potencial para serem reciclados.
- e) Compostagem: conjunto de técnicas aplicadas para estimular a decomposição de materiais orgânicos com a finalidade de obter, no menor tempo possível, um material estável. Processo de conversão de matéria orgânica em condições de presença de oxigênio.
- f) Biodigestão: processo de conversão de matéria orgânica em condições de ausência de oxigênio. Como subprodutos, tem-se a produção de fertilizantes (geralmente líquidos) e gases (o biogás), em especial o gás metano (CH₄), que é um combustível.
- g) CDR – Combustível Derivado de Resíduos: Técnica de classificação de resíduos com potencial de utilização como combustível. Essa fração é a pelletização em pequenas esferas, cilindros ou cubos proporcionando um material que pode comercializado.
- h) Transporte de rejeitos: Transporte dos rejeitos para serem encaminhados para disposição final.
- i) Aterro sanitário: Técnica de disposição de RSU no solo sem causar danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais.

Dentre os métodos de tratamento de resíduos mais empregados no Brasil, estão a reciclagem e a compostagem. Entretanto, existem outras tecnologias que estão sendo aplicadas em distintos países e percebe-se que, por exemplo, a biodigestão e o aproveitamento energético por meio do combustível derivado de resíduos (CDR) têm significativo potencial para serem utilizadas no mercado brasileiro para o gerenciamento de RSU.

A Política Nacional de Resíduos Sólidos prevê, em seu artigo 3º, que a destinação ambientalmente adequada ocorre por meio de reutilização, reciclagem, compostagem,

recuperação e aproveitamento energético (BRASIL, 2010). Sendo assim, no presente trabalho, as etapas de pré-tratamento e tratamento englobam triagem/reciclagem, compostagem, biodigestão e combustível derivado de resíduos (CDR).

A terceira e última etapa consiste no transporte e na disposição final. Como rota tecnológica para a disposição final, optou-se pelo aterro sanitário. Poderia ser avaliada uma rota tecnológica que considerasse a incineração, porém esta não é uma tendência para municípios de pequeno e médio porte, pois o volume de resíduos gerados nesses municípios é relativamente pequeno. O Brasil possui uma área territorial extensa, o que favorece a escolha de aterros sanitários. Além disso, a incineração é pouco utilizada no Brasil, pois os custos de implantação e operação são elevados. Portanto, para esse perfil de cidades, o objetivo é reduzir ao máximo a quantidade de rejeitos encaminhados para disposição final (aterro sanitário) e apresentar alternativas técnicas de gerenciamento que o município tenha condições de aplicar.

4.1.2 Definição da estrutura metodológica para aplicação da Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida – (ASCV)

Cada etapa do gerenciamento de RSU terá um resultado correspondente aos impactos ambientais, econômicos e sociais. Dessa forma, os dados obtidos para Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), Avaliação do Custo do Ciclo de Vida (ACCV) e Avaliação do Ciclo de Vida Social (ACVS) englobarão a Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida (ASCV). Esses resultados compõem a base de dados para o modelo, de modo que o usuário ao utilizar a ferramenta, a qual operacionaliza o modelo proposto, inserirá as informações pertinentes de seu município e poderá simular diferentes cenários de gerenciamento, integrados com a finalidade de obtenção de um índice geral de sustentabilidade.

A fronteira do sistema foi definida a partir do ponto em que os consumidores descartam seus resíduos pós-consumo até o momento em que perdem seu valor, ou seja, através da disposição final.

4.1.3 Avaliação do Ciclo de Vida - ACV

As rotas tecnológicas definidas foram avaliadas por meio da ACV para cálculo do uso de energia e emissões, através do uso de um modelo computacional específico, o SimaPro 8.0.

Os indicadores avaliados são:

- a) Aquecimento global: Categoria de impacto resultante do aumento da capacidade de retenção da radiação infravermelha na estratosfera, ocasionado pelo aumento da concentração de determinados gases provenientes de emissões atmosféricas e provocando, conseqüentemente, potencial aumento da temperatura global;
- b) Toxicidade Humana (carcinogênica): Categoria de impacto ambiental resultante do aumento da concentração de agentes tóxicos provocado pela disposição de rejeitos, ocasionando, conseqüentemente, potenciais danos à saúde humana;
- c) Acidificação: Categoria de impacto resultante do aumento do teor de acidez no ar, na água ou no solo, provocado pela disposição de rejeitos ácidos;
- d) Eutrofização: Aumento na concentração de matéria orgânica acumulada nos ambientes aquáticos, o que acarreta diversos problemas, como forte odor decorrente da decomposição anaeróbica, diminuição na penetração de luz, alterações na cor e turbidez da água, florescimento excessivo que provoca a deterioração no ecossistema aquático, diminuição na concentração de oxigênio dissolvido, mudanças na produtividade, na biota e na sobrevivência da fauna aquática superior; além dos diversos danos para o turismo, abastecimento público, navegação e funcionamento das hidrelétricas;
- e) Destruição da camada de ozônio: Categoria de impacto que resulta no aumento da quantidade de raios ultravioleta que atingem a superfície da Terra, provocado pelo aumento da concentração de determinados gases na camada da ozonfera. A redução da camada de ozônio pode resultar no crescimento de doenças, interferências com o ecossistema e diversos tipos de danos materiais.

O modelo apresenta os dados médios dos impactos ambientais para 1 tonelada de RSU em cada etapa do gerenciamento. O usuário poderá usar os valores já inseridos, não realizando nenhuma alteração, ou adicionar os valores condizentes com o seu município.

Os resultados numéricos do inventário calculados pelo *software* foram utilizados para a definição e o cálculo das categorias e dos indicadores de impacto ambiental, conforme apresenta o Quadro 11, em que os valores negativos referem-se ao impacto ambiental positivo.

Para a ACV, cada etapa de gerenciamento pré-definida foi analisada considerando os impactos que deixam de ser gerados na disposição dos rejeitos em aterro sanitário, levando em conta por exemplo processo de reciclagem, compostagem, biodigestão e na geração de combustível derivado de resíduo (CDR). A unidade funcional utilizada é 1 tonelada de RSU.

Quadro 11: Resultados unitários da ACV para cada etapa do gerenciamento de RSU referentes a 1 t de RSU.

| Ambiental | | | | | |
|---------------------------------------|---|--|---------------------------------------|---------------------------------------|--|
| Etapas do gerenciamento de RSU | Subcritérios de categoria | | | | |
| | Aquecimento global (kg CO ₂ eq.) | Toxicidade Humana (carcinogênica) (kg DCB eq.) | Acidificação (kg SO ₂ eq.) | Eutrofização (kg PO ₄ eq.) | Destruição da camada de ozônio (kg CFC ⁻¹¹ eq.) |
| Coleta Convencional | 1,30E+00 | 8,45E-03 | 4,65E-03 | 3,54E-05 | 8,94E-07 |
| Coleta Seletiva Recicláveis | 1,68E+00 | 1,62E-02 | 7,78E-03 | 7,70E-05 | 1,50E-06 |
| Coleta Seletiva Orgânicos | 1,68E+00 | 1,62E-02 | 7,78E-03 | 7,70E-05 | 1,50E-06 |
| Triagem/ reciclagem | -6,36E+02 | -1,22E+01 | 1,80E-02 | -3,52E-03 | 3,90E-05 |
| CDR | -5,05E+01 | -1,01E+00 | 2,42E-02 | 1,42E-03 | 2,14E-05 |
| Compostagem | -4,53E+02 | -4,53E+02 | 1,97E+00 | 1,64E-01 | 4,62E-04 |
| Biodigestão | -4,23E+02 | 5,36E+00 | 7,05E-01 | 1,73E-01 | 5,53E-04 |
| Transporte | 1,67E-01 | 3,48E-03 | 3,29E-04 | 1,34E-05 | 1,14E-07 |
| Aterro Sanitário | 7,53E+02 | 1,52E+01 | 9,12E-02 | 1,30E-02 | 4,92E-05 |

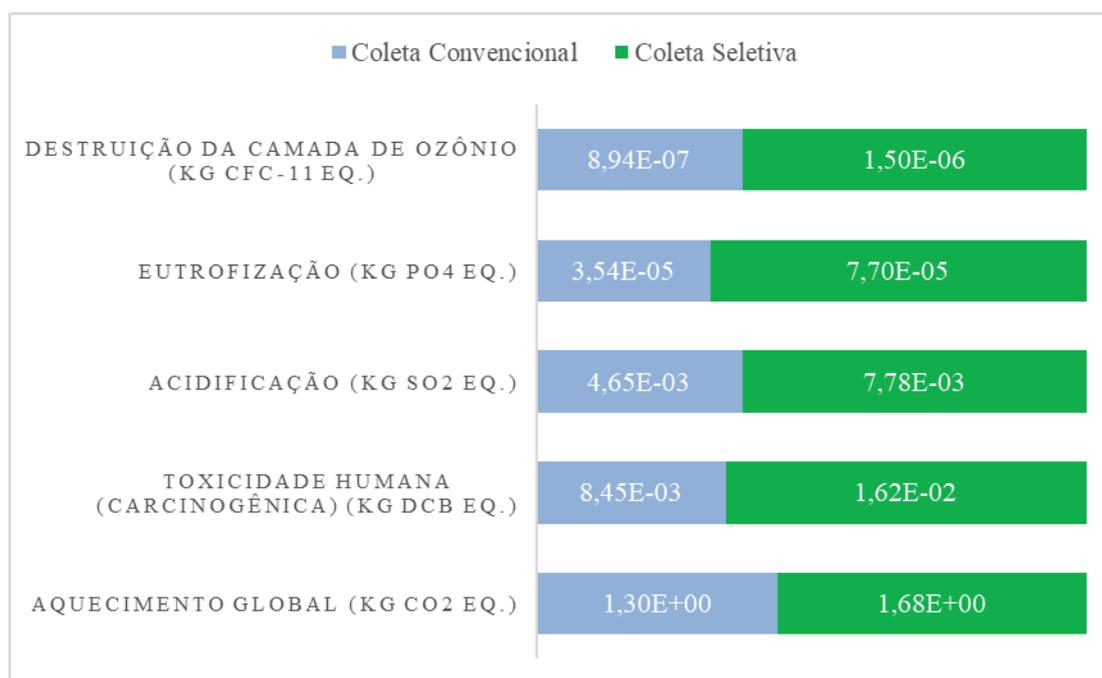
Fonte: Autora (2019).

Na categoria aquecimento global, as etapas de coleta, transporte e aterro sanitário são as que mais contribuem para esse impacto ambiental, destacando-se o aterro sanitário tendo em vista que nele não há recuperação de energia e que, portanto, possui altas contribuições de CO₂, além do CH₄, contido no biogás produzido no aterro que é queimado. Os resultados

das emissões de CH₄ apontam para a importância da segregação e do tratamento da fração orgânica (restos de alimentos e lixo de jardim) dos RSU.

Comparando as duas formas de coleta, convencional e seletiva para o impacto aquecimento global, observa-se que a coleta seletiva possui mais emissões de CO₂ equivalente. A Figura 20 compara o valor resultante dos dois tipos de coleta e como eles contribuem para o total.

Figura 20: Comparação da ACV entre coleta convencional e coleta seletiva



Fonte: Autora (2019).

Os resultados demonstrados na Figura 20 se justificam pelo fato que na coleta seletiva há maior consumo de combustíveis fósseis (diesel). Esse resultado também foi observado por Coelho (2018).

Reciclagem, compostagem, biodigestão e CDR apresentaram impactos positivos para o impacto aquecimento global. Qualquer atividade gera um impacto ambiental, entretanto a análise realizada no presente estudo compara as emissões que deixam de ser lançadas no meio ambiente pelo fato de reaproveitarem-se os materiais em outros ciclos de vida, retratando o conceito de impactos evitados. Por exemplo, reciclando-se 1 tonelada de RSU, estima-se que 0,89 t seja aproveitada em outros processos produtivos por meio da reciclagem e deixem de ser dispostas em aterro sanitário.

A reciclagem permite a produção de materiais secundários, que podem ser utilizados em substituição da correspondente fabricação de materiais virgens. Logo, o processo de reciclagem evita emissões que seriam produzidas nesta fabricação (CHI et al., 2015). Além disso, a reciclagem reduz a quantidade de resíduos destinados a aterros, que é a principal causa de cargas ambientais.

Na categoria de impacto ambiental destruição da camada de ozônio, observou-se a quantidade de clorofluorcarbonetos (CFC) emitida em cada etapa do sistema de gerenciamento de RSU. Verificou-se que as etapas de maior impacto para a destruição da camada de ozônio foram a compostagem e a biodigestão.

A acidificação é uma categoria de impacto local e as substâncias que possuem maior contribuição são o SO₂, o NO_x e o NH_x (GARCIA, 2016). Para os resultados obtidos, a compostagem é a etapa que mais contribui para esse impacto, devido principalmente às emissões do processo de decomposição da matéria orgânica.

Na categoria eutrofização, as maiores emissões são das etapas de compostagem, biodigestão e aterro sanitário. Esse fator pode estar relacionado à produção de lixiviado, o qual contém produtos compostos a base de fosfato e nitrato que favorecem a eutrofização. Novamente, a reciclagem apresentou valores positivos para esta categoria, demonstrando que esta atividade contribui de forma positiva.

Com relação à toxicidade humana, destaca-se a contribuição do aterro sanitário, que está relacionado ao aterramento e à compactação dos rejeitos. Para ambas as atividades, os consumos de diesel e suas emissões atmosféricas também são os principais aspectos que contribuem para esta categoria de impacto. As etapas de compostagem, CDR e reciclagem evitam impactos ambientais para essa categoria, contribuindo de forma positiva.

4.1.4 Avaliação do Custo do Ciclo de Vida (ACCV)

As informações disponíveis sobre custos de tecnologias foram atualizadas para o ano de 2017, corrigindo-se os valores monetários da época de sua publicação pela inflação com base no Índice de Preços ao Consumidor Amplo (IPCA) e calculou-se o valor futuro para o ano de 2017, definido como valor monetário atualizado.

Os dados médios apresentados são valores que o usuário do modelo poderá adotar como “dados base” caso não tenha como inserir os valores reais praticados pelo seu município pela falta dessas informações.

No Quadro 12, apresenta-se a estimativa de custos para a coleta dos resíduos sólidos urbanos e transporte dos rejeitos para disposição final. Os dados médios apresentados são valores que o usuário poderá adotar como “dados base” no modelo caso não tenha como inserir os valores reais praticados pelo seu município pela falta dessas informações.

Quadro 12: Estimativa de custo para coleta e transporte de resíduos sólidos urbanos das cidades brasileiras.

| Rota tecnológica | Custo* (R\$/t) | Descrição | Fonte |
|--------------------------|----------------|--|--------------|
| Coleta seletiva | 420,94 | Custo médio nas cidades brasileiras. | SNIS, 2016 |
| Coleta convencional | 193,19 | Custo médio nas cidades brasileiras. | CEMPRE, 2016 |
| Transporte de rejeitos** | 1,10 | Custo médio por tonelada-quilômetro (tkm) caminhão basculante. | SNIS, 2016 |

*Valores atualizados pelo IPCA para 2017.

**Custo em t.km (tonelada.kilômetro)

Fonte: Autora (2019).

Conforme apresenta o Quadro 12, a coleta convencional possui um custo médio de R\$ 193,19/t e a coleta seletiva de R\$ 420,94/t. Para o transporte dos rejeitos das áreas de triagem e transbordo até o encaminhamento para disposição final, é de R\$ 1,10 t.km.

Na Tabela 1, estão apresentados os demais custos estimados para as demais etapas de gerenciamento e suas respectivas fontes. Os dados referem-se ao custo médio nas cidades brasileiras, considerando média de faixa populacional para municípios com até 250 mil habitantes. Os valores apresentados consideram como custo de instalação, o investimento inicial e os custos de operação.

Tabela 1: Estimativa de custo (R\$/t) para as demais etapas do gerenciamento de RSU.

| Etapa do gerenciamento | Custo* de instalação (R\$/t) | Custo* de operação (R\$/t) | Custo* unitário (R\$/t) | Fonte |
|--|------------------------------|----------------------------|-------------------------|--|
| Triagem e reciclagem | 28,36 | 41,80 | 70,16 | Adaptado de MINISTÉRIO DAS CIDADES, 2016 |
| Compostagem | 27,42 | 14,24 | 41,66 | Adaptado de MINISTÉRIO DAS CIDADES, 2016 |
| Digestão anaeróbia | 76,41 | 24,91 | 101,32 | Adaptado de MINISTÉRIO DAS CIDADES, 2016 |
| Combustível Derivado de Resíduos (CDR) | 9,88 | 4,6 | 14,48 | Adaptado de MINISTÉRIO DAS CIDADES, 2016 |
| Aterro Sanitário | 13,54 | 130,1 | 143,64 | Adaptado de ABRELPE, 2016 |

*Valores atualizados pelo IPCA para 2017.

Fonte: Autora (2019).

O custo total das rotas tecnológicas das etapas de triagem, pré-tratamento e tratamento preveem a associação das tecnologias de gerenciamento de resíduos especificadas como Triagem e Reciclagem, Compostagem, Digestão Anaeróbia, Combustível Derivado de Resíduos e Aterro Sanitário. Por exemplo, para selecionar a opção compostagem, o usuário terá que selecionar anteriormente a etapa de triagem/reciclagem, pois os custos de instalação e de operação da compostagem listados na Tabela 1 consideram que o material orgânico chegue segregado.

A instalação de triagem/reciclagem foi orçada baseada em Ministério das Cidades (2016), sendo composta por um galpão fechado, com instalação de uma unidade de pré-tratamento (triagem), composta por uma cabine de separação de materiais de grandes volumes, rasga-sacos, peneiras rotativas (*trommels*), esteiras transportadoras, equipamentos automáticos de segregação, como separadores de metais ferrosos e não-ferrosos, cabines de seleção manuais, enfardadoras de recicláveis (plásticos, papel, etc.) e triturador.

A classificação dos materiais na etapa de triagem e reciclagem foi orçada para operar tanto de forma manual, em cabines de triagem, quanto de forma automática, por meio de equipamentos específicos, tais como separadores magnéticos, separadores por correntes de Foucault, separadores balísticos, peneiras rotativas, separadores ópticos, aspiradores de plástico etc., dependendo da instalação em questão (triagem e reciclagem ou ampliação da linha para CDR). A metodologia foi adaptada de Ministério das Cidades (2016).

No caso da utilização energética dos materiais não recicláveis para CDR, o orçamento da etapa (CDR) compreendeu a inserção de equipamentos instalados após a etapa de triagem de recicláveis, objetivando separar e beneficiar os materiais de alto poder calorífico para que estes possam ser utilizados como combustível. Essa separação de CDR será realizada por meio de ventiladores, equipamentos de infravermelho, trituradores, separadores de materiais ferrosos e não ferrosos. O material resultante da seleção deste fluxo de materiais (CDR) poderá ser utilizado no coprocessamento como combustível de substituição, gerando uma receita com a comercialização deste produto (MINISTÉRIO DAS CIDADES, 2016).

O processo de biodigestão é um tratamento anaeróbio, que consiste na degradação da matéria orgânica em ausência de oxigênio e que resulta na geração de biogás, passível de utilização energética. O orçamento prevê que o biogás produzido no reator passará por um sistema de limpeza visando ao condicionamento para posterior uso energético. Para

definição do custo do aterro sanitário, a estimativa inclui todo ciclo de vida do aterro (pré-implantação, implantação, operação, encerramento e pós-encerramento).

No que se refere às receitas, considerou-se que advirão dos materiais recicláveis que serão comercializados na etapa de triagem/reciclagem e da energia elétrica gerada no processo de digestão anaeróbia.

O composto produzido nas etapas de compostagem e/ou digestão anaeróbia não foi considerado como receita, pois se considerou sua utilização em canteiros das vias públicas. A receita oriunda do rejeito com poder calorífico adequado para uso como CDR também não foi ponderada, pelo fato de ser uma quantidade relativamente baixa da fração e em razão de a utilização da tecnologia ser muito recente no Brasil.

A composição gravimétrica dos resíduos foi retirada do Plano Nacional de Resíduos Sólidos (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2012), em que os materiais recicláveis representam 31,9% da geração total de RSU, sendo que, desse valor, o metal representa 9,04%, papel, papelão e tetrapack, 41%, o plástico, 42,46% e o vidro, 7,5%.

A Figura 21 ilustra o balanço de massa utilizado na presente pesquisa para a triagem/reciclagem. O indicativo do percentual de material com potencial para a reciclagem foi extraído de Ministério das Cidades (2016).

Figura 21: Balanço de massa dos resíduos triados/reciclados



Fonte: Autora (2019).

Sendo assim, para cada tonelada de RSU coletada, adotou-se que 10% desse material tem potencial para ser reciclado. A Tabela 2 apresenta a receita estimada com a comercialização dos produtos recicláveis em 1 tonelada de resíduo segregado.

Tabela 2: Receita média da comercialização de produtos recicláveis gerada em 1 tonelada de resíduo segregado

| Descrição | Quantidade (t) | Valor comercializado (R\$/t)* | Receita (R\$/t) | Fonte |
|------------------------------|-----------------------|--------------------------------------|------------------------|--|
| Metais ferrosos | 0,072 | 514,75 | 37,06 | |
| Metais não ferrosos | 0,018 | 1029,5 | 18,94 | Adaptado de Ministério das Cidades, 2016 |
| Papel, papelão e tetrapack | 0,410 | 308,85 | 126,63 | |
| Plástico | 0,425 | 514,75 | 218,56 | |
| Vidro | 0,075 | 98,5 | 7,39 | Adaptado de CEMPRE, 2017 |
| Receita total (R\$/t) | | | 408,58 | |

* Valores atualizados pelo IPCA para 2017.

Fonte: Autora (2019).

Conforme apresentado na Tabela 2, considerando a composição gravimétrica média dos RSU gerados no território nacional e os valores médios comercializados dos materiais recicláveis, a receita média obtida com a reciclagem é de aproximadamente de R\$ 408,58/t.

No que se refere à receita do processo de biodigestão, o biogás gerado no biodigestor será convertido em energia elétrica em uma central de cogeração na própria instalação, com geração de calor para manutenção do sistema (cogeração por meio de motor de combustão interna acoplado a um gerador elétrico).

A receita obtida pela energia elétrica comercializada com a digestão anaeróbia foi calculada adaptando a metodologia de Ministério das Cidades (2016). Estima-se que 1 tonelada de matéria orgânica gere 98,55 m³ de biogás. O biogás tem aproximadamente 57% de CH₄. Na geração de energia, o rendimento elétrico é de 40%, sendo assim, estima-se que são gerados, em média, 211,19 kWh de energia elétrica, que poderá ser comercializada a um valor de R\$ 0,47/kWh (ano de 2017), gerando uma receita de R\$ 99,25 por tonelada de matéria orgânica processada no digestor (o detalhamento do cálculo pode ser consultado em Ministério das Cidades, 2016).

Os dados da Avaliação do Custo do Ciclo de Vida (ACCV) foram estimados e podem ser visualizados no Quadro 13. O custo do ciclo de vida nas etapas levou em consideração as receitas e as despesas.

Quadro 13: Resultados estimados para ACCV

| Econômico | | | |
|--------------------------------|---------------------------------|--|---|
| Subcritérios de categoria | | | |
| Etapas do gerenciamento de RSU | Custo do ciclo de vida* (R\$/t) | Custo total do sistema por pessoa (R\$/hab.) | Custo do sistema municipal de RSU em relação ao total do orçamento municipal (%) |
| Coleta Convencional | 193,19 | Valor será calculado diretamente no modelo a partir dos dados do usuário, por meio da fórmula: (Custo do ciclo de vida - R\$/t * Quantidade de RSU processada em cada rota – t/ano / número de habitantes | Valor será calculado diretamente no modelo a partir dos dados do usuário, por meio da fórmula: (Custo do ciclo de vida / total do orçamento municipal) * 100 |
| Coleta seletiva | 420,94 | | |
| Triagem/ Reciclagem | 33,8 | | |
| Compostagem | 41,66 | | |
| Biodigestão | 2,07 | | |
| CDR | 14,48 | | |
| Transporte | 1,10** | | |
| Aterro Sanitário | 143,64 | | |

*Valores atualizados pelo IPCA para 2017.

**Valor do transporte em 1tkm. Na ferramenta o usuário deverá inserir a quantidade de rejeitos transportada e a quilometragem percorrida.

Fonte: Autora (2019).

Conforme mencionado anteriormente, os dados apresentados para o custo do ciclo de vida foram estimados com base na literatura. No modelo desenvolvido, o usuário irá informar a quantidade de resíduos manejados em cada etapa do cenário que estará criando. Além disso, o usuário poderá alterar os valores sugeridos para a realidade praticada na sua cidade. Dessa maneira, o modelo irá apresentar o custo total do cenário, o custo por habitante e o custo em relação ao orçamento municipal.

4.1.5 Avaliação do Ciclo de Vida Social (ACVS)

Os indicadores sociais analisados são:

- Trabalho infantil: Percentual de trabalho infantil no país e no setor analisado;
- Salário justo: Percentual de trabalhadores que recebem pelo menos um salário mínimo;
- Contribuição para o desenvolvimento econômico: Número de empregos gerados;
- Inclusão social estabelecida pela Política Nacional de Resíduos Sólidos: Existência de Associações ou Cooperativas de catadores no sistema de gerenciamento de RSU.

A entrada de informações sociais pode ser alterada diretamente no modelo, sendo que o usuário sempre deve priorizar suas informações, ou seja, os dados reais do município que está analisando. Caso não os possua, poderá utilizar os dados médios já inseridos no modelo.

Portanto, os valores já preenchidos (média nacional) podem ser alterados de acordo com a realidade do município. Desse modo, a representatividade dos cenários ficará mais abrangente e direcionada para a prática local. Os indicadores sociais deverão ser respondidos para cada etapa do gerenciamento, considerando a unidade funcional de 1 tonelada de RSU.

Os dados da Avaliação do Ciclo de Vida Social (ACVS) serão inseridos no modelo pelo usuário. Caso o usuário não responda ao questionário inicial, a base de dados estará programada para utilizar dados médios considerando a realidade brasileira.

No Quadro 14, apresenta-se um exemplo com dados médios brasileiros proposto para pontuação dos indicadores “trabalho infantil” e “salário justo”, que será utilizada pelo modelo caso o usuário não responda o questionário de ACVS.

Quadro 14: Proposta para obtenção dos valores médios resultantes da para ACVS.

| Indicador | Porcentagem/valor | Marca | Status/Exemplo |
|--|--------------------------|--------------|--|
| Percentual de trabalho infantil no país e no setor analisado | 5% | 4 | De acordo com Fundação ABRINQ (2008), a taxa de trabalho infantil (entre 5 e 17 anos), no Brasil, foi de 5% em 2015. |
| Percentual de trabalhadores que recebem pelo menos um salário mínimo | 50% | 2 | O salário mínimo (SM) no Brasil no ano de 2019 foi regulamentado pelo Decreto nº 9.661 (2019) que estabeleceu o valor de R\$ 998,00. Uma pesquisa do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) revela que 50% dos trabalhadores brasileiros recebem por mês, em média, 15% menos que o salário mínimo (IBGE, 2016). |

Fonte: Autora (2019).

O Quadro 14 apresenta um exemplo da ACVS para categoria de impacto relativo a trabalhadores. A marca atingida para o indicador trabalho infantil foi 4, visto que se estima que 5% dos trabalhadores do setor são menores de idade. No que se refere ao percentual de trabalhadores que recebem pelo menos um salário mínimo nacional, o indicador ficou com marca 2, pois estudos revelam que 50% dos trabalhadores brasileiros recebem menos que um salário mínimo por mês.

Acredita-se que os índices praticados no setor de resíduos sólidos são maiores que os valores médios nacionais utilizados no Quadro 14, pelo fato de ser um segmento com muita informalidade. Portanto, a entrada de informações sociais poderá ser alterada diretamente no modelo, sendo que o usuário sempre deverá priorizar suas informações, ou seja, os dados reais do município. Caso não os possua, poderá utilizar os dados médios já inseridos no modelo.

A avaliação social compreende somente os trabalhadores formais da gestão de RSU, incluídas cooperativas e associações

O indicador social “geração de emprego” foi estabelecido por meio de adaptações de Den Boer et al. (2005) e Reichert (2013), conforme Quadro 15.

Quadro 15: Empregos gerados em função do tipo de tecnologia de processamento.

| Tecnologia | Empregos gerados (empregos/t) |
|----------------------------|--|
| Coleta convencional | 0,00149 |
| Coleta seletiva | 0,00414 |
| Triagem semimecanizada | 0,0035 |
| Compostagem sistema aberto | 0,0005 |
| Digestão Anaeróbia | 0,00035 |
| CDR | 0,0006 |
| Transporte | 0,00005 |
| Aterro sanitário | 0,0001 |

Fonte: Adaptado de Den Boer et al. (2005) e Reichert (2013).

O Quadro 15 foi utilizada para determinação do indicador “Número de trabalhos criados” em cada etapa do gerenciamento que irá compor a rota tecnológica de cada cenário criado pelo usuário do modelo. O número de empregos para coleta seletiva considerado foi no modelo conhecido como porta a porta.

O indicador “Existência de Associações ou Cooperativas de Catadores no sistema de gerenciamento de RSU” foi calculado por meio da equação 6 apresentada na metodologia. As informações sobre essas parcerias foram obtidas nos relatórios de Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos do Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento. Entretanto, somente foram relatadas parcerias com as associações e as cooperativas na coleta seletiva. Por esse motivo, os valores dos indicadores desta categoria para as outras etapas do gerenciamento foram mantidas zerados. Sendo assim, ao utilizar o modelo, o usuário deverá responder aos índices praticados pelo seu município de acordo com sua realidade.

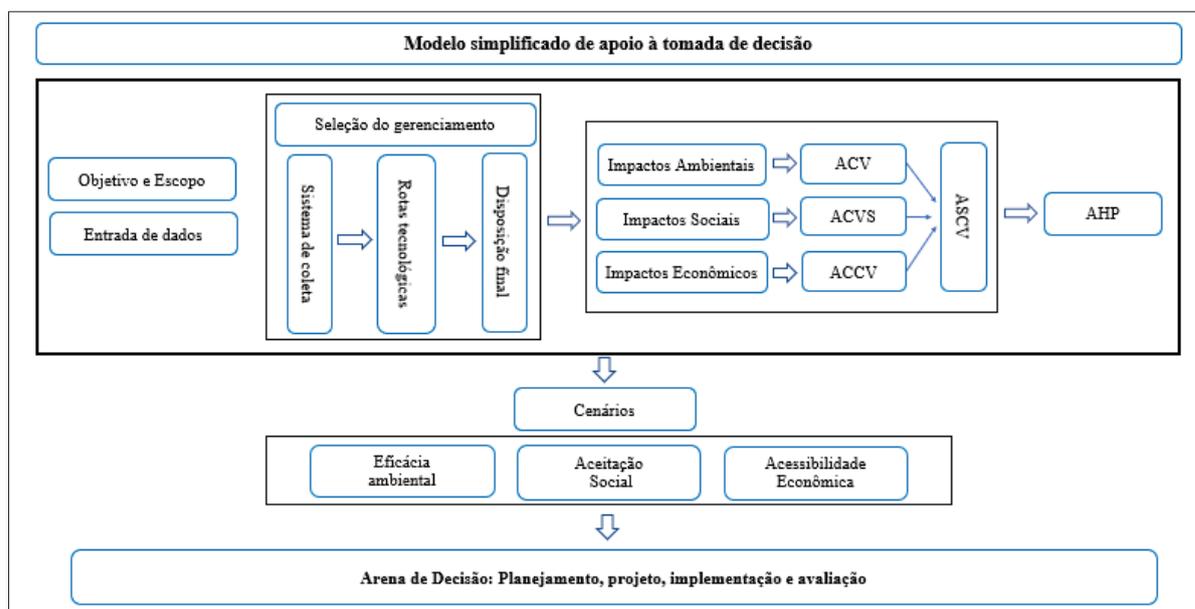
Segundo o relatório do Diagnóstico de Resíduos Sólidos do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS, 2016), para municípios de faixas 1, 2 e 3, aproximadamente 36% da coleta seletiva de resíduos é feita por meio de parcerias com cooperativas e associações de catadores de materiais recicláveis.

4.2 Desenvolvimento de um modelo de apoio à tomada de decisão baseado na Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida (ASCV)

4.2.1 Concepção do modelo de apoio à tomada de decisão

O modelo proposto tem por objetivo dar suporte aos tomadores de decisão na escolha da melhor alternativa de gerenciamento dos resíduos, tendo-se em vista um conjunto de critérios adequados ao município e as três dimensões do desenvolvimento sustentável, sendo considerado simplificado no sentido da sua utilização pelo usuário. Na Figura 22, apresenta-se a estrutura do modelo.

Figura 22: Concepção do modelo simplificado de apoio à tomada de decisão

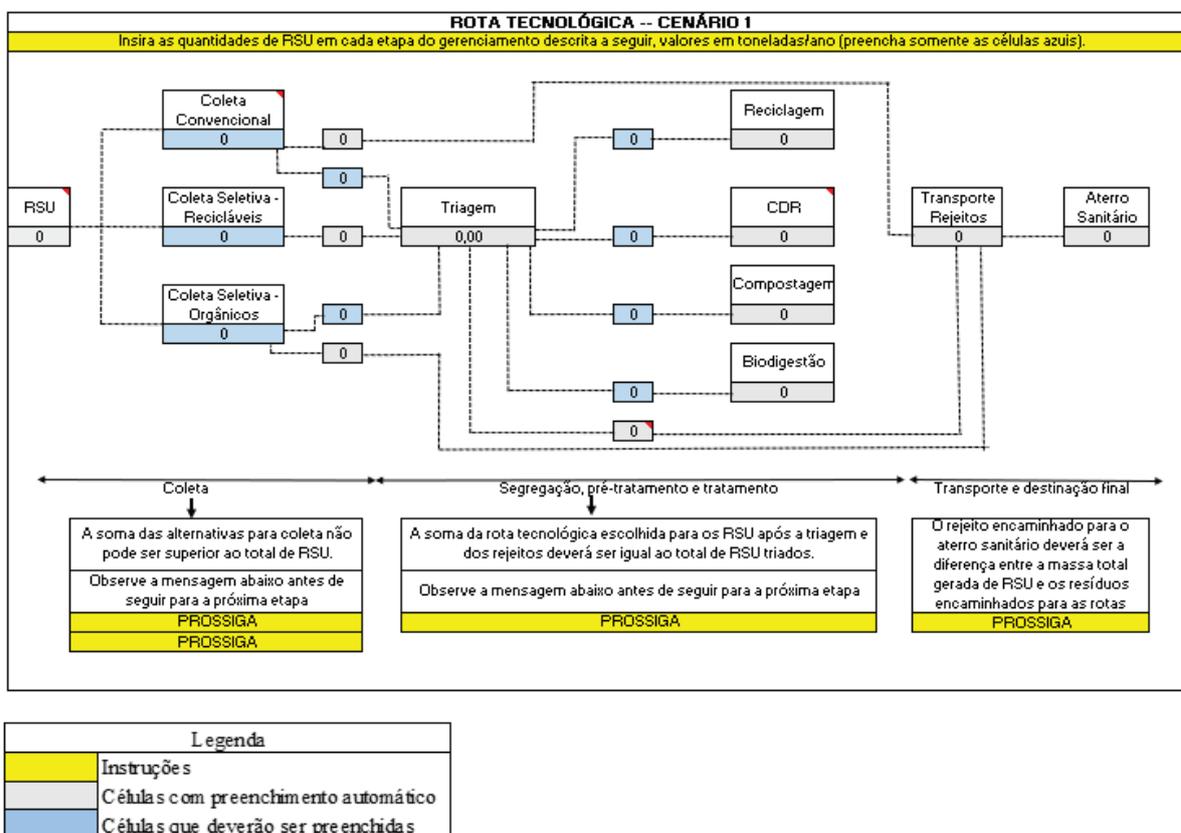


Fonte: Autora (2019)

Dessa forma, primeiramente, o usuário entrará com as informações iniciais do município. Em seguida, montará a rota tecnológica, elaborando 3 cenários para o município,

o atual e mais dois que entender como pertinentes analisar. O modelo de definição dos cenários é apresentado na Figura 23.

Figura 23: Modelo de definição de cenários a partir das etapas de gerenciamento de RSU



Fonte: Autora (2019).

Inicialmente, o usuário definirá o tipo de coleta, indicando seus valores correspondentes em t/ano. Depois indicará a quantidade de resíduos que irão passar por triagem/reciclagem e a quantidade de resíduo coletado e que irá diretamente para destinação final.

Os resíduos que passaram pela triagem terão quatro rotas tecnológicas diferentes para seguir: reciclagem, compostagem, digestão anaeróbia e combustível derivado de resíduo. O usuário deverá indicar a quantidade de resíduo que deseja encaminhar para cada etapa do gerenciamento.

Por fim, o usuário deverá informar a quantidade de rejeitos que será encaminhada para transporte e disposição final, informando a distância em que o rejeito é transportado para a unidade de destinação final.

O modelo de definição dos cenários foi realizado no Excel® e desenvolvido com células bloqueadas e com validação dos dados. Sendo assim, se o usuário informar valores que não estão adequados no balanço de massa (inicial e final), irão aparecer mensagens informando-o para rever os valores preenchidos.

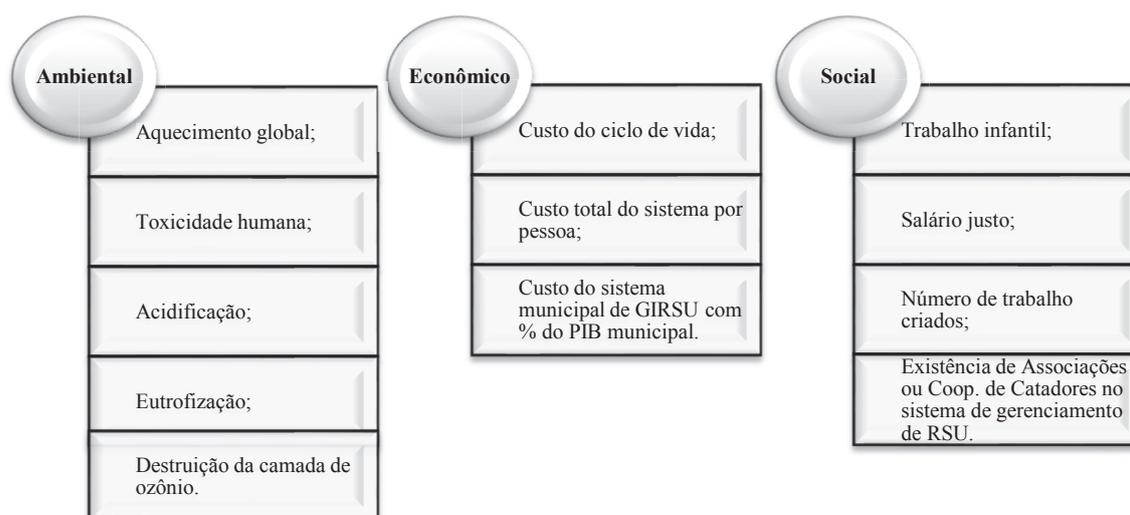
O banco de dados do modelo compreende as informações levantadas para cada etapa do gerenciamento, considerando 1 tonelada de RSU para a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), Avaliação do Custo do Ciclo de Vida (CCV) e Avaliação do Ciclo de Vida Social (ACVS).

No momento em que o usuário criar os três cenários de gerenciamento de RSU para o município no modelo, será possível promover a integração das informações com os dados de entrada e os cenários, apresentando o somatório e seus respectivos impactos de cada categoria analisada.

4.2.2 Desenvolvimento de um procedimento de classificação dos critérios utilizados na ASCV

Nas etapas anteriores, foram definidos os critérios e os subcritérios de sustentabilidade que estão apresentados na Figura 24.

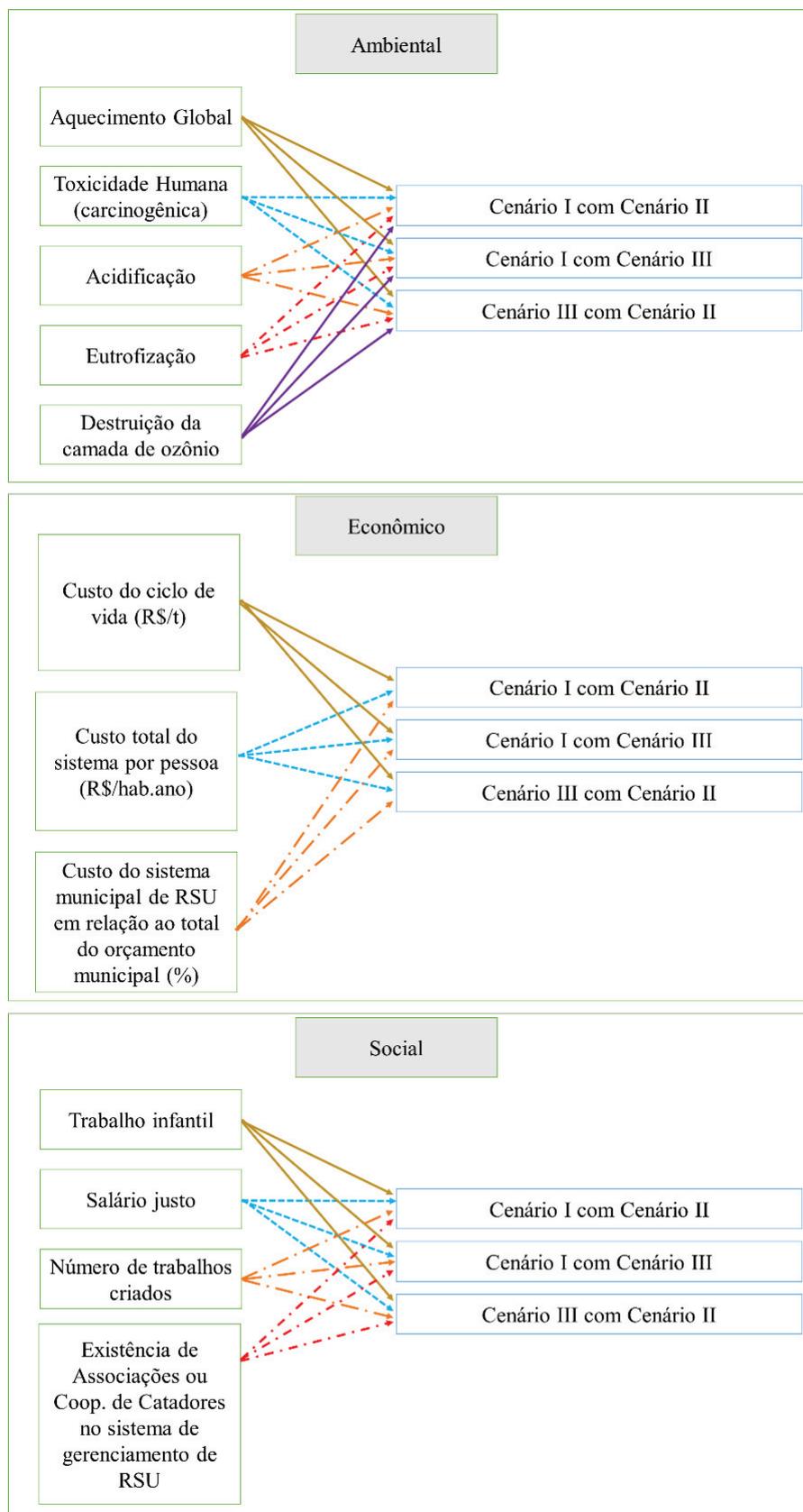
Figura 24: Critérios e subcritérios definidos para Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida



Fonte: Autora (2019)

Após a integração dos dados iniciais e a criação dos cenários, o modelo realiza a comparação paritária entre os cenários por meio do Método AHP, e a comparação paritária é realizada em planilhas do Excel®. Cada subcritério foi comparado entre os resultados obtidos em cada cenário, conforme apresentado na Figura 25.

Figura 25: Método AHP – Critério ambiental, econômico e social



Fonte: Autora (2019).

Na primeira etapa, cada critério foi comparado individualmente com seus subcritérios e cenários.

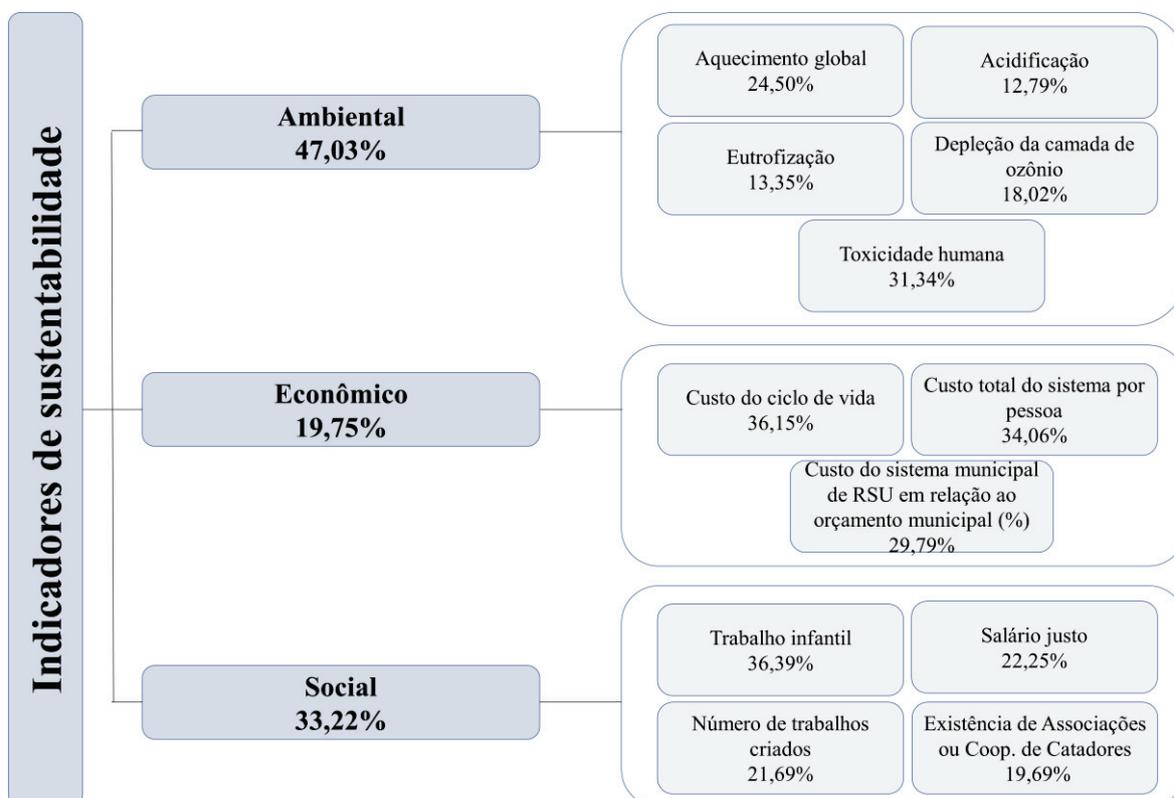
Na segunda etapa do método, foram avaliados os critérios de sustentabilidade ambiental, social e econômica em relação à sua importância na ASCV, com a participação dos *stakeholders* para atribuição dos pesos dos critérios e subcritérios em relação aos objetivos da sustentabilidade incorporada no processo de comparação dos cenários.

Os *stakeholders* foram contatados por e-mail, recebendo as instruções para participação e o link do programa para realizar a ponderação dos critérios. O questionário foi apresentado para avaliadores com o intuito de efetuar a ponderação dos 3 critérios e dos 12 subcritérios. O modelo de e-mail e instruções enviadas estão apresentados no Apêndice A.

O software utilizado para ponderação dos critérios foi o “Decisões + Simples”. Criado por Salgado e colaboradores (UNIFAL, 2019). É sistema web para facilitar e melhorar a tomada de decisão utilizando o método AHP.

O questionário foi enviado a 114 pesquisadores da área, a taxa de retorno foi de 29% e os resultados das ponderações estão apresentados na Figura 26. O índice de retorno foi considerado um número razoável, dado que para Marconi e Lakatos (2005), questionários que são enviados para os entrevistados alcançam em média 25% de devolução.

Figura 26: Resultados das ponderações dos critérios de sustentabilidade realizada pelos *stakeholders*



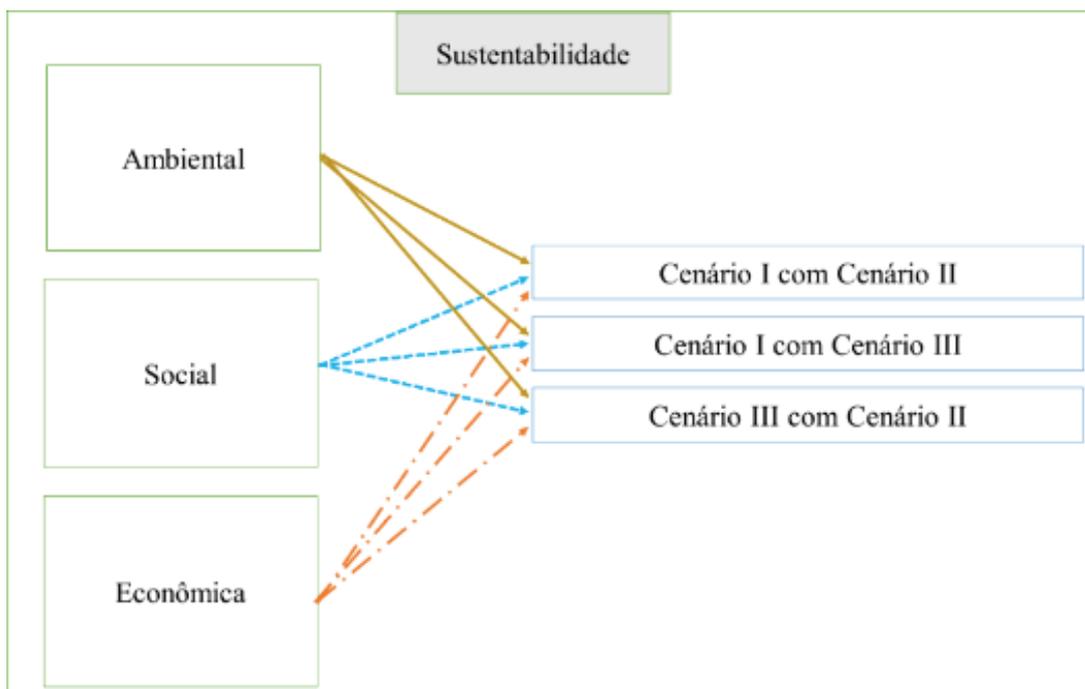
Fonte: Autora (2019)

Entre as três dimensões da sustentabilidade, percebe-se que a ambiental ficou com o maior peso, 47,03%, seguido da social 33,22% e da econômica 19,75%. O modelo foi configurado para utilizar as ponderações estabelecidas pelos stakeholders, entretanto, se o usuário do modelo decidir adicionar suas próprias ponderações, isso foi permitido, bastando alterar manualmente os pesos.

Os resultados obtidos em cada critério no método de comparação par a par foram multiplicados pelos pesos respectivos de cada subcritério atribuído pelos resultados médios dos stakeholders, utilizando a escala de Saaty (1980) para comparação.

Esses resultados alcançados em cada eixo analisado anteriormente foram utilizados e uma nova rodada do método AHP foi empregada para integração dos resultados globais da sustentabilidade por meio da Análise da Sustentabilidade do Ciclo de Vida (ASCV), conforme Figura 27.

Figura 27: Nova rodada do método AHP integrando os critérios de sustentabilidade



Fonte: Autora (2019).

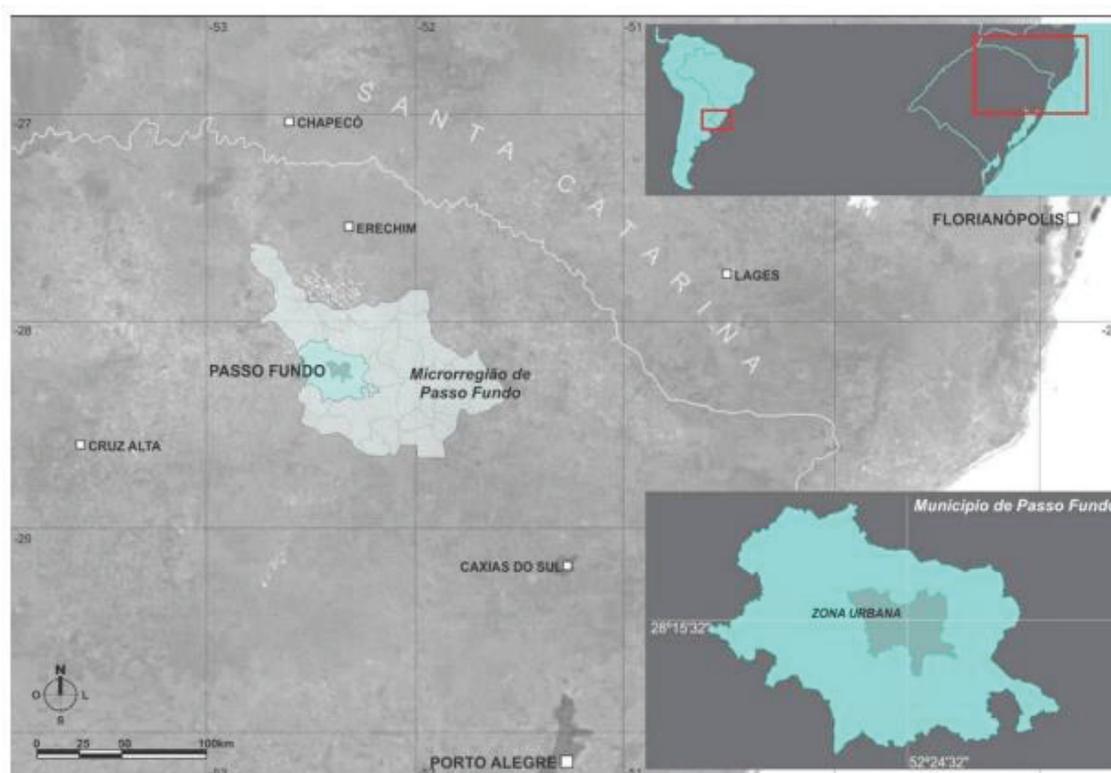
Dessa maneira, as prioridades numéricas foram calculadas para cada um dos critérios. Os resultados dos critérios e subcritérios ambientais, econômicos e sociais resultaram da multiplicação dos pesos de cada indicador pelo seu valor normalizado (entre 0 e 1). Quanto mais próximo de 1, mais sustentável é o índice/subcritério e quanto mais próximo de 0 menos favorável.

4.3 Aplicação do modelo de apoio à tomada de decisão

4.3.1 Definição do objeto de estudo para aplicar metodologia proposta

A presente pesquisa possui como unidade empírica o município de Passo Fundo - RS. A cidade escolhida para aplicar o método proposto está localizada no estado do Rio Grande do Sul, pertencendo a Mesorregião Noroeste Rio-grandense e a Microrregião de Passo Fundo, estando a uma altitude de aproximadamente 687 m (FAMURS, 2009). A população estimada do Município de Passo Fundo/RS em 2017 é de 198.799 habitantes (IBGE, 2017b). Na Figura 28 pode-se observar a localização geográfica do município de Passo Fundo/RS.

Figura 28: Localização geográfica do município de Passo Fundo/RS.



Fonte: Passo Fundo (2014).

4.3.2 Aplicação do modelo de apoio à tomada de decisão

O modelo desenvolvido visa dar suporte aos tomadores de decisão na escolha do melhor caminho entre as alternativas de gerenciamento dos resíduos, tendo em vista um conjunto de critérios e os três pilares do desenvolvimento sustentável. Sendo assim, pode ser aplicado em qualquer município brasileiro com população inferior a 250.000 habitantes. Pretendendo a facilitar sua aplicação, foi desenvolvido um Manual de Utilização que consta no “Apêndice B”.

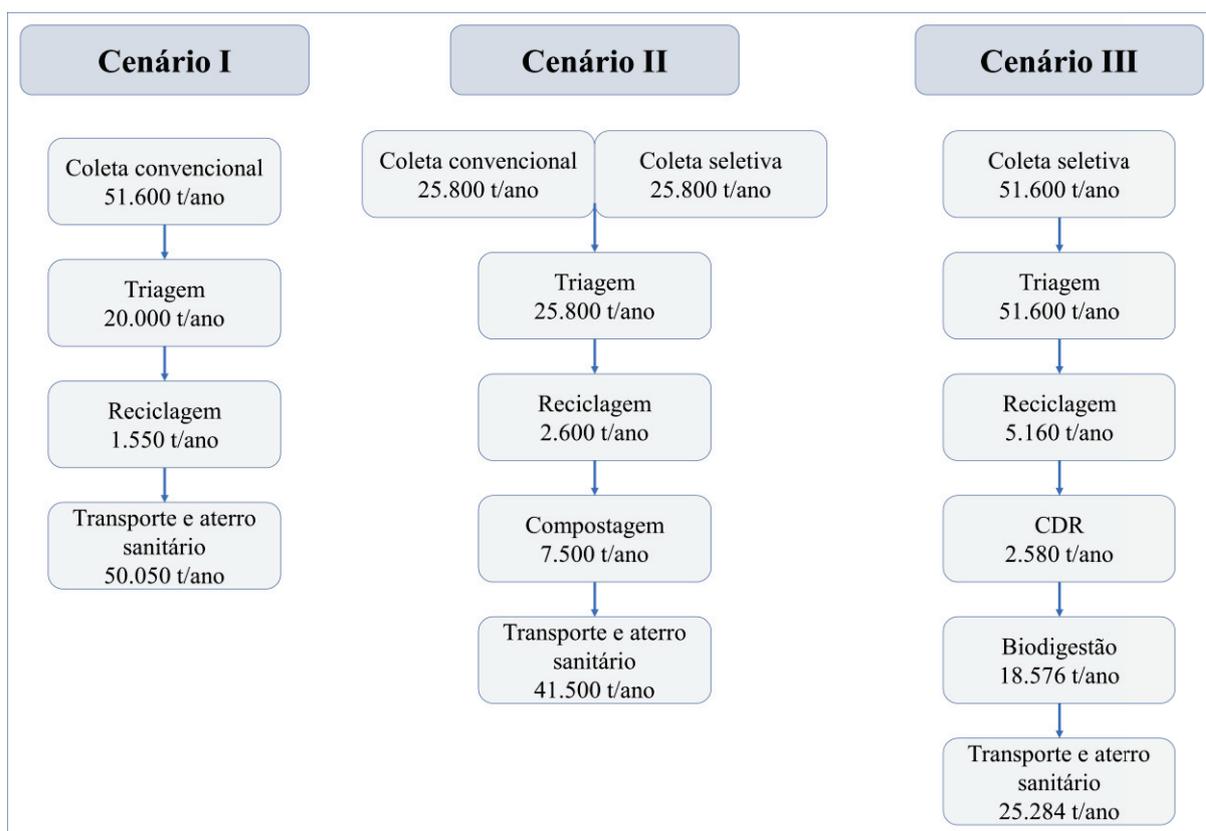
A aplicação e validação do modelo se deu através de uma simulação para a tomada de decisão objetivando encontrar o cenário mais adequado no gerenciamento de resíduos sólidos, levando em conta a avaliação da sustentabilidade do ciclo de vida. Neste sentido uma cidade brasileira de aproximadamente 200.000 habitantes foi selecionada para o presente estudo de caso.

A geração média de RSU no município escolhido é de 51.600 t/ano. Os dados principais foram preenchidos com informações repassadas pela Secretaria Municipal de Meio Ambiente, como número de habitantes, orçamento total municipal e quantidade de

RSU gerado. As informações de entrada foram mantidas com os dados médios apresentados pelo modelo, somente na dimensão econômica, que foi atualizado o valor da coleta convencional e seletiva, sendo que atualmente os valores praticados no município são de R\$ 154,44 para a coleta convencional e de R\$ 200,00 para a coleta seletiva.

Posteriormente, foram elaborados três cenários de gerenciamento, conforme demonstra a Figura 29.

Figura 29: Ilustração gráfica dos cenários utilizados na ASCV.



Fonte: Autora (2019).

O Cenário I considera a coleta convencional (sem segregação na fonte) e a reciclagem de aproximadamente 3% do total de RSU gerados. Não possui outras alternativas de tratamento, sendo que o restante é considerado rejeito, transportado e disposto em aterro sanitário, localizado a 54 km de distância do município.

O Cenário II promove a coleta seletiva para 50% dos RSU gerados no território municipal e um aumento nos índices de reciclagem e tratamento. A reciclagem atinge o percentual de 5% e adota-se a compostagem para tratamento da fração orgânica do resíduo

(14,5% do total de RSU), diminuindo a quantidade de rejeitos encaminhados para disposição final em aterro sanitário.

O Cenário III é o considerado normativo, pois atende a hierarquia estabelecida pela Lei 12.305 (Brasil, 2010). Onde se propôs a ampliação da coleta seletiva para 100% do município, a triagem é realizada na totalidade de resíduos gerados e a reciclagem atinge o índice de 10 %, é implementado o aproveitamento por meio do Combustível Derivado de Resíduos (CDR) em 5%, adota-se a biodigestão com aproveitamento energético para tratamento da fração orgânica do resíduo em 36% e procura-se uma alternativa de disposição final (aterro sanitário) que fique mais próxima, havendo um transporte do rejeito de 20 km.

A partir da definição destes cenários e dos dados de entrada sobre o município, foi possível correlacionar os três critérios (econômico, ambiental e social) e seus 12 sub indicadores para cada cenário avaliado. O método de obtenção dos resultados consiste na leitura das informações de entrada e a correlação destas informações com o banco de dados obtido na etapa de Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida (ASCV). Na sequência foi aplicado o procedimento de classificação destes critérios através do método de Análise Hierárquica de Processos – AHP, que permitiu a integração dos critérios entre as dimensões ambientais, sociais e econômicas.

Os resultados da ASCV foram utilizados juntamente com o método de ponderação, onde foram atribuídas as intensidades de importância aos critérios pelos *stakeholders*. As prioridades numéricas foram calculadas para cada um dos indicadores. Os resultados dos indicadores e subcritérios ambientais, econômicos e sociais resultaram da multiplicação dos pesos de cada indicador pelo seu valor normalizado (entre 0 e 1). Quanto mais próximo de um (1), mais sustentável é o índice/subcritério e quanto mais próximo de zero (0) menos favorável.

Os resultados de cada dimensão da sustentabilidade gerados pelo modelo estão apresentados na Tabela 3.

Tabela 3: Resultados de cada dimensão da sustentabilidade gerados após aplicação do método AHP.

| Ambiental | Cenário I | Cenário II | Cenário III | Ponderação |
|--|------------------|-------------------|--------------------|-------------------|
| Aquecimento global (kg CO2 eq.) | 0,14 | 0,20 | 0,66 | 0,245 |
| Toxicidade Humana (carcinogênica) (kg DCB eq.) | 0,25 | 0,29 | 0,45 | 0,313 |
| Acidificação (kg SO2 eq.) | 0,61 | 0,18 | 0,22 | 0,128 |
| Eutrofização (kg PO4 eq.) | 0,37 | 0,49 | 0,15 | 0,134 |
| Destruição da camada de ozônio (kg CFC-11 eq.) | 0,58 | 0,28 | 0,14 | 0,180 |
| Indicador de sustentabilidade ambiental | 0,35 | 0,28 | 0,38 | - |

| Econômico | Cenário I | Cenário II | Cenário III | Ponderação |
|--|------------------|-------------------|--------------------|-------------------|
| Custo do ciclo de vida (R\$/t) | 0,317 | 0,318 | 0,365 | 0,362 |
| Custo total do sistema por pessoa (R\$/hab.ano) | 0,317 | 0,318 | 0,365 | 0,341 |
| Custo do sistema municipal de RSU em relação ao total do orçamento municipal (%) | 0,317 | 0,318 | 0,365 | 0,298 |
| Indicador de sustentabilidade econômica | 0,32 | 0,32 | 0,37 | - |

| Social | Cenário I | Cenário II | Cenário III | Ponderação |
|--|------------------|-------------------|--------------------|-------------------|
| Trabalho infantil (<i>score</i>) | 0,33 | 0,33 | 0,33 | 0,364 |
| Salário justo (<i>score</i>) | 0,33 | 0,33 | 0,33 | 0,223 |
| Número de trabalhos criados | 0,18 | 0,33 | 0,49 | 0,217 |
| Existência de Associações ou Coop. de Catadores no sistema de gerenciamento de RSU | 0,33 | 0,22 | 0,44 | 0,197 |
| Indicador de sustentabilidade social | 0,30 | 0,31 | 0,39 | - |

Fonte: Autora (2019).

Os resultados apresentados na Tabela 3 não fazem a integração, gerando um indicador comum e, desse modo, uma nova rodada do método AHP foi aplicada aos resultados obtidos, gerando o indicador geral da sustentabilidade, como se apresenta na Tabela 4.

Tabela 4: Indicador geral de sustentabilidade para os cenários avaliados

| Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida | Cenário I | Cenário II | Cenário III | Ponderação |
|---|------------------|-------------------|--------------------|-------------------|
| Ambiental | 0,35 | 0,28 | 0,38 | 0,47 |
| Econômico | 0,32 | 0,32 | 0,37 | 0,20 |
| Social | 0,30 | 0,31 | 0,39 | 0,33 |
| Indicador geral de sustentabilidade | 0,32 | 0,30 | 0,38 | - |

Fonte: Autora (2019).

Portanto, para os cenários elaborados, o cenário III apresentou-se como o mais sustentável, pois atingiu a melhor pontuação (0,38). Isso demonstra que, promovendo o aumento da reciclagem, o tratamento dos resíduos e diminuindo a quantidade de rejeitos encaminhados para a disposição final, está-se direcionando para a minimização dos impactos causados no meio ambiente, nos gastos públicos na comunidade em geral.

A Lei nº 12.305 (BRASIL, 2010), que estabelece a Política Nacional de Resíduos Sólidos, compõe um arcabouço legal que visa a influenciar na postura da totalidade dos agentes envolvidos. A partir desse princípio, com a implantação do Cenário III, o município adere a uma gestão integrada e visa ao cumprimento da hierarquia proposta para a gestão dos resíduos: não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento dos resíduos sólidos e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos, firmando, dessa forma, o marco norteador para a consecução de uma gestão sustentável dos resíduos.

Um fato interessante de ser mencionado é que o Cenário I demonstrou-se mais favorável quando comparado ao Cenário II. Isso não era esperado, visto que o Cenário II promove um melhor aproveitamento na etapa de tratamento e destina menor quantidade de rejeitos para aterro sanitário. Entretanto, constata-se que o fator de peso nessa comparação foram as condições de coleta em cada um dos dois cenários. Conforme discutido nos resultados da ACV e da ACCV, a coleta seletiva produz um impacto ambiental mais significativo que a convencional, bem como apresenta um maior custo. Desse modo, justifica os resultados aqui apresentados.

A Análise da Sustentabilidade do Ciclo de Vida (ASCV) permitiu a inclusão de um maior número de categorias no estudo (3 indicadores gerais e 12 subindicadores), entretanto, os resultados são amplos e individuais não tendo relações diretas. Com a finalidade de possibilitar a agregação desses dados, foi aplicada a análise multicritérios para melhorar o processo de apoio à tomada de decisão, desse modo, combinando harmonicamente duas técnicas bem difundidas na literatura.

Houve também a necessidade de trabalhar em direção de sistemas de gerenciamento de RSU integrados e sustentáveis, apropriados localmente para contextos específicos de países em desenvolvimento, como no caso do Brasil. Nesse sentido, foi desenvolvido um modelo de fácil compreensão, utilizado por meio uma ferramenta acessível (Excel) e que poderá contribuir com o auxílio à tomada de decisão quando os usuários estão buscando alcançar a sustentabilidade de maneira integrada.

Por fim, os Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) das cidades representam uma geração significativa. As decisões sobre as estratégias de gestão de RSU são tomadas a nível municipal, e os tomadores de decisão devem agir de forma a minimizar os impactos ambientais, sociais e econômicos gerados pela gestão inadequada. Paralelamente, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) é um marco legal completo para o setor, porém, aplicá-la na prática é um dos grandes desafios a serem enfrentados pelos gestores dos municípios brasileiros, de forma a proporcionar um sistema de gestão eficiente, de baixo custo e, sobretudo, que atenda à legislação. Desta forma, a formulação de cenários que objetivem à otimização do gerenciamento adequado de RSU pode representar uma oportunidade de minimizar os impactos do município com esses serviços, gerar empregos e promover maior corresponsabilidade dos cidadãos com a limpeza e a sustentabilidade urbana.

5 CONCLUSÃO

A Análise da Sustentabilidade do Ciclo de Vida (ASCV) foi realizada por meio da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), da Avaliação do Custo do Ciclo de Vida (ACCV) e da Avaliação do Ciclo de Vida Social (ACVS) para a unidade funcional de 1 t de RSU.

Os indicadores avaliados (categorias de impacto) para a ACV foram aquecimento global, toxicidade humana, acidificação, eutrofização e destruição da camada de ozônio. Para as categorias de impacto, foram apresentados os resultados das emissões potenciais em cada etapa do gerenciamento de RSU. Em algumas, o impacto ambiental foi positivo, como, por exemplo, na triagem/reciclagem para a categoria aquecimento global. Isso não significa dizer que essa atividade não tem emissões, mas, sim, que, ao reciclar, está-se deixando de encaminhar rejeitos para disposição final e, desse modo, trabalha-se com a questão de impacto evitado ou compensado.

Na ACCV, foi possível averiguar três indicadores econômicos: Custo Total do Ciclo de Vida, Custo total por pessoa e Custo do sistema em relação ao orçamento total do município. Foram estimados os custos e as receitas de cada etapa do gerenciamento para municípios brasileiros de pequeno e de médio porte.

Na ACVS, foi avaliado o impacto social do ciclo de vida para cada etapa do gerenciamento de RSU. Com auxílio de diferentes metodologias, foram obtidos resultados para os seguintes indicadores: trabalho infantil, salário justo, contribuição para o

desenvolvimento econômico e inclusão social estabelecida pela Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS).

A Análise da Sustentabilidade do Ciclo de Vida (ASCV) permitiu a inclusão de um número mais elevado de categorias no estudo (3 indicadores gerais e 12 subindicadores). Entretanto os resultados são individuais e não têm relações diretas. O modelo permitiu a inclusão de várias métricas de sustentabilidade e sua respectiva conexão. Visou-se a contribuir com uma nova dinâmica para as políticas municipais destinadas aos resíduos sólidos urbanos, propondo uma atuação integrada entre os serviços prestados à população, visando à mais eficiência, eficácia, integração social e sustentabilidade.

O índice de sustentabilidade pode ser usado em decisões públicas para explorar com todas as partes interessadas as possíveis maneiras em que os RSU de uma comunidade poderiam ser tratados, com a oportunidade de implementar cenários e como compreender melhor as ações que podem influenciar a operação de sistemas sustentáveis e eficientes de gerenciamento de resíduos sólidos.

O estudo permitiu examinar os indicadores de sustentabilidade em todo o ciclo de vida e apoiar a tomada de decisão. A integração entre as ferramentas ASCV e Análise Multicritério conferiu novos valores, que poderão ser amplamente utilizados para apoio à tomada de decisão. Foram avaliadas as potencialidades de combinação das duas abordagens, o que favoreceu maior clareza na interpretação dos resultados, no sentido de ajudar na análise dos resultados e escolher uma alternativa satisfatória. A questão da priorização e da ponderação dos impactos pelos *stakeholders* também foi adequada, já que foi possível identificar uma alternativa preferível em relação às categorias de impacto avaliadas.

Nesse sentido, o presente trabalho contribui para uma compreensão mais adequada sobre a ASCV, desenvolvendo um novo método que pode ser aplicado em outros municípios, aprimorando as etapas de mensuração e de ponderação de impactos ambientais, sociais e econômicos do setor de gerenciamento de RSU por meio da análise multicritérios. A ASCV e a Decisão Multicritério poderão combinar-se e complementar-se compativelmente, auxiliando no apoio à tomada de decisão no gerenciamento sustentável de RSU.

Recomendações para trabalhos futuros

Como sugestão para trabalhos futuros indica-se:

1. Avaliação de outras tecnologias disponíveis para o gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos;
2. Utilização de diferentes softwares ou metodologias para a avaliação e validação dos resultados obtidos em cada categoria de impacto analisada;
3. Aprofundar estudos e desenvolver banco de dados e ferramentas de ICV – Inventário do Ciclo de Vida – para o gerenciamento de RSU no Brasil;
4. Elaboração de uma nova metodologia com possibilidade de identificar mais indicadores específicos para o gerenciamento de RSU, considerando a Avaliação Social do Ciclo de Vida (ACVS);
5. Realização de análise de sensibilidade para verificar os efeitos de variações na etapa de incorporação dos pesos para os indicadores (ponderação).
6. Adaptação e aplicação do modelo em outros segmentos e cadeias produtivas.

6 REFERÊNCIAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR ISO 14040: Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura**. Rio de Janeiro, 2009a.

_____. **NBR ISO 14044: Gestão Ambiental: Avaliação do Ciclo de Vida: Requisitos e Orientações**, 46. Rio de Janeiro, 2009b.

_____. **NBR ISO 8419: Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos**. São Paulo, 1992.

_____. **NBR ISO 14040: Gestão Ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Princípios e estrutura**. Rio de Janeiro, 2014.

ACHILLAS, C.; MOUSSIOPOULOS, N.; KARAGIANNIDIS, A.; BANIAS, G.; PERKOULIDIS, G. The use of multi-criteria decision analysis to tackle waste management problems: A literature review. **Waste Management & Research**, v. 31, p. 115-129, 2013.

ADENE - Agência de Energia de Portugal. **Estudo de viabilidade do tratamento centralizado de resíduos agropecuários no Conselho de Montemor-o-Novo**. Relatório final elaborado para a Câmara Municipal de Montemor-o-Novo no âmbito do projeto PIGS – Projeto Integrado para Gestão de Suiniculturas, financiado através do Programa LIFEAmbiente, Lisboa, Portugal, 2003.

AHMED, M. D.; SUNDARAM, D. Sustainability modelling and reporting: From roadmap to implementation. **Decision Support Systems**, v. 53, n. 3, p. 611-624, 2012.

ALENCAR, J. C. **Diagnóstico e Inventário de Ciclo de Vida do Sistema de Gerenciamento de Resíduos Sólidos de Imperatriz - MA**. 2013. 94 f. Dissertação (Gestão e Tecnologia Ambiental) – Universidade de Santa Cruz do Sul, 2013.

ALF-CEMIND. **Supporting the use of alternative fuel in the cement industry: Technology guide**. 2012. Disponível em: < <http://www.alf-cemind.com/cd/index.htm>>. Acesso em: set. 2017.

ALLESCH, A.; BRUNNER, P. H. Assessment methods for solid waste management: A literature review. **Waste Management & Research**, v. 32 (6), p. 461-473, 2014.

AI-MAADED, M.; MADI N. K.; KAHRAMAN, R.; HODZIC, A.; OZERKAN, N.G. An overview of solid waste management and plastic recycling in Qatar. **Journal of Polymers and the Environment**, v.20, p.186–194, 2012.

AL-SALEM, S.M.; LETTIERI, P. Life cycle assessment (LCA) of municipal solid waste management in the State of Kuwait. **European Journal of Scientific Research**, v.34, p.395–405, 2009.

ALTHAUS, H. et al. **Ecoinvent: overview and methodology**. Data v 2.0. Dubendorf: Swiss centre for life cycle inventories, 2007, 68 p.

ANGELO, A. C. M.; SARAIVA, A. B.; CLÍMACO, J. C. N.; INFANTE, C. E.; VALLE, R. Life Cycle Assessment and Multi-criteria Decision Analysis: Selection of a strategy for domestic food waste management in Rio de Janeiro. **Journal of Cleaner Production**, v.143 p. 744-756, 2017.

ARAÚJO, A. G. e ALMEIDA, A. T. Apoio a decisão na seleção de investimentos em petróleo e gás: uma aplicação utilizando o método Promethée. **Revista Gestão da Produção, São Carlos**, v.16, p.534-543, 2009.

ARAÚJO, M. G. **Modelo de Avaliação do Ciclo de Vida para a Gestão de Resíduos de Equipamentos Eletroeletrônicos no Brasil**. Tese (Doutorado em Planejamento Energético) – Instituto Alberto Luiz Coimbra, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2013.

ARCHER, E.; KLEIN, A.; WHITING, K. **Mechanical-biological-treatment: A guide for decision makers. Processes, policies & markets. Annexe C – An assessment of the viability of markets for MBT outputs**. Juniper Consultancy Services, v.1, p. 77, 2005.

BACHMANN, T.M. Towards life cycle sustainability assessment: drawing on the NEEDS project ' s total cost and multi-criteria decision analysis ranking methods. **International Journal of Life Cycle Assessment**. v.18, p.1698-1709. 2013.

BANAR, M.; COKAYGIL, Z.; OZKAN, A. Life cycle assessment of solid waste management options for Eskisehir, Turkey. **Waste Management**, v. 29, p. 54–62, 2009.

BARROS, R. T. de V. **Elementos de Gestão de Resíduos Sólidos**. Belo Horizonte: Ed. Tessitura, 2012. 424 p.: il.

BARTON, J.R., DALLEY, D., PATEL, V.S., 1996. Life cycle assessment for waste management. **Waste Management**. (Oxford) 16, 35–50.

BASSON, L., PETRIE, J. A critical systems approach to decision support for process engineering. **Computers & Chemical Engineering**. v.31, p.876-888, 2007.

BATOOL, S., NAWAZ CHAUDHRY, M. Municipal solid waste management in Lahore City District, Pakistan. **Waste Manag.** v.29, p.1971–1981, 2009.

BAUMANN, H., TILLMAN, A. M. **The Hitch Hiker's Guide to LCA**. Sweden. Lund: Studentlitteratur AB, 2004.

BELTON, V., STEWART, T. **Multiple Criteria Decision Analysis: An Integrated Approach**. Kluwer Academic, Dordrecht. 2002.

BENOIT, C. et al. The guidelines for social life cycle assessment of products: just in time! **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 15, p. 156-163, 2010.

BERTICELLI, R. **Gestão integrada de resíduos sólidos urbanos: análise de viabilidade econômica de cenários para um município de médio porte**. Dissertação - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Faculdade de Engenharia e Arquitetura da Universidade de Passo Fundo. Passo Fundo-RS, 2016.

BESEN, G. R., RIBEIRO, H., GUNTHER, W. M. R., JACOBI, P. R. Selective Waste Collection in the São Paulo Metropolitan Region: Impacts of the National Solid Waste Policy. **Ambiente & Sociedade** 17(3): 253 – 272, 2014.

BHUIYAN, S.H. A crisis in governance: urban solid waste management in Bangladesh. **Habitat International**, v. 34 (1), p. 125–133, 2010.

BLENGINI, G. A., FANTONI, M., BUSTO, M., GENON, G., ZANETTI, M. C. Participatory approach, acceptability and transparency of waste management LCAs: Case studies of Torino and Cuneo. **Waste Management**, 32, 1712 – 1721, 2012.

BOVEA, M. D.; IBÁÑEZ-FORÉS, V.; GALLARDO, A.; COLOMER-MENDOZA, F. J. Environmental assessment of alternative municipal solid waste management strategies. A Spanish case study. **Waste Management**, v. 30, p. 2383-2395, 2010.

BRABER K. Anaerobic digestion of municipal solid waste: a modern waste disposal option on the verge of breakthrough. **Biomass and Bioenergy**, v.9, n.1–5, p.365–376, 1995.

BRASIL. Lei nº 12.305 de 2 de Agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998 e dá outras providências. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 2 de Agosto de 2010.

BRICK, E. S.; PILLA, L.H.L. **Modelo conceitual de um processo de Análise de Custo de Ciclo de Vida**. 2011. Disponível em: www.producao.uff.br/conteudo/rpep/.../015relpesq103.doc Acesso em: abr. 2017.

BRINGHENTI J. R.; GÜNTHER W. M. R; Participação social em programas de coleta seletiva de resíduos sólidos urbanos. **Revista Eng. Sanitária Ambiental**. v.16, n. 4, 2011.

BURGE, W. D.; COLLACICCO, D.; CRAMER, W.N. Criteria for achieving pathogen destruction during composting. **Journal of Water Pollution Control**, v.53, n. 12, p. 1863 – 1689, 1981.

BUTLER, T.A., SIKORA, L.J., STEINHILBER, P.M., DOUGLASS, L.W. Compost age and sample storage effects on maturity indicators of biosolids compost. **Journal of Environmental Quality**, v.30, p. 2141–2148, 2001.

CARABIAS, W.J.V.; WINISTOERFER, H.; STUECHELI, A. Social aspects of public waste management in Switzerland. **Waste Management**, v. 19 (6), p. 417–425, 1999.

CASALI, D. J. **Tratamento do efluente de uma recicladora de plásticos utilizando coagulante não metálico e compostagem**. 2011. 146 f. Dissertação apresentada ao curso de Mestrado do Programa de Pós Graduação em Engenharia de Processos – Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria, 2011.

CASSINI, S. T. (Coordenador). **Digestão resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento do biogás** – Projeto PROSAB – Rio de Janeiro: ABES, RIMA, 2003.

CASTELLINI, C.; et al., A multicriteria approach for measuring the sustainability of different poultry production systems. **Journal of Cleaner Production**, v.37, p.192-201, 2012.

CEMPRE - Compromisso Empresarial para Reciclagem. **CEMPRE informa número 138 novembro/dezembro: Preço do material reciclável, 2017**. Disponível em: <http://cempre.org.br/cempre-informa/id/32/preco-do-material-reciclavel->. Acesso em: 12 set. 2018.

CEMPRE - Compromisso Empresarial para Reciclagem. **Radiografando a Coleta Seletiva: CICLOSOFT - 2016**. Disponível em: <http://cempre.org.br/ciclosoft/id/8>>. Acesso em: 12 ago. 2018.

CHAVES, G. L. D., SANTOS JR, J. L., ROCHA, S. M. S. The challenges for solid waste management in accordance with Agenda 21: a Brazilian case review. **Waste Management & Research**, 32(9), 19 – 31, 2014.

CHAYA, W.; GHEEWALA, S. H. Life cycle assessment of MSW-to-energy schemes in Thailand. **Journal of Cleaner Production**, v.15, p.1463–1468, 2007.

CHEHEBE, J.R.B. **Análise do ciclo de vida de produtos – Ferramenta gerencial da ISO 14000**. Rio de Janeiro: Qualitymarket Ed. 104p., 1998.

CHENG, C. Y., **Tratamento Biológico de Lamas**. Apontamentos da disciplina Tecnologias e Sistemas de Tratamento de Águas I, Mestrado em Engenharia do Ambiente, Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, Portugal, 2009.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: DESA-UFMG. 245 p, 1997.

CHI, Y.; DONG, J.; TANG, Y.; HUANG, Q.; NI, M. Life cycle assessment of municipal solid waste source-separated collection and integrated waste management systems in Hangzhou, China. **J Mater Cycles Waste Manag**, 2015.

CHIAVENATO, I. **Introdução a teoria geral da administração: uma visão abrangente da moderna administração das organizações**. RJ: Elsevier 7 ed. 2003.

CHILTON, T.; BURNLEY, S.; NESARATNAM, S. A life cycle assessment of the closed loop recycling and thermal recovery of post-consumer PET. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 54, p. 1241–1249, 2010.

CHRISTENSEN, T. H., BHANDER, G., LINDVALL, L., LARSEN, A.W., FRUERGAARD, T., DAMGAARD, A., MANFREDI, S., BOLDRIN, A., RIBER, C., & HAUSCHILD, M. Experience with the use of LCA-modelling (EASEWASTE) in waste management. **Waste Management Research**, v. 25, p. 257-262, 2007.

CHRISTENSEN, T. H.; GENTIL, E.; BOLDRIN, A.; LARSEN, A.; WEIDEMA, B. P.; HAUSCHILD, M. C balance, carbon dioxide emissions and global warming potentials in LCA-modelling of waste management systems. **Waste Management & Research**, v.27(8), p.707-715. 2009.

CHRISTENSEN, T.H. Models for waste life cycle assessment: review of technical assumptions. **Waste Management**. (Oxford) 30, p. 2636–2648, 2010.

CIROTH, A.; FRANZE, J. **LCA of an Ecolabeled Notebook - Consideration of Social and Environmental Impacts Along the Entire Life Cycle**. GreenDeltaTC, Berlin, 2011.

CLEARY, J., Life cycle assessments of municipal solid waste management systems: a comparative analysis of selected peer-reviewed literature. **Environment International**, 35, 1256–1266. 2009.

CLÍMACO, J., VALLE, R. MCDA and LCSA - a note on the aggregation of preferences. **In: Kunifuji, S. (Ed.), Knowledge, Information and Creativity Support Systems pp 105e116, Advances in Intelligent Systems and Computing 416. Springer, Switzerland, 2016.**

CLÍMACO, J.; DIAS, L.; ALMEIDA, L. A. Uma revisão de três pacotes de software dedicados a problemas Multiatributo. **ENGEVISTA**, v. 17, n. 3, p. 288-307, 2015

CMMAD - Comissão Mundial sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento. **Nosso Futuro Comum**. Rio de Janeiro. Editora Fundação Getúlio Vargas, 1991.

COELHO H. M. G; LANGE, L. C.; COELHO, L. M. G. Proposal of an environmental performance index to assess solid waste treatment technologies. **Waste Management**, v. 32, p. 1473–1481, 2012.

COELHO, A.; BRITO, J. DE. Environmental analysis of a construction and demolition waste recycling plant in Portugal - Part I: Energy consumption and CO₂ emissions. **Waste Management**, v. 33(1), p.147-161, 2013.

COELHO, L. M. G., LANGE, L. C., COELHO, H. M. G.. Multi-criteria decision making to support waste management: A critical review of current practices and methods. **Waste Manag.** v. 35, p.3–28. <https://doi.org/10.1177/0734242X16664024>, 2017.

COELHO, L. M. G.; **Desenvolvimento de Modelos de Decisão Multicritério para Avaliação de Sustentabilidade em Sistemas de Gerenciamento de Resíduos Sólidos Industriais e Urbanos.** Tese (Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2018.

COELHO, S. T. et al. Biomass Residues as Electricity Generation Source in Low HDI Regions of Brazil. **In:** The XI Latin-American Congress on Electricity Generation and Transmission - CLAGTEE 2015, 2015, São José dos Campos/SP. CLAGTEE 2015 'Bioenergy for Electricity Generation and Ecological Issues in Power Plants', 2015.

COFFEY, M., COAD, A.. **Collection of Municipal Solid Waste in Developing Countries.** UN-HABITAT, Malta, 2010.

COSTA, M. S. **Mobilidade urbana sustentável: um estudo comparativo e as bases de um sistema de gestão para Brasil e Portugal.** 2003. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Civil. Área de concentração Transportes). Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. 2003.

CURRAN, M.A. **Life Cycle Assessment: Principles and Practice.** National Research Management Laboratory, United States Environmental Protection Agency, 2006.

DA SILVA JR., H. X.; QUEIROZ, G. C.; JANUZZI, G. M. Aplicação da metodologia de análise de custo do ciclo de vida (ACCV): refrigeradores comercializados no Brasil. **Recie,** Uberlândia, v. 15, n. 1/2, p. 19-26, jan.-dez. 2006.

DAHLÉN, P.; BOLMSJÖ, G.S.; Life-cycle cost analysis of the labor factor. **International Journal of Production Economics** v. 46-47, p.459 - 467, 1996.

DALTRO FILHO, J.; CARVALHO, J. S. Pilhas de Compostagem de Resíduos Orgânicos Mistos: Estudo Experimental Em Sergipe, **20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, III-079, 2025 – 2034, 1999.

DEFRA – Department for Environment Food & Rural Affairs. **Incineration of Municipal Solid Waste.** 2013. Disponível em: <https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/221036/pb13889-incineration-municipal-waste.pdf>. Acesso em: 12 ago. 2017.

DEN BOER, E.; DEN BOER, J.; BERGER, J.; JAGER, J.; RODRIGO, J.; MENESES, M. et al. **Deliverable report on D5.1 and D5.2: social sustainability criteria and indicators for waste management (work package 5).** Darmstadt: Technische Universität Darmstadt. 198 p. 2005.

DIAS, L. C.; CLÍMACO, J. N. Additive Aggregation with Variable Interdependent Parameters: the VIP Analysis Software. **Journal of the Operational Research Society**, v. 51, n. 9, p. 1070-1082, 2000.

DIAZ, L. F. Book review: The Science of Composting By Eliot Epstein Laricaster, Technomic Publishing Co. **Waste Management & Research**, vol.17, n°. 2, p.66. 1999.

DIAZ, R.; WARITH, M. Life-cycle assessment of municipal solid wastes: development of the wasted model. **Waste Management**, v. 26, p. 886–901, 2006.

DIJKEMA, G.P.J.; REUTER, M.A.; VERHOEF, E.V. A new paradigm for waste management. **Waste Management**, v. 20 (8), p. 633–638, 2000.

DNIT – DEPARTAMENTO NACIONAL DE INFRAESTRUTURA E TRANSPORTES. SICRO – **Sistema de Custos Rodoviários**. Novembro, 2017. Disponível em: <http://www.dnit.gov.br/custos-e-pagamentos/custos-e-pagamentos-1>. Acesso em: 28 out 2018.

DONG, J.; CHI, Y.; ZOU D.; FU, C.; HUANG, Q.; NI, M. Comparison of municipal solid waste treatment technologies from a life cycle perspective in China. **Waste Management and Research**, v.32(1), p.13–23, 2014.

DREYER, L.C.; HAUSCHILD, M.Z.; SCHIERBECK, J. A Framework for Social Life Cycle Impact Assessment. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 11, n. 2, p. 88-97, 2006.

EC – EUROPEAN COMMISSION. **Refused derived fuel, current practice and perspectives** (B4- 3040/2000/306517/MAR/E3. Final Report. WRc CO 5087-4, 2003.

ECKELMAN, M. J., ASHTON, W., ARAKAKI, Y., HANAKI, K., NAGASHIMA, S., MALONE-LEE, L. C. Island waste management systems: Statistics, challenges, and opportunities for applied industrial ecology. **Journal of Cleaner Production**, 18(2), 306–317, 2014.

ECO-INDICATOR 99. Manual for designers. 2000. Disponível em: <http://www.presustainability.com/download/manuals/EI99_Manual.pdf> Acesso em: abril 2017.

EIPPCB - European Integrated Pollution Prevention and Control Bureau. **Best available techniques (BAT) reference document for the production of cement, lime and magnesium oxide**. EUR-26129. Publication Office of European Union, Luxembourg, p. 475, 2013. Disponível em: <[http:// https://ec.europa.eu/jrc/en/publication/reference-reports/bestavailable-techniques-bat-reference-document-production-cement-lime-and-magnesium-oxide](http://https://ec.europa.eu/jrc/en/publication/reference-reports/bestavailable-techniques-bat-reference-document-production-cement-lime-and-magnesium-oxide)>. Acesso em: jan. 2017.

EKVALL, T.; ASSEFA, G.; BJÖRKLUND, A.; ERIKSSON, O.; FINNVEDEN, G. What life-cycle assessment does and does not do in assessments of waste management. **Waste Management** (8), v. 27, p. 989–996. 2007. ETSU – Energy Technology Support Unit. **Anaerobic digestion of farm and food processing residues** – Good Practice guidelines, Reino Unido, 1997.

EUROPEAN COMMISSION. **Impact assessment guidelines**. SEC (2009) 92 Brussels: European Commission, 2009.

FAMURS – Federação das Associações de Municípios do Rio Grande do Sul. **Informações Municipais**. Rio Grande do Sul, 2009. Disponível em: <<http://www.famurs.com.br/>> Acesso em: 15 set. 2017.

FAVA, J. (Ed.); CONSOLI, F.; DENSON, R.; DICKSON, K.; MOHIN, T.; VIGON, B. **A Conceptual Framework for Life-Cycle Impact Assessment**. Workshop Report, Society for Environmental Toxicology and Chemistry and SETAC Foundation for Environmental Education, Inc., Pensacola, FL, 1993.

FERNANDES, F.; PIERRO, A.C.; YAMAMOTO, R. Y. Produção de fertilizante orgânico por compostagem do lodo gerado por estações de tratamento de esgotos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v 28 - n° 5, p 567- 574. 1993.

FERNANDES, F.; SILVA, S. M. C. P. da. **Manual prático para compostagem de biossólidos**. UEL - Universidade Estadual de Londrina. Londrina PR. 1996.

FERRÃO, P. **Ecologia Industrial: princípios e ferramentas**. Ed: IST PRESS. Lisboa, 2009.

FERREIRA, S.; CABRAL M.; DA CRUZ, N.F.; MARQUES, R.C. Economic and environmental impacts of the recycling system in Portugal. **Journal of Cleaner Production** v. 79 (0959-6526), p. 219 - 230, 2014.

FIGUEIRA, J., GRECO, S. EHRGOTT, M. (eds). **Multiple Criteria Decision Analysis: State of the Art Surveys**, Springer. 2005.

FINKBEINER, M. (Org.), **Towards Life Cycle Sustainability Management**, 1 ed. Springer, 2011.

FINKBEINER, M.; SCHAU, E. M.; LEHMANN, A.; TRAVERSO, M. Towards on Life Cycle Sustainability Assessment. **Sustainability**, 2, p. 3309-3322, 2010.

FINNVEDEN, G., BJÖRKLUND, A., MOBERG, A., EKVALL, T. Environmental and economic assessment methods for waste management decision support: possibilities and limitations. **Waste Management & Research**, 25(3), 263 – 269, 2007.

FINNVEDEN, G.; HAUSCHILD, M. Z.; EKVALL, T.; GUINÉE, J.; HEIJUNGS, R., HELLWEG, S. et al. Recent developments in Life Cycle Assessment. **Journal of Environmental Management**, v.91, p.1-21, 2009.

FIORI, S. **Avaliação da sustentabilidade do uso da água em edificações através da ASCV**. Tese de doutorado - Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). Porto Alegre, RS, 2014.

FIRDAUS, G.; AHMAD, A. Management of urban solid waste pollution in developing countries. **International Journal of Environmental Research**, v. 4, n. 4, p. 795-806, 2010.

FOOLMAUN, R. K.; RAMJEAWON, T. Life cycle sustainability assessments (LCSA) of four disposal scenarios for used polyethylene terephthalate (PET) bottles in Mauritius. **Environ Dev Sustain.**, v.15, p. 783-806, 2013.

FRITSCH, I. E. **Resíduos Sólidos e seus aspectos legais, doutrinários e jurisprudências**. Porto Alegre. EU/Secretaria Municipal da Cultura. 2000.

FULLANAI PALMER, P., PUIG, R., BALA, A., BAQUERO, G., RIBA, J., RAUGEI, M. From life cycle assessment to life cycle management: A case study on industrial waste management policy making. **Journal of Industrial Ecology**, 15(3), 458-475, 2011.

GABI. **GaBi Software: to drive product sustainability**. Disponível em: <<http://www.gabi-software.com/international/index/>>. Acesso em: jun. 2017.

GARCIA, C., HERNANDEZ, T., COSTA, F., CECCANTI, B., CIARDI, C. Changes in ATP content, enzyme activity and inorganic nitrogen species during composting of organic wastes. Canada. **Journal of Soil Science**, 72, 243-253, 1992.

GARCIA, H. R. M.; **Avaliação do ciclo de vida socioambiental do programa de coleta seletiva de resíduos sólidos domiciliares do município de João Pessoa/PB, Brasil. Estudo de caso: Núcleo do Bessa**. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal da Paraíba (Dissertação de mestrado). Paraíba, 2016.

GARCIA, H. R. M.; NÓBREGA, C. C.; BOVEA, M. D.; SILVA, C. M.; LINS, R. B. Avaliação do Ciclo de Vida Aplicada à Coleta Seletiva no Município de João Pessoa (PB) – Brasil. *In*: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 28., 2015, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 2015. p. 11.

GARNETT, K.; COOPER, T. Effective dialogue: enhanced public engagement as a legitimising tool for municipal waste management decision-making **Waste Management**, v. 34 (12), p. 2709-2726, 2014.

GASPAROTOS, A.; EL-HARAM, M.; HORNER, M. A critical review of reductionist approaches for assessing the progress towards sustainability. **Environmental Impact Assessment Review**, 28, 286-311, 2008.

GENTIL, E.C.; DAMGAARD, A.; HAUSCHILD, M.; FINNVEDEN, G.; ERIKSSON, O.; THORNELOE, S.; KAPLAN, P.O.; BARLAZ, M.; MULLER, O.; MATSUI, Y.; II, R.; GIUSTI, L. A review of waste management practices and their impact on human health. **Waste Management**, v.29, p. 2227-2239, 2009.

GIL, A. C. **Como elaborar projetos de pesquisa**. 6. ed. São Paulo: Atlas, 2018.

GODDEN, B., PENNINCKX, A.P., PERARD, A., LANNOYE, R. Evolution of enzyme activities during composting of cattle manure. **European Journal of Applied Microbiology and Biotechnology**. 17, 306-310, 1983.

GONÇALVES, R. F. et. al. **Conservação de água e energia em sistemas prediais e públicos de abastecimento de água**. Ricardo Franci Gonçalves (coordenador). Rio de Janeiro: ABES, 2009. 352p. Projeto PROSAB.

GONZÁLEZ-GARCÍA, S., HOSPIDO, A., AGNEMO, R., SVENSSON, P., SELLING, E., MOREIRA, M. T., FEIJOO, G. Environmental life cycle assessment of a Swedish dissolving pulp mill integrated biorefinery. **Journal of Industrial Ecology**, 15(4), 568-583, 2011.

GRANT, T.; JAMES, K. L.; LUNDIE, S.; SONNEVELD, K. **Life cycle assessment for paper and packaging waste management scenarios in Victoria. Final report of Stage 2**. 2001. Disponível em: http://www.cfd.rmit.edu.au/programs/life_cycle_assessment/paper_packaging_lca. Acesso em: maio 2017.

GRETA AMBIENTAL. Especificação da Reciclagem. Disponível em: <<http://www.getraambiental.com.br/especificacao.php>>. Acesso em: set. 2017.

GRIFFIN J.J. Life cycle costing: a decision aid, **In: Bull, J. W. Life cycle costing for construction**. London: Taylor & Francis, 2007, p. 135-146.

GRIPP, W. G.; **Aspectos Técnicos e Ambientais da Incineração de Resíduos Sólidos Urbanos: considerações sobre a proposta para São Paulo**, São Carlos: 1998. 208 f., Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1998.

GTZ; HOLCIM - Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit/Holcim. **Guidelines on Co-Processing Waste Materials in Cement Production**. GTZ/HOLCIM, ROHLAND & more Mediengesellschaft mbH, Offenbach, GE, p. 135, 2006. Disponível em: <http://www.coprocem.org/Guidelines/unterordner/guideline_coprocem_v06-06.pdf/at_download/file>. Acesso em: jan. 2017.

GUINÉE, J. B., HEIJUNGS, R., HUPPES, G., ZAMAGNI, A., MASONI, P., BUONAMICI, R. Life cycle assessment: past, present, and future. **Environ. Sci. Technol.** 45, 90-96, 2011.

GUINÉE, J. B.; GORRÉE, M.; HEIJUNGS, R.; HUPPES, G.; KLEIJIN, R.; VAN OERS, L.; WEGENER SLEESWIJK, A.; SUH, S.; UDO DE HAES, H. A.; DE BRUIJN, H.; VAN DUIN, R.; HUIJBREGTS, M. A. J. **Handbook on Life Cycle Assessment: Operational Guide to the ISO Standards**, Dordrecht, Holanda: Kluwer Academic Publisher, 2002.

GUNASEKARAN, A.; SPALANZANI, A. Sustainability of manufacturing and services: Investigations for research and applications. **International Journal of Production Economics**, v. 140, n. 1, p. 35-47, 2012.

HALOG, A.; MANIK, Y. Advancing integrated systems modelling framework for life cycle sustainability assessment. **Sustainability**, v. 3, p. 469-499, 2011.

HALOG, A.; WEI, B.; SAGISAKA, M.; INABA, A. A multi-attribute assessment of environmentally-sound electric vehicle battery technologies. **Journal of Industrial Engineering**, v. 1, p. 40-59, 2004.

HARDOY, J.E., MITLIN, D., SATTERTHWAITE, D., HARDOY, J.E. **Environmental Problems in an Urbanizing World: Finding Solutions for Cities in Africa, Asia, and Latin America**. Earthscan Publications, London, Sterling, VA, 2001.

HAUSCHILD, M. et al. From Life Cycle Assessment to Sustainable Production: Status and Perspectives. In: CIRP. **Anais...** CIRP, 2005.

HEISKANEN, E. The institutional logic of life cycle thinking. **Journal of Cleaner Production**, 10, 427 – 437, 2002.

HENRIQUES, R. M.; OLIVEIRA, L. B.; COSTA, A. O.; **Aproveitamento energético dos resíduos sólidos urbanos: Uma abordagem tecnológica**. Dissertação (Pós Graduação em Engenharia) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2004.

HENRY, R.K., YONGSHENG, Z., JUN, D. Municipal solid waste management challenges in developing countries – Kenyan case study. **Waste Management**, v. 26 (1), p. 92–100, 2006.

HERBERT, G. M. J.; KRISHNAN, A. U. Quantifying environmental performance of biomass energy. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 59, p. 292-308, 2016.

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, p.1787-1796, 2006.

HERVA, M.; ROCA, E. Review of combined approaches and multi-criteria analysis for corporate environmental evaluation. **Journal of Cleaner Production**, v. 39, p. 355 – 371, 2013.

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

HONG, R.J.; WANG, G. F.; GUO, R. Z.; CHENG, X.; LIU, Q.; ZHANG, P. J.; QIAN, G. R. Life cycle assessment of BMT-based integrated municipal solid waste management: case study in Pudong, China. **Resource Conservation and Recycle**, v. 49, p. 129–146, 2006.

HORNE, R., GRANT, T., VERGHESE, K., **Life Cycle Assessment: Principles, Practice and Prospects**. Austrália. CSIRO, 2009.

HUAG, R. T. **Composting Engineering: Principles and Practice**. Ann Arbr Science, USA. 1980.

HUANG, I., KEISLER, J., LINKOV, I. Multi-criteria decision analysis in environmental sciences: ten years of applications and trends. **Science of the Total Environment**. v.409, p.3578-3594, 2011.

HUNG, M.; MA, H.; YANG, W. A novel sustainable decision making model for municipal solid waste management. **Waste Management**, v. 27, p. 209-219, 2007.

HUNT, R. G., WILLIAM, E. F., 1996. LCA – How it came about: Personal reflections on the origin and the development of LCA in the USA. **International Journal of LCA**. Vol 1, nº 3, páginas 147-150.

IBÁÑEZ-FORÉS. **Optimización del Sistema de Gestión de Residuos Sólidos Urbanos (RSU) de Castellón de la Plana Mediante la Aplicación de Técnicas de Análisis del Ciclo de Vida (ACV)**. 231 f. Proyecto Final de Carrera (Enginyeria Industrial) – Universitat Jaume I, 2009.

IBGE - FUNDAÇÃO INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Estimativas de população para 31 de outubro de 2017. Disponível em <https://ww2.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/estimativa2017/estimativa_tcu.shtm>. Acesso em: 15 nov. 2017.

IBGE - FUNDAÇÃO INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **IBGE Cidades: Passo Fundo** – RS. Rio de Janeiro. 2017. Disponível em <<http://cidades.ibge.gov.br/painel/historico.php?lang=&codmun=431410>>. Acesso em: 15 ago. 2017.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo demográfico 2010**. Disponível em: <<http://censo2010.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 10 set. 2017.

IBICT. Série ISO – **Avaliação do Ciclo de Vida**. IBICT, 2009. Disponível em: <<http://acv.ibict.br/pbacv/atas-e-documentos/>> Acesso em: abr. 2017.

ISHIZAKA, A., PHILIPPE N. **Multi-Criteria Decision Analysis: Methods and Software**. Chichester: Wiley. 2013.

ISWA - Internation Solid Waste Association. **Globalisation and waste management**. September 2014.

JAHNEL, MC;MELLONI, R.;CARDOSO, EJBN. Maturidade de Composto de Lixo Urbano. **Agricola Scentia**. 1999, v. 56, n° 2, p. 301-304.1999.

JANNUZZI, P. M., MIRANDA, W. L., SILVA, D. S. G. Análise Multicritério e Tomada de Decisão em Políticas Públicas: Aspectos Metodológicos, Aplicativo Operacional e Aplicações. **Revista Informática Pública**. v. 11, p. 69 – 87, 2009.

JOSEPH, K. Stakeholder participation for sustainable waste management. **Habitat International**, v.30 (4), p. 863–871, 2006.

JUCÁ, J. F. T.et al. **Análise das diversas tecnologias de tratamento e disposição final de resíduos sólidos urbanos no Brasil, Europa, Estados Unidos e Japão**. FADE – Fundação Apoio ao Desenvolvimento da Universidade Federal de Pernambuco. Jaboatão dos Guararapes, PE: Grupo de Resíduos Sólidos – UFPE, 2013.

KALAKUL, S.; MALAKUL, P.; SIEMANOND, K; GANI, R. Integration of life cycle assessment software with tools for economic and sustainability analyses and process simulation for sustainable process design. **Journal of Cleaner Production**, p. 98-109, v.71, 2014.

KALBUSCH, A. **Método para avaliação do impacto ambiental da substituição de equipamentos convencionais por equipamentos economizadores de água a partir da Avaliação do Ciclo de Vida**. Tese (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Santa Catarina. Santa Catarina, 2011.

KARA, M., GÜNAY, E., TABAK, Y., DURGUT, U., YILDIZ, S., ENÇ, V. Development of refuse derived fuel for cement factories in turkey. **Combust. Sci. and Tech.**, n.183, p. 203–219, 2011.

KARAGIANNIDIS, A. **Waste to Energy: Opportunities and Challenges for Developing and Transition Economies**. Series: Green Energy and Technology. 372 p., 2012.

KARAGIANNIDIS, A., PERKOULIDIS, G. A multi-criteria ranking of different technologies for the anaerobic digestion for energy recovery of the organic fraction of municipal solid wastes. **Bioresource Technology**, v.100, p.2355-2360, 2009.

KARMPERIS, A, C.; ARAVOSSIS, K.; TATSIPOULOS, I. P.; SOTIRCHOS, A. Decision support models for solid waste management: Review and game-theoretic approaches. **Waste Management**, v. 33, p. 1290–1301, 2013.

KATES, W. C. et al. Sustainability Science. **Science**, v.292, p.641-642, 2001.

KLEIN, S. A. Anaerobic Digestion of Solid Waste. **Compost Science Emmaus**, v.137, p. 6-11, 1972.

KLOEPFFER, W. Life Cycle Sustainability Assessment of Products. **International Journal of Life Cycle Assessment**, 13(2), 89-95, 2008.

KONTEH, F.H. Urban sanitation and health in the developing world: reminiscing the nineteenth century industrial nations. **Health & Place**, v. 15 (1), p. 69–78, 2009.

KORONEOS, C. J.; NANAKI, E. A. Integrated solid waste management and energy production a life cycle assessment approach: the case study of the city of Thessaloniki. **Journal of Cleaner Production**, v.27, p. 141–150, 2012.

LAURENT, A.; BAKAS, I.; CLAVREUL, J.; BERNSTAD, A.; NIERO, M.; GENTIL, E.; HAUSCHILD, M. Z.; CHRISTENSEN, T. Review of LCA studies of solid waste management systems – Part I: Lessons learned and perspectives. **Waste Management**, 34, 573–588, 2014a.

LAURENT, A.; CLAVREUL, J.; BERNSTAD, A.; BAKAS, I.; NIERO, M.; GENTIL, E.; CHRISTENSEN, T. H.; HAUSCHILD, M. Z.; Review of LCA studies of solid waste management systems – Part II: Methodological guidance for a better practice. **Waste Management**, 34, 589–506, 2014b.

LAY, J. J.; LI, Y. Y.; NOIKE, T.; ENDO, J.; ISHIMOTO, S. Analysis of environmental actors affecting methane production from high-solid organic waste. **Water Science Technology**, v.36, p.493-500, 1998.

LAZAREVIC, D., Aoustin, E., BUCLET, N., BRANDT, N. Plastic waste management in the context of a European recycling society: comparing results and uncertainties in a life cycle perspective. **Resour. Conserv. Recycl.** 55, 246–259. 2010.

LESKINEN, P. **Multi-criteria Analysis of Social and Environmental Impacts**. SYKE, Montpellier, França, 2011.

LI, H.; NITIVATTANANON, N.; LI, P. Developing a Sustainability Assessment Model to Analyze China's Municipal Solid Waste Management Enhancement Strategy. **Sustainability**, v. 7, p.1116-1141, 2015.

LIFE. RDF/SRF characterization report and database. **Energy-Waste**. LIFE09 ENV/GR/000307, 2. ed., p. 28, 2012.

LIMA, H. Q. de. **Determinação de parâmetros cinéticos do processo de digestão anaeróbia dos resíduos orgânicos de Santo André – SP por meio de testes do potencial bioquímico de metano**. Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Energia da Universidade Federal do ABC. Universidade Federal do ABC, Santo André – SP, 2016.

LIMA, L. M.Q. **Tratamento de lixo**. São Paulo: Hemus, 2ª ed., 1991.

LIN T.; GUO, X. H. ; ZHAO, Y.; PAN, L.Y; XIAO, L.S. Study on differences in resident's environmental awareness among various communities in a peri-urban area of Xiamen, China. **International Journal of Sustainable Development and World Ecology**, v.17 (4), p. 285–291, 2010.

LINKOV, I.; MOBERG, E. **Multi-criteria Decision Analysis: Environmental Applications and Case Studies**. CRC Press, 2012.

LINKOV, I.; SEAGER, T.P. Coupling multi-criteria decision analysis, life-cycle assessment, and risk assessment for emerging threats. **Environmental Science & Technology**. v.45, p.5068-5074, 2011.

LIRA, M. G.; GOMES, R. C.; JACOVINE, L. A. G. O papel dos stakeholders na sustentabilidade da empresa: contribuições para construção de um modelo de análise. **Revista de administração contemporânea**. v.13, Curitiba, 2009.

LIU, K. F. R.; KO, C. Y.; FAN, C.; CHEN, C. W. Combining risk assessment, life cycle assessment, and multi-criteria decision analysis to estimate environmental aspects in environmental management system. **Int. J. Life Cycle Assess.** v.17, p.845-862, 2012.

LOUIS, G.E. A historical context of municipal solid waste management in the United States. **Waste Management & Research**, v. 22 (4), p. 306–322, 2004.

MACOMBE, C. International Seminar on Social LCA Presentation of the programme: recent developments in assessing the social impacts of the product life cycles. In: International Seminar on Social LCA. **Anais...** Montpellier, France, 2011.

MAIER, J.; GERHARDT, A.; DUNN, G. Experiences on co-firing solid recovery fuels in the coal power sector. In: GRAMMELIS, P. **Solid biofuels for energy: A lower greenhouse gas alternative**. Springer, London, UK, p. 75-93. 2011.

MALHOTRA, N. K.; **Pesquisa de marketing: uma orientação aplicada**. 6 Ed. Porto Alegre: Bookman, 2012. 736 p.

MARCONI, M. A.; LAKATOS, E. M. **Fundamentos de metodologia científica**. 6ª Ed. São Paulo: Atlas, 2005.

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

MARTINETTI, T. H. **Análise da sustentabilidade de sistemas locais de tratamento de efluentes sanitários para habitações unifamiliares**. 2015. Tese (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Urbana) da Universidade Federal de São Carlos. São Carlos, SP, 2015.

MARTINEZ-SANCHEZ, V.; KROMANN, M. A.; ASTRUP, T. F. Life cycle costing of waste management systems: Overview, calculation principles and case studies. **Waste Management**, v. 36, p. 343-355, 2015.

MARVUGLIA, A.; BENETTO, E.; RIOS, G.; RUGANI, B. SCALE: Software for Calculating Energy based on life cycle inventories. **Ecological Modelling**, v. 248, p. 80-91, 2013.

MASSARUTO, A.; de CARLI, A.; GRAFFI, M. Material and energy recovery in integrated waste management systems: a life-cycle costing approach. **Waste Management** v.31 (9 e 10), p. 2102-2111, 2011.

MATTESON, S., 2014. Methods for multi-criteria sustainability and reliability assessments of power systems. **Energy**. v.71, p. 130-136.

McDOUGALL F.; WHITE P.; FRANKE M.; HINDLE P. **Integrated Solid Waste Management: A Life Cycle Inventory**. Oxford, UK/Malden, MA: Blackwell Sci. 2. ed. 2001.

MELARÉ, A. V. de S.; GONZÁLEZ, S. M.; FACELI, K.; CASADEI, V. Technologies and decision support systems to aid solid-waste management: a systematic review. **Waste Management**, v. 59, p. 567-584, 2017.

MELARÉ, AG. V. de S.; GONZÁLEZ, S. M.; FACELI, K.; CASADEI, V. **Tecnologias e Sistemas de Suporte a Decisão como apoio na Gestão de Resíduos Sólidos: uma Revisão Sistemática**. DComp-TR-001/2014. Sorocaba: Departamento de Computação. Universidade Federal de São Carlos. São Carlos – SP, Brasil. 2014. Disponível em: <http://dcomp.sor.ufscar.br/wp-content/uploads/2016/05/DComp-TR-001.pdf>. Acesso em: maio 2017.

MELOSI, M.V. **Garbage in the Cities: Refuse, Reform, and the Environment**, 1880-1980, 1 ed. Texas A&M University Press, College Station, Tex. 1981.

MENDES, M. R.; ARAMAKI, T.; HANAKI, K. Assessment of the environmental impact of management measures for the biodegradable fraction of municipal solid waste in Sao Paulo City. **Waste Management**, v. 23, p. 403-409, 2003.

MENEZES, R. A. A.; GERLACH, J. L.; MENEZES, M. A. Estágio atual da incineração do Brasil. ABLP – Associação Brasileira de Limpeza Pública. **In: VII Seminário Nacional de Resíduos Sólidos e Limpeza Pública**. Curitiba, 2000.

MENIKPURA, S. N. M.; GHEEWALA, S. H.; BONNET, S. Framework for life cycle sustainability assessment of municipal solid waste management systems with an application to a case study in Thailand. **Waste Management & Research**, v.30(7), p.708-719, 2012.

MEYSTRE, J. de A. **Análise do coprocessamento de resíduo sólido urbano na indústria de cimento portland no Brasil**. (Tese) Programa de Pós-Graduação em Engenharia Mecânica da Universidade Federal de Itajubá, Minas Gerais, 2016.

MILANI, A.S.; ESKICIOGLU, R., K.; BUJUN, K.; HOSSEINI-NASAB, H. Multiple criteria decision making with life cycle assessment for material selection of composites. **eXPRESS Polym. Lett.** v.5 (12), p.1062-1074, 2011.

MINISTÉRIO DAS CIDADES. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. **Viabilidade econômica de projetos de valorização integrada de RSU com produção de biogás/Probiogás**; Organizadores, Ministério das Cidades, Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit GmbH (GIZ); autores Luis Felipe de D. B. Colturato ... [et al.]. – Brasília, DF: Ministério das Cidades, 2016.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Compostagem Doméstica, Comunitária e Institucional de Resíduos Orgânicos- Manual de orientação**. Cepagro,SESC/SC. Brasília, 2017.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Guia para Elaboração de Planos de Gestão dos Resíduos Sólidos. Brasil**, 2011.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Plano Nacional de Resíduos Sólidos. Brasil**, 2012.

MONDINI, C., FORNASIER, F., SINICCO, T. Enzymatic activity as a parameter for the characterization of the composting process. **Soil Biology and Biochemistry** 36, 1587-1594, 2004.

MORETTI, T. V. **Métodos de avaliação da estrutura de inventários de ciclo de vida: análise para casos brasileiros**. Dissertação (Mestrado) Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2011.

MORRIS, J., SCOTT MATTHEWS, H., MORAWSKI, C. Review and meta-analysis of 82 studies on end-of-life management methods for source separated organics. **Waste Management**. (Oxford) 33, 545-551. 2013.

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

MUELLER, K.G. et al. Parameterised inventories for life cycle assessment: systematically relating design parameters to the life cycle inventory. **International Journal of LCA**. v. 9. n. 4. p. 227-235, 2004.

MYLLYVIITA, T.; HOLMA, A.; ANTIKAINEN, R.; LEAHTINEN, K.; LESKINEN, P. Assessing environmental impacts of biomass production chains e application of life cycle assessment (LCA) and multi-criteria decision analysis (MCDA). **Journal of Cleaner Production**. v. 29-30, p. 238-245, 2012.

NASCIMENTO, T. C. **Influência da eficiência no uso da água e energia no custo do ciclo de vida de uma moradia multifamiliar popular em Belo Horizonte – Brasil**. Dissertação (Mestrado em Construção Civil). Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2010.

NEMEROW, N.L. **Environmental Engineering: Environmental Health and Safety for Municipal Infrastructure, Land Use and Planning, and Industry**. 6. ed. Wiley, Hoboken, N.J. 2009.

NESS, B. et al. Categorising Tools for Sustainability Assessment. **Ecological Economics**, Elsevier, v.60, 3p. 498-508, 2007.

NORRIS, G.A. Integrating Life Cycle Costing Analysis and LCA. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 6, n. 2, p. 118-120, 2001.

OZELER, D.; YETIS, U.; DEMIRER, G. N. Life cycle assessment of municipal solid waste management methods: Ankara case study. **Environment International**, v.32, p. 405-411, 2006.

PAES, M. X. **Gestão de resíduos sólidos urbanos: integração de indicadores ambientais e econômicos por meio da avaliação do ciclo de vida**. Tese - Doutorado em Ciências Ambientais da Universidade Estadual Paulista. Sorocaba, 2018.

PASSO FUNDO. **Plano Municipal de Saneamento Básico de Passo Fundo –RS**. Prefeitura Municipal de Passo Fundo/RS. Passo Fundo, 2014.

PIORR, H.P. Environmental Policy, Agri-environmental Indicators and Landscape Indicators. **Agriculture. Ecosystems & Environment**, v. 98, 1-3 p. 17-33, 2003.

PIRES, A.; CHANG, N. Resources, Conservation and Recycling an AHP-based fuzzy interval TOPSIS assessment for sustainable expansion of the solid waste management system in Setúbal Peninsula, Portugal. **Resour. Conserv. Recycl.** v.56, p.7-21, 2011.

PIZZOL, M.; WEIDEMA, B.; BRANDÃO, M.; OSSET, P.; Monetary valuation in Life Cycle Assessment: a review. **Journal of Cleaner Production** v.86 (0959-6526), p.170 – 179, 2015.

POLPRASERT C. **Organic Waste Recycling: Technology and Management**. 2ª Ed. John Wiley & Sons. USA. 1996.

PRÉ CONSULTANTS. **Introduction to LCA with SimaPro 7**. Netherlands, November, 2010.

QREN – O observatório do QREN. **A Avaliação do Desenvolvimento Socioeconómico, Manual Técnico II: Métodos e Técnicas Instrumentos de Enquadramento das Conclusões da Avaliação: Análise Multicritério**, Portugal, 2013.

RAMÍSIO, P. J. **Manual de Engenharia: Sistemas de Pressurização – O custo do ciclo de vida como Fator de economia**. Bombas Grundfos Portugal, SA, 2005.

REBITZER, G.; HUNKELER, D. Life cycle costing in LCM: Ambitions, opportunities and limitations discussing a framework. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 8(5), p. 253-256, 2003.

RECCHIA, L. (Ed.). **Multicriteria Analysis and LCA Techniques: with Applications to Agro-engineering problems, Green Energy and Technology**. Springer-Verlag, London; New York. 2011.

REICH, M. Economic assessment of municipal waste management systems e case studies using a combination of life cycle assessment (LCA) and life cycle costing (LCC). **Journal of Cleaner Production** v.13 (3), p. 253-263, 2005.

REICHERT, G. A. Aplicação da digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos: uma revisão. **In: 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. Campo Grande/MS, 2005.

REICHERT, G. A. **Apoio à tomada de decisão por meio da avaliação do ciclo de vida em sistemas de gerenciamento integrado de resíduos sólidos urbanos: o caso de Porto Alegre**. Tese – Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul - UFRGS. Porto Alegre, 2013.

REICHERT, G. A.; MENDES, C. A. B. Avaliação do ciclo de vida e apoio à decisão em gerenciamento integrado e sustentável de resíduos sólidos urbanos. **Eng. Sanitária e Ambiental**, v.19 , p.301-313, 2014.

RIBEIRO, A. K. M. **Método para avaliação do impacto ambiental da implantação de sistemas integrados de aproveitamento de água pluvial e água cinza em residências unifamiliares a partir da análise do ciclo de vida**. Tese (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Santa Catarina. Santa Catarina, 2015.

RIBEIRO, F. de M. **Inventário de Ciclo de Vida da Geração Hidrelétrica no Brasil: Usina de Itaipu: primeira aproximação**. São Paulo. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.

RIGAMONTI, L., STERPI, I., GROSSO, M. Integrated municipal waste management systems: An indicator to assess their environmental and economic sustainability. **Ecol. Indic.** v.60, p.1-7, 2016.

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

RUSSI, D.; AYUSO, S.; Palmer, P. F. **El Análisis Social del Ciclo de Vida como instrumento de RSC: el punto de vista de las empresas españolas**. Càtedra Mango de Responsabilidad Social Corporativa, 2012.

RUSSO, M.A.T. **Avaliação dos processos de transformação de resíduos sólidos urbanos em aterro sanitário**. 298 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil)- Escola de Engenharia, Universidade do Minho, Portugal. 2005.

RUY, M.; ALLIPRANDINI, D. H. Métodos para Avaliação Ambiental de Produtos no Projeto Conceitual: Uma Revisão da Literatura. **In: XXX Encontro Nacional de Engenharia de Produção – ENEGEP**. São Carlos, SP, Brasil. 2010.

SAATY, T. L. Decision making with the analytical hierarchy process. **International Journal of Services Sciences**, v. 1(1), p. 83-98, 2008.

SAATY, T. L. **The Analytic Hierarchy Process**. McGraw-Hill International: New York, NY, USA, 1980.

SADOK, W.; ANGEVIN, F.; BERGEZ, J-e.; BOCKSTALLER, C.; COLOMB, B.; GUICHARD, L.; REAU, R.; DORE, T.; Ex ante Assessment of the Sustainability of Alternative Cropping Systems: implications for Using Multi-criteria Decision-Aid Methods e a Review. **Agron. Sustain. Dev.** v.28. p.163-174, 2008.

SADOK, W.; BERGEZ, J.; BOCKSTALLER, C.; COLOMB, B.; GUICHARD, L.; REAU, R.; MESS, A.; DORE, T. MASC, a qualitative multi-attribute decision model for ex ante assessment of the sustainability of cropping systems. **Agron. Sustain. Dev.**, v.29, p.447-461, 2009.

SALVIA, A. **Eficiência energética em iluminação pública na gestão sustentável de cidades: estudo de multicascos**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental). Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo, 2016.

SANCHES, A. B. **Avaliação da sustentabilidade de sistemas de tratamento de esgotos sanitários: uma proposta metodológica**. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2009.

SANCHES, R. **A avaliação de impacto ambiental e as normas de gestão ambiental da série ISO 14000: características técnicas, comparações e subsídios à integração**. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental). Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos, 2011.

SANCHEZ, R.; VILLALBA, L.; MORA, L.; HERNANDEZ, R. Aplicación de la Técnica Inventário del Ciclo de Vida (ICV) em el Desarrollo de Sistemas para el Manejo Integrado de Desechos Sólidos Municipales. Caso de Estudio: Municipio Caroni, Estado Bolívar, Venezuela – Resultados Preliminares. In: Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, xxvii, 2000, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: AIDIS. t.3. 2000.

SANER, D., WALSER, T., VADENBO, C. O. End-of-life and waste management in life cycle assessment — Zurich, **International Journal of Life Cycle Assessment** 17: 504-510, 2012.

SANTOS, A. M.; MOTTA, A. **Desafios para a Sustentabilidade no Espaço Urbano Brasileiro**. Rio de Janeiro: Projeto Brasil Sustentável: FASE, Rio de Janeiro, 2001.

SANTOS, L.A.; UGAYA, C.M.L.; HABERLAND, N.T. Avaliação do ciclo de vida social: desenvolvimento de método de análise de inventário e avaliação de impacto. In: XVII SICITE - Seminário de Iniciação Científica e Tecnológica da UTFPR. 2012, **Anais...** Curitiba, 2012.

SATO, M.; SANTOS, J. E. **Agenda 21: em sinopse**. 1 ed. São Carlos: EdUFSCar, 1999. 60 p.

SCALA, N. M.; NEEDY, K. L.; RAJGOPAL, J. Using the Analytic Hierarchy Process in group decision making for nuclear spare parts. IN: 31st ASEM National Conference. **Anais...** American Society for Engineering Management, 2010.

SCHAU, E. M.; TRAVERSO, M.; LEHMANN, A.; FINKBEINER, M. Life cycle costing in sustainability assessment- a case study of remanufactured alternators. **Sustainability**, v.3, p. 2268–2288, 2011.

SCHÜBELER, P. Conceptual framework for municipal solid waste management in low-income countries. In: Wehrle, K., Christen, J. (Eds.), St. Gallen Switzerland: UNDP/UNCHS/World Bank/SDC Collaborative Programme on Municipal Solid Waste Management in Low-Income Countries. 1996.

SCOTT, R.P.; CULLEN, A.C.; FOX-LENT, C.; LINKOV, I. Devices? **Evaluation of Performance and Impacts Using Integrated Life-cycle Assessment and Decision Analysis**. **Risk Analysis** (published on-line), 2016.

SEADON, J.K. Integrated waste management – looking beyond the solid waste horizon. **Waste Management**, v. 26 (12), p. 1327-1336, 2006.

SEEMANN, A. Co-incineration of municipal solid waste in cement industry. In: International Conference on Sustainable Solid Waste Management, 1., Chennai. **Proceedings...** Chennai: sep. 2007. p. 348-355.

SEOK, H., NOF, S. Y.; FILIP, F. G. Sustainability decision support system based on collaborative control theory. **Annual Reviews in Control**, v. 36, n. 1, p. 85 – 100, 2012.

SHMELEV, S.E.; POWELL, J.R.. Ecological-economic modelling for strategic regional waste management systems. **Ecological economics** v.59 (1), p.115 - 130, 2006.

SILVA, E. L. da; MENEZES, E. M. **Metodologia da pesquisa e elaboração de dissertação**. 4. ed. rev. atual. Florianópolis: UFSC, 2005. 138p.

SILVA, S. R. M. **Indicadores de sustentabilidade urbana: as perspectivas e as limitações da operacionalização de um referencial sustentável**. São Carlos, 2000. 200p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Urbana do Deptº de Engenharia Civil, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2000.

SIMON, H. A. O. Administrative Behavior: a Study of Decision-Making Processes in Administrative Organization, Editora Macmillan Publishers, 4th ed. 1997.

SMITH, J.; BARLING, D. Social impacts and life cycle assessment: proposals for methodological development for SMEs in the European food and drink sector. **International Journal of Life Cycle Assessment**, 19, p. 944–949, 2014.

SNIS – SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO - MINISTÉRIO DAS CIDADES. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. **Diagnóstico do manejo de resíduos sólidos urbanos** – 2016. – Brasília: MCIDADES.SNSA, 2016.

SONNEMANN G. W., SCHUHMACHER M. and CASTELLS F. Uncertainty Assessment By a Monte Carlo Simulation in a Life Inventory of Electricity Produced by a Waste Incinerator. **Journal of Cleaner Production**, v. 11: p. 279–292. 2003.

TAI, J.; ZHANG, W.; CHE, Y.; FENG, D. Municipal solid waste source-separated collection in China: a comparative analysis. **Waste Management**, v.31 (8), p. 1673–1682, 2011.

TAKAEDA, A.; TACHARD, A. L.; OMETTO, A. R. Levantamento de métodos de avaliação de impacto de ciclo de vida (AICV) mais recorrentes em estudos. In: 2º Congresso Brasileiro em Gestão de Ciclo de Vida em Produtos e Serviços. 2010, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis: ACV, 2010.

TAKAYANAGUI, A. M. M.; **Trabalhadores de Saúde e Meio Ambiente: ação educativa do enfermeiro na conscientização para gerenciamento de resíduos sólidos**. 178 f., Tese (Doutorado), Escola de Enfermagem de Ribeirão Preto/USP, 1993.

TAN, R. B. H.; KHOO, H. H. Impact assessment of waste management options in Singapore. **Journal of Air Waste Management Association**, v.56, p.244–254, 2006.

TANSKANEN, J. H. Strategic planning of municipal solid waste management. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 30, p. 111–133, 2000.

TCHOBANOGLIOUS, G., THEISEN, H., ELIASSEN, R. **Solid Wastes: Engineering Principles and Management Issues**. McGraw-Hill, New York; Toronto, 1977.

TCHOBANOGLIOUS, G.; KREITH, F. **Handbook of Solid Waste Management**. 2^a Ed. New York: McGraw-Hill, 2002.

THOMAS, B., McDOUGALL, F. International expert group on life cycle assessment for integrated waste management. **Journal of Cleaner Production**, v. 13 (3), p.321– 326. 2005.

TSILEMOU, K.; PANAGIOTAKOPOULOS D. **Deliverable Report on D4.1 and D4.2 Economic Sustainability Criteria and Indicators for waste management** (Work package 4). Xanthi, 77p. 2005.

TULOKHONOVA, A.; ULANOVA, O. Assessment of municipal solid waste management scenarios in Irkutsk (Russia) using a life cycle assessment integrated waste management model. **Waste Management & Research**. v. 31 (5), 2013.

TUNESI, S.; BARONI, S.; BOARINI, S. Waste flow analysis and life cycle assessment of integrated waste management systems as planning tools: Application to optimise the system of the City of Bologna. **Waste Management & Research**, v. 34(9), p. 933– 946, 2016.

ULUKAN, H. Z.; KOP, Y. Multi-criteria decision making (MCDM) of solid waste collection methods using life cycle assessment (LCA) outputs. **In: Computers & Industrial Engineering**. CIE, International Conference, pp. 584-589, 2009.

UMBERTO. **UMBERTO Productivity meets Sustainability**. Disponível em: <<http://www.umberto.de/en>>. Acesso em: abril 2017.

UN - UNITED NATIONS. **The future we want**. Rio de Janeiro: UN, 2012.

UNEP (United Nation Environmental Programme). **Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products: Social and Socioeconomic LCA Guidelines Complementing Environmental LCA and Life Cycle Costing, Contributing to the Full Assessment of Goods and Services within the Context of Sustainable Development**. UNEP, Paris, 2009.

UNEP (United Nation Environmental Programme). **International Source Book on Environmentally Sound Technologies for Municipal Solid Waste Management**. International Environmental Technology Centre Technical Publication Series: United Nations Environmental Programme, 1996.

UNEP (United Nation Environmental Programme). **Life Cycle Initiative. Towards a Life Cycle Sustainability Assessment: Making informed choices on products**. UNEP/SETAC/Life Cycle Initiative, 2012.

UN-HABITAT - United Nations Human Settlements Programme. **Solid Waste Management in the World's Cities**. London: UN Hun. Washington, DC. Settl. Programm. 2010.

UNIFAL - Universidade Federal de Alfenas. **Decisões + Simples**. 2019. Disponível em: <https://www2.bcc.unifal-mg.edu.br/ahp/Home.php>. Acesso em: abr 2019.

USEPA – United States Environmental Protection Agency. **Municipal solid waste in the United States: Facts and figures for 2012**. USEPA, Washington, p. 13, fev. 2014.

UTNE, I.B.. Life cycle cost (LCC) as a tool for improving sustainability in the Norwegian fishing fleet. **Journal of Cleaner Production** v.17, p.335 - 344, 2009.

VALDIVIA, S.; SONNEMANN, G. A UNEP/SETAC/SETAC Approach towards a Life Cycle Sustainability Assessment of Products. In: International Seminar on Social LCA, **Anais**.. Montpellier, France, 2011.

VALLE, R., CLÍMACO, J.N. A New Tool to Facilitate the Quantitative Assessment of Green Activities - a Trial Application for Rio de Janeiro. **Technological Forecasting and Social Change**. v. 28, p. 336e344, 2015.

VELIS, C. A.; LONGHURST, P. J.; DREW, G. H.; SMITH, R.; POLLARD, S. J. T. Production and quality assurance of solid recovered fuels using mechanical biological treatment (MBT) of waste: a comprehensive assessment. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 40, n. 12, p. 979-1105, 2010.

VERGANA, S. E.; TCHOBANOGLOUS, G. Municipal Solid Waste and the Environment: A Global Perspective. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 37, p. 277-309, 2012.

VERMA, S. **Anaerobic Digestion of Biodegradable Organics in Municipal Solid Wastes**, Department of Earth & Environmental Engineering (Henry Krumb School of Mines), Fu Foundation School of Engineering & Applied. Science, Columbia University, 2002.

VIEIRA, G.H. **Análise e comparação dos métodos de decisão multicritério AHP Clássico e Multiplicativo**. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) - Instituto Tecnológico de Aeronáutica, São José dos Campos, Brasil, 2006.

VILLANUEVA, A., WENZEL, H., Paper waste – recycling, incineration or landfilling? A review of existing life cycle assessments. **Waste Management**. (Oxford) 27, S29–S46. 2007.

VINYES, E.; OLIVER-SOLÀ, J.; UGAYA, C.; RIERADEVALL, J.; GASOL, C. M. Application of LCSA to used cooking oil waste management. **International Journal of Life Cycle Assessment**, 18, p. 445–455, 2012.

VON KROGH, L.; RAADAL, H.L.; HANSSSEN, O. J. **Life cycle assessment of different scenarios for waste treatment of a plastic bottle used for food packaging**. OR 39.01. Ostfold Research Foundation. 2001. Disponível em: <https://www.ostfoldforskning.no/media/1340/3901.pdf>. Acesso em: maio 2017.

VUORINEN, A.H. Effect of bulking agent on acid and alkaline phosphomonoesterase and b-glucosidase activities during manure composting. **Bioresource Technology**. 55, 201–206. 2000.

WANG, X., CHAN, H.K., LI, D. A case study of an integrated fuzzy methodology for green product development. **Eur. J. Oper. Res.** v.241, p.212-223, 2015.

WHITE P.; FRANKE M.; HINDLE P. **Integrated Solid Waste Management: A Lifecycle Inventory**. New York: Chapman & Hall. 1999.

WILLIAMS, P. T. **Waste Treatment and Disposal**. 2ª Ed. West Sussex, UK: Wiley. 380 p., 2005.

WILSON, D. C.; VELIS, C.; CHEESEMAN, C. Role of informal sector recycling in waste management in developing countries. **Habitat International**, v.30(4), p.797-80. 2006.

WILSON, D.C. Development drivers for waste management. **Waste Management & Research**, v. 25 (3), p. 198–207, 2007.

WOLF, M. **National LCA Databases: status and ways towards interoperability**. Maki Consulting: Berlin, 2014.

WORRELL, W.A., VESILIND, P.A. **Solid Waste Engineering**. 2 ed. Cengage Learning, Stamford, CT, 2012.

WWF - WORLD WIDE FUND FOR NATURE Brasil. Conheça os benefícios da coleta seletiva (2008). Disponível em: < <http://www.wwf.org.br/?uNewsID=14001> >. Acesso em: set. 2017.

XIÃO, L.; ZHANG, G.; ZHU, Y.; LIN, T. Promoting public participation in household waste management: A survey based method and case study in Xiamen city, China. **Journal of Cleaner Production**. v. 144, p. 313-322, 2017.

YAGMUR, L. Multi-criteria evaluation and priority analysis for localization equipment in a thermal power plant using the AHP (analytic hierarchy process). **Energy**, v. 94, p. 476–482. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2015.11.011>. 2016.

YANG, J. X.; WANG, R. S.; LIU, J. L. Methodology of life cycle impact assessment for Chinese products. **Acta Sci. Circumst.** v. 21, p. 234–238, 2001.

YAY, A. S. E. Application of life cycle assessment (LCA) for municipal solid waste management: a case study of Sakarya. **Journal of Cleaner Production**, v.94, p.284-293, 2015.

YAZDANI, M., CHATTERJEE, P., KAZIMIERAS, E. Integrated QFD-MCDM framework for green supplier selection. **Journal Off Cleaner Production**, v. 142, p. 3728–3740. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.10.095>. 2016.

ZAMAN, A. U. Comparative study of municipal solid waste treatment technologies using life cycle assessment method. **Environmental Science Technology**, v.7(2), p.225–234, 2010.

ZANGHELINI, G. M.; SOUZA JUNIOR, H. R. A. de; KULAY, L.; CHERUBINI, E.; RIBEIRO, P. T.; SOARES, S. R. A bibliometric overview of Brazilian LCA research. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 21, p. 1759–1775, 2016.

ZARATE, M.A., SLOTNICK, J., RAMOS, M. Capacity building in rural Guatemala by implementing a solid waste management program. **Waste Management**, v. 28 (12), p. 2542–2551, 2008.

ZHOU, Z., CHI, Y., DONG, J., TANG, Y., NI, M. Model development of sustainability assessment from a life cycle perspective: A case study on waste management systems in China. **Journal Off Cleaner Production**. v. 210, p. 1005–1014, 2019.

ZHOU, Z., TANG, Y., CHI, Y., BUEKENS, M.N.A. Waste-to-energy: A review of life cycle assessment and its extension methods. **Waste Manag. Res.** v.36, p.3–16, 2018.

ZURBRUEGG, C. **Solid Waste Management in Developing Countries: A Sourcebook for Policy Makers and Practitioners**: EAWAG/SANDEC. 2003.

APÊNDICE A

Questionário Stakeholders

Nome:

Profissão:

Formação:

Link para preenchimento do formulário:

<https://www2.bcc.unifal-mg.edu.br/ahp/registrar.php?link=82598a9979771139c0cc6c13524f7da6>

Orientações:

A ponderação dos critérios a ser realizada constitui parte da tese de doutorado de Ritielli Berticelli, do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental – PPGEng da Universidade de Passo Fundo (UPF).

A pesquisa está inserida no eixo de resíduos sólidos e objetiva desenvolver um modelo de apoio à tomada de decisão para o gerenciamento de resíduos sólidos urbanos (RSU) por meio da Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida para municípios de pequeno e médio porte.

Dentro deste viés, será aplicada uma análise multicritérios, conhecida como Analytic Hierarch Process (AHP) para a ponderação dos indicadores de sustentabilidade desenvolvidos no estudo, com o intuito de elencá-los hierarquicamente na escolha de cenários.

Essa técnica contém uma matriz quadrada $n \times n$ de comparação de n critérios, onde estes são dispostos na mesma ordem ao longo de linhas e das colunas. Cada linha contém dois elementos que devem ser comparados, aplicando uma "nota" que vai de 1 a 9, de acordo com uma escala de julgamento formulada por Thomas Saaty (1980), sendo visualizada abaixo.

Figura 30: Escala de Saaty

| Intensidade de importância | Definição | Explicação |
|----------------------------|---------------------------------------|--|
| 1 | Igual Importância | As duas atividades contribuem igualmente para o objetivo. |
| 3 | Importância pequena de uma para outra | A experiência e o julgamento favorecem levemente uma atividade em relação a outra. |
| 5 | Importância alta ou essencial | A experiência e o julgamento favorecem fortemente uma atividade em relação a outra. |
| 7 | Importância muito alta ou demonstrada | Uma atividade é muito fortemente favorecida em relação a outra. |
| 9 | Importância Absoluta | A evidência favorece uma atividade em relação à outra com mais alto grau de certeza. |
| 2,4,6,8 | Valores intermediários | Quando se procura uma condição de compromisso entre as duas definições. |

Fonte: Saaty (1980).

O procedimento deverá ser realizado conforme exemplo abaixo:

O exemplo descrito a seguir estabelece a comparação entre o impacto oxidação fotoquímica e mudanças climáticas.

| | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|-----------------------------|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|----------------------------|
| | 9 | 8 | 7 | 6 | 5 | 4 | 3 | 2 | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | |
| Oxidação fotoquímica | | | | | | | | | | | | | | | | | | Mudanças climáticas |

Se assinalado o número 3 da esquerda para a direita em relação ao número 1, significa que mudanças climáticas têm pouca importância em relação à oxidação fotoquímica. Portanto o impacto de mudanças climáticas é pouco mais importante em relação à oxidação fotoquímica.

Marque os seus julgamentos, comparando critério com critério de acordo com o aumento da preferência/importância de cada um em relação ao outro para escolha das melhores práticas. O número 1 indica igual preferência/importância entre ambos, e o aumento da pontuação indica aumento do favoritismo/importância de cada critério em relação ao outro.

A cada etapa de julgamentos, é apresentada uma taxa de inconsistência, que representa quão coerente estão os seus julgamentos. Saaty considera a taxa de inconsistência de até 10% como satisfatório. Caso as respostas apontarem índices de inconsistências maiores que esse índice, os julgamentos deverão ser revistos.

Breve descrição dos indicadores avaliados:

- 1) **Sustentabilidade ambiental:** refere-se à manutenção da capacidade de sustentação dos ecossistemas, o que implica a capacidade de absorção e de recomposição dos ecossistemas em virtude das agressões antrópicas.
 - **Aquecimento global** → Categoria de impacto resultante do aumento da capacidade de retenção da radiação infravermelha na estratosfera, ocasionado pelo aumento da concentração de determinados gases provenientes de emissões atmosféricas e provocando, conseqüentemente, potencial aumento da temperatura global.
 - **Acidificação** → Categoria de impacto resultante do aumento do teor de acidez no ar, na água ou no solo, provocado pela disposição de rejeitos ácidos.
 - **Eutrofização** → Aumento na concentração de matéria orgânica acumulada nos ambientes aquáticos. O que acarreta diversos problemas, como forte odor decorrente da decomposição anaeróbica, diminuição na penetração de luz, alterações na cor e na turbidez da água, florescimento excessivo, que provoca a deterioração no

ecossistema aquático, diminuição na concentração de oxigênio dissolvido, mudanças na produtividade, na biota e na sobrevivência da fauna aquática superior; além dos diversos danos ao turismo, ao abastecimento público, à navegação e ao funcionamento das hidrelétricas.

- **Depleção da camada de ozônio** → Categoria de impacto que resulta no aumento da quantidade de raios ultravioleta que atingem a superfície da Terra, provocado pelo aumento da concentração de determinados gases na camada da ozonfera. A redução da camada de ozônio pode resultar no crescimento de doenças, interferências com o ecossistema e diversos tipos de danos materiais.
- **Toxicidade humana** → Categoria de impacto ambiental resultante do aumento da concentração de agentes tóxicos provocado pela disposição de rejeitos, ocasionando, conseqüentemente, potenciais danos à saúde humana.

2) Sustentabilidade social: refere-se ao desenvolvimento e tem por objetivo a melhoria da qualidade de vida da população. Para o caso de países com problemas de desigualdade e de inclusão social, implica a adoção de políticas distributivas e a universalização de atendimento a questões como saúde, educação, habitação e seguridade social.

- **Trabalho infantil:** Percentual de trabalho infantil no país e no setor analisado.
- **Salário justo:** Percentual de trabalhadores do setor que recebem pelo menos um salário mínimo nacional.
- **Número de empregos criados.**
- **Existência de Associações ou Cooperativas de catadores no sistema de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos:** Inclusão social estabelecida pela Política Nacional de Resíduos Sólidos.

3) Sustentabilidade econômica: refere-se a uma gestão eficiente dos recursos em geral e caracteriza-se pela regularidade de fluxos do investimento público e privado. Implica a avaliação da eficiência por processos macrossociais.

- **Custo do ciclo de vida (R\$/t):** custo do gerenciamento de resíduos sólidos urbanos por tonelada processada.
- **Custo total por pessoa (R\$/hab.):** custo do gerenciamento de resíduos sólidos urbanos por habitante.

- **Custo do sistema municipal de resíduos sólidos urbanos em relação ao total do orçamento municipal (%):** Custo do sistema de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos em relação ao orçamento total do município (% do orçamento).

Na Figura 31, apresenta-se o questionário utilizado para ponderação dos critérios.

Figura 31: Questionário para ponderação dos critérios

Análise os critérios

Qual você prefere e o quanto prefere?

| | |
|--|----------------|
| AMBIENTAL? | SOCIAL? |
| <input type="radio"/> 9 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 2 <input checked="" type="radio"/> 1 <input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9 | |

| | |
|--|-------------------|
| AMBIENTAL? | ECONÔMICO? |
| <input type="radio"/> 9 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 2 <input checked="" type="radio"/> 1 <input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9 | |

| | |
|--|-------------------|
| SOCIAL? | ECONÔMICO? |
| <input type="radio"/> 9 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 2 <input checked="" type="radio"/> 1 <input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9 | |

Etapa 1 de 4

Analise os subcritérios segundo o critério AMBIENTAL

Qual você prefere e o quanto prefere?

| | | |
|---------------------|--|-------------------------------|
| AQUECIMENTO GLOBAL? | <input type="radio"/> 9 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 2 <input checked="" type="radio"/> 1 <input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9 | ACIDIFICAÇÃO? |
| AQUECIMENTO GLOBAL? | <input type="radio"/> 9 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 2 <input checked="" type="radio"/> 1 <input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9 | EUTROFIZAÇÃO? |
| AQUECIMENTO GLOBAL? | <input type="radio"/> 9 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 2 <input checked="" type="radio"/> 1 <input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9 | DEPLEÇÃO DA CAMADA DE OZÔNIO? |
| AQUECIMENTO GLOBAL? | <input type="radio"/> 9 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 2 <input checked="" type="radio"/> 1 <input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9 | TOXICIDADE HUMANA? |
| ACIDIFICAÇÃO? | <input type="radio"/> 9 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 2 <input checked="" type="radio"/> 1 <input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9 | EUTROFIZAÇÃO? |

ACIDIFICAÇÃO?

9 8 7 6 5 4 3 2 1 2 3 4 5 6 7 8 9

DEPLEÇÃO DA CAMADA DE OZÔNIO?

ACIDIFICAÇÃO?

9 8 7 6 5 4 3 2 1 2 3 4 5 6 7 8 9

TOXICIDADE HUMANA?

EUTROFIZAÇÃO?

9 8 7 6 5 4 3 2 1 2 3 4 5 6 7 8 9

DEPLEÇÃO DA CAMADA DE OZÔNIO?

EUTROFIZAÇÃO?

9 8 7 6 5 4 3 2 1 2 3 4 5 6 7 8 9

TOXICIDADE HUMANA?

DEPLEÇÃO DA CAMADA DE OZÔNIO?

9 8 7 6 5 4 3 2 1 2 3 4 5 6 7 8 9

TOXICIDADE HUMANA?

Etapa 2 de 4

Analise os subcritérios segundo o critério SOCIAL

Qual você prefere e o quanto prefere?

| | | |
|---|---|--|
| INEXISTÊNCIA DE TRABALHO INFANTIL? <input type="radio"/> 9 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 2 <input checked="" type="radio"/> 1 <input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9 | SALÁRIO JUSTO? <input type="radio"/> 9 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 2 <input checked="" type="radio"/> 1 <input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9 | Escala Fundamental Intensidade de um fator sobre outro 1: Igual 2: Fraca 3: Moderadamente fraca 4: Moderada 5: Moderadamente forte 6: Forte 7: Mais forte 8: Muito forte 9: Absolutamente forte |
| INEXISTÊNCIA DE TRABALHO INFANTIL? <input type="radio"/> 9 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 2 <input checked="" type="radio"/> 1 <input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9 | EXISTÊNCIA DE ASSOCIAÇÕES OU COOPERATIVAS DE CATADORES NO SISTEMA DE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS? <input type="radio"/> 9 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 2 <input checked="" type="radio"/> 1 <input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9 | |
| INEXISTÊNCIA DE TRABALHO INFANTIL? <input type="radio"/> 9 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 2 <input checked="" type="radio"/> 1 <input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9 | EMPREGOS CRIADOS? <input type="radio"/> 9 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 2 <input checked="" type="radio"/> 1 <input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9 | |
| SALÁRIO JUSTO? <input type="radio"/> 9 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 2 <input checked="" type="radio"/> 1 <input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9 | EXISTÊNCIA DE ASSOCIAÇÕES OU COOPERATIVAS DE CATADORES NO SISTEMA DE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS? <input type="radio"/> 9 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 2 <input checked="" type="radio"/> 1 <input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9 | |
| SALÁRIO JUSTO? <input type="radio"/> 9 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 2 <input checked="" type="radio"/> 1 <input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9 | EMPREGOS CRIADOS? <input type="radio"/> 9 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 2 <input checked="" type="radio"/> 1 <input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9 | |
| EXISTÊNCIA DE ASSOCIAÇÕES OU COOPERATIVAS DE CATADORES NO SISTEMA DE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS? <input type="radio"/> 9 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 2 <input checked="" type="radio"/> 1 <input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9 | EMPREGOS CRIADOS? <input type="radio"/> 9 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 2 <input checked="" type="radio"/> 1 <input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9 | |

Etapa 3 de 4

APÊNDICE B
Manual de utilização

Modelo Simplificado de
AVALIAÇÃO DA SUSTENTABILIDADE DO CICLO DE
VIDA

Elaborado por: Ritielli Berticelli

2019

O presente modelo visa a dar suporte aos tomadores de decisão na escolha do melhor caminho entre as alternativas de gerenciamento dos resíduos, tendo em vista um conjunto de critérios e os três pilares do desenvolvimento sustentável.

Esse modelo de apoio à tomada de decisão consiste em uma ferramenta computacional desenvolvida no Excel®, que faz a integração da Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida (ASCV) para cenários distintos de Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) criados pelo usuário, apresentando um indicador de sustentabilidade, possibilitando a comparação paritária de cada cenário.

✚ Passo 1: Informações gerais

O primeiro passo consiste em inserir e em definir os parâmetros de entrada na planilha “Dados entrada”. As cores indicadas na célula representam a obrigatoriedade da inserção dos dados de entrada, conforme apresenta a Figura 32.

Figura 32: Legenda de cores para instruções de preenchimento

| Legenda | |
|---------|--|
| | Informações cujo preenchimento é obrigatório |
| | Informações cujo preenchimento é facultativo |

As células em azul são as que o usuário deverá obrigatoriamente preencher. As células de cor rosa são de preenchimento facultativo, ou seja, o modelo apresenta os dados médios para municípios brasileiros e o usuário pode alterar e/ou modificar, caso possua os dados reais do seu município. Se possuir as informações, a preferência é que sejam inseridas, caso contrário, devem-se utilizar os dados já constantes.

O primeiro quadro refere-se às informações gerais. Deverá ser informado o nome do município, o número de habitantes, o valor do orçamento municipal anual e a quantidade anual de resíduos sólidos urbanos (RSU) gerados. A Figura 33 demonstra a ordem de apresentação das informações gerais.

Figura 33: Inserindo as informações gerais do município

| Informações gerais | |
|--|--|
| Município | |
| População (habitantes) | |
| Orçamento total do município (R\$/ano) | |
| Quantidade de resíduos sólidos urbanos gerados (t/ano) | |

Passo 2: Indicadores de Sustentabilidade

A próxima etapa consiste na inserção dos dados para realizar a Análise da Sustentabilidade do Ciclo de Vida (ASCV), ainda na planilha “dados entrada”. A unidade funcional é 1 tonelada de RSU.

O modelo foi configurado para apresentar os dados médios praticados pelos municípios brasileiros com até 250 mil habitantes. Entretanto, o usuário poderá utilizar os dados reais praticados na sua cidade.

Inicialmente, apresentam-se os dados econômicos para cada etapa do gerenciamento de RSU, conforme demonstra a Figura 34. O custo total refere-se aos custos de investimento inicial (implantação) e de operação. As receitas fazem referência à receita obtida com a comercialização dos subprodutos (como, por exemplo, materiais reciclados e energia elétrica). O custo final será calculado automaticamente através da diferença (custo total – receitas).

Figura 34: Inserindo as informações econômicas

| Informações econômicas | | | |
|----------------------------------|-------------|----------|-------------|
| Etapa do gerenciamento | Custo total | Receitas | Custo final |
| Coleta seletiva (R\$/t) | 420,94 | 0,00 | 420,94 |
| Coleta convencional (R\$/t) | 193,19 | 0,00 | 193,19 |
| Triagem/ Reciclagem (R\$/t) | 70,16 | 36,36 | 33,80 |
| Compostagem (R\$/t) | 41,66 | 0,00 | 41,66 |
| Digestão anaeróbia (R\$/t) | 101,32 | 99,25 | 2,07 |
| CDR (R\$/t) | 14,48 | 0,00 | 14,48 |
| Transporte de rejeitos (R\$/tkm) | 1,10 | 0,00 | 1,10 |
| Aterro Sanitário (R\$/t) | 143,64 | 0,00 | 143,64 |

Os dados médios inseridos no modelo consideram a receita dos materiais recicláveis que serão comercializados na etapa de triagem/reciclagem e da energia elétrica gerada no processo de digestão anaeróbia. O composto produzido nas etapas de compostagem e/ou digestão anaeróbia não foi considerado como receita, pois se considerou sua utilização em canteiros das vias públicas. A receita oriunda do rejeito com poder calorífico adequado para uso como CDR também não foi ponderada, pelo fato de ser uma quantidade relativamente baixa da fração e em razão de a tecnologia ser recente no Brasil. Porém, cabe salientar que o usuário poderá alterar e definir quais etapas terão receitas e seus respectivos valores praticados no mercado local.

Os destaques em vermelho no canto superior direito da célula consistem em informações para auxiliar no preenchimento. Como exemplo, apresenta-se o valor da coleta em R\$/t, sendo que a média para a coleta seletiva (com segregação) é de R\$ 420,94/t e para coleta convencional (sem segregação) é de R\$ 193,19/t. Caso o usuário possua os valores atualizados aplicados em seu município para cada etapa do gerenciamento, basta realizar a alteração manual nas células.

Na sequência, expõem-se os indicadores sociais e seus respectivos valores médios para cada etapa do gerenciamento. Os indicadores sociais avaliados são:

- i. Trabalho infantil: Percentual de trabalho infantil no país e no setor analisado.
- ii. Salário justo: Percentual de trabalhadores que recebem pelo menos um salário mínimo.
- iii. Contribuição para o desenvolvimento econômico: Número de empregos gerados.
- iv. Inclusão social estabelecida pela Política Nacional de Resíduos Sólidos: Existência de Associações ou Cooperativas de catadores no sistema de gerenciamento de RSU.

A entrada de informações sociais poderá ser alterada diretamente no modelo, sendo que o usuário deverá priorizar suas informações, ou seja, os dados reais do município em questão. Caso não os possua, poderá utilizar os dados médios já inseridos na ferramenta. Os respectivos valores deverão ser indicados para cada etapa do gerenciamento, conforme demonstra a Figura 35.

Figura 35: Inserindo as informações sociais

| Informações Sociais | | |
|---|---------|---------|
| Coleta convencional | | |
| Indicadores | Valores | Marca |
| Porcentagem de emprego infantil no setor | 5,00% | 4 |
| Porcentagem de trabalhadores que recebem no mínimo um salário | 50,00% | 2 |
| Número de empregos criados (empregos/t) | 0,00149 | 0,00149 |
| Porcentagem de resíduos coletados de forma convencional por meio de convênios/contratos com Associações ou Cooperativas de catadores (%). | 0% | 0 |
| Coleta seletiva | | |
| Indicadores | Valores | Marca |
| Porcentagem de emprego infantil no setor | 5,00% | 4 |
| Porcentagem de trabalhadores que recebem no mínimo um salário | 50,00% | 2 |
| Número de empregos criados (empregos/t) | 0,00414 | 0,00414 |
| Porcentagem de resíduos coletados de forma seletiva por meio de convênios/contratos com Associações ou Cooperativas de catadores (%). | 36% | 0,36 |
| Triagem/reciclagem | | |
| Indicadores | Valores | Marca |
| Porcentagem de emprego infantil no setor | 5,00% | 4 |
| Porcentagem de trabalhadores que recebem no mínimo um salário | 50,00% | 2 |
| Número de empregos criados (empregos/t) | 0,0035 | 0,0035 |
| Porcentagem de resíduos coletados de forma seletiva por meio de convênios/contratos com Associações ou Cooperativas de catadores (%). | 0 | 0 |
| Compostagem | | |
| Indicadores | Valores | Marca |
| Porcentagem de emprego infantil no setor | 5,00% | 4 |
| Porcentagem de trabalhadores que recebem no mínimo um salário | 50,00% | 2 |
| Número de empregos criados (empregos/t) | 0,0005 | 0,0005 |
| Porcentagem de resíduos compostados por meio de convênios/contratos com Associações ou Cooperativas de catadores (%). | 0 | 0 |
| Biodigestão | | |
| Indicadores | Valores | Marca |
| Porcentagem de emprego infantil no setor | 5,00% | 4 |
| Porcentagem de trabalhadores que recebem no mínimo um salário | 50,00% | 2 |
| Número de empregos criados (empregos/t) | 0,00035 | 0,00035 |
| Porcentagem de resíduos biodigeridos por meio de convênios/contratos com Associações ou Cooperativas de catadores (%). | 0 | 0 |
| CDR | | |
| Indicadores | Valores | Marca |
| Porcentagem de emprego infantil no setor | 5,00% | 4 |
| Porcentagem de trabalhadores que recebem no mínimo um salário | 50,00% | 2 |
| Número de empregos criados (empregos/t) | 0,0006 | 0,0006 |
| Porcentagem de resíduos triados para CDR por meio de convênios/contratos com Associações ou Cooperativas de catadores (%). | 0 | 0 |
| Transporte | | |
| Indicadores | Valores | Marca |
| Porcentagem de emprego infantil no setor | 5,00% | 4 |
| Porcentagem de trabalhadores que recebem no mínimo um salário | 50,00% | 2 |
| Número de empregos criados (empregos/t) | 0,00005 | 0,00005 |
| Porcentagem de resíduos transportados por meio de convênios/contratos com Associações ou Cooperativas de catadores (%). | 0 | 0 |
| Aterro Sanitário | | |
| Indicadores | Valores | Marca |
| Porcentagem de emprego infantil no setor | 5,00% | 4 |
| Porcentagem de trabalhadores que recebem no mínimo um salário | 50,00% | 2 |
| Número de empregos criados (empregos/t) | 0,0001 | 0,0001 |
| Porcentagem de resíduos aterrados por meio de convênios/contratos com Associações ou Cooperativas de catadores (%). | 0 | 0 |

Por exemplo, para o indicador trabalho infantil, analisando a etapa de coleta convencional (Figura 35), estima-se que 5% dos trabalhadores do setor são menores de idade. As marcas serão alteradas automaticamente pela ferramenta conforme o percentual adicionado. Neste caso com 5%, a marca alcançada é 4.

No que diz respeito ao percentual de trabalhadores que recebem pelo menos um salário mínimo nacional, o indicador ficou com marca 2, pois estudos revelam que 50% dos trabalhadores brasileiros recebem menos de um salário mínimo por mês.

Com relação ao número de empregos criados, novamente apresentam-se valores médios para cada etapa, por exemplo, na coleta convencional, estima-se que cada 1 tonelada de resíduo coletado gere aproximadamente 0,00149 empregos.

Para o indicador Existência de Associações ou Cooperativas de Catadores no sistema de gerenciamento de RSU, o percentual de parcerias deverá ser adicionado caso o município possua algum tipo de contrato com Associações ou Cooperativas.

Portanto, os valores preenchidos (média nacional) podem ser alterados de acordo com a realidade do município. Desse modo, a representatividade dos cenários ficará mais abrangente e direcionada para a prática local. Os indicadores sociais deverão ser respondidos para cada etapa do gerenciamento, considerando a unidade funcional de 1 tonelada de RSU.

Por fim, são apresentadas as informações referentes aos indicadores ambientais. Os indicadores avaliados são:

- i. Aquecimento global: Categoria de impacto resultante do aumento da capacidade de retenção da radiação infravermelha na estratosfera, ocasionado pelo aumento da concentração de determinados gases provenientes de emissões atmosféricas e provocando, conseqüentemente, potencial aumento da temperatura global.
- ii. Toxicidade Humana (carcinogênica): Categoria de impacto ambiental resultante do aumento da concentração de agentes tóxicos provocado pela disposição de rejeitos, ocasionando, conseqüentemente, potenciais danos à saúde humana.
- iii. Acidificação: Categoria de impacto resultante do aumento do teor de acidez no ar, na água ou no solo, provocado pela disposição de rejeitos ácidos.
- iv. Eutrofização: Aumento na concentração de matéria orgânica acumulada nos ambientes aquáticos. O que acarreta diversos problemas, como forte odor decorrente da decomposição anaeróbica, diminuição na penetração de luz,

alterações na cor e turbidez da água, florescimento excessivo que provoca a deterioração no ecossistema aquático, diminuição na concentração de oxigênio dissolvido, mudanças na produtividade, na biota e na sobrevivência da fauna aquática superior; além dos diversos danos ao turismo, ao abastecimento público, à navegação e ao funcionamento das hidrelétricas.

- v. Destruição da camada de ozônio: Categoria de impacto que resulta no aumento da quantidade de raios ultravioleta que atingem a superfície da Terra, provocado pelo aumento da concentração de determinados gases na camada da ozonfera. A redução da camada de ozônio pode resultar no crescimento de doenças, interferências com o ecossistema e diversos tipos de danos materiais.

O modelo apresenta os dados médios dos impactos ambientais para 1 tonelada de RSU em cada etapa do gerenciamento. O usuário poderá usar os valores já inseridos sem realizar nenhuma alteração no quadro ou adicionar os valores condizentes com o seu município. A representação dos indicadores ambientais pode ser verificada na Figura 36.

Figura 36: Inserindo as informações ambientais

| Informações Ambientais | | | | | |
|---------------------------------|---------------------------------|--|---------------------------|---------------------------|--|
| Etapa de gerenciamento/impactos | Aquecimento global (kg CO2 eq.) | Toxicidade Humana (carcinogênica) (kg DCB eq.) | Acidificação (kg SO2 eq.) | Eutrofização (kg PO4 eq.) | Destruição da camada de ozônio (kg CFC-11 eq.) |
| Coleta Convencional | 1,30E+00 | 8,45E-03 | 4,65E-03 | 3,54E-05 | 8,94E-07 |
| Coleta Seletiva Recicláveis | 1,68E+00 | 1,62E-02 | 7,78E-03 | 7,70E-05 | 1,50E-06 |
| Coleta Seletiva Orgânicos | 1,68E+00 | 1,62E-02 | 7,78E-03 | 7,70E-05 | 1,50E-06 |
| Triagem/ reciclagem | -1,85E+03 | -2,33E+02 | -4,29E+00 | -3,52E-01 | -5,73E-04 |
| CDR | -5,98E+01 | -5,65E-01 | 3,06E-02 | 5,73E-03 | 1,38E-05 |
| Compostagem | -4,53E+02 | 6,06E+00 | 1,97E+00 | 1,64E-01 | 4,62E-04 |
| Biodigestão | -4,81E+02 | 4,11E+00 | 5,16E-01 | 1,58E-01 | 4,01E-04 |
| Transporte | 1,67E-01 | 3,48E-03 | 3,29E-04 | 1,34E-05 | 1,14E-07 |
| Aterro Sanitário | 7,53E+02 | 1,52E+01 | 9,12E-02 | 1,30E-02 | 4,92E-05 |

Passo 3: Pesos dos indicadores de sustentabilidade

As prioridades numéricas foram calculadas para cada um dos indicadores e a participação e o envolvimento dos interessados foram diretamente refletidos no processo de tomada de decisão. A ferramenta foi configurada para utilizar as ponderações estabelecidas pelos especialistas da área (*stakeholders*), mas, se o usuário decidir adicionar suas próprias ponderações, isso será permitido, basta alterar manualmente.

Os pesos são muito importantes no processo de tomada de decisão e qualquer alteração refletirá na escolha dos cenários frente à sustentabilidade. Nesse momento, o usuário deverá clicar na planilha “Pesos ind.”. Primeiramente, existe a comparação paritária entre os três pilares da sustentabilidade: ambiental, social e econômico. Em seguida, para cada um deles, é realizada a ponderação dos subcritérios. Na Figura 37, apresentam-se as ponderações.

Figura 37: Inserindo as ponderações dos indicadores de sustentabilidade

| Pesos dos indicadores de sustentabilidade | | | | | |
|---|---------------------------------|---|--|---|--|
| Pesos Stakeholders - Sustentabilidade | | | | | |
| Indicador | Ambiental | Social | Econômico | | |
| Porcentagem | 47,03% | 33,22% | 19,75% | | |
| Peso | 0,470 | 0,332 | 0,198 | | |
| Pesos Stakeholders - Ambiental | | | | | |
| Indicador | Aquecimento global (kg CO2 eq.) | Toxicidade Humana (carcinogênica) | Acidificação (kg SO2 eq.) | Eutrofização (kg PO4 eq.) | Destruição da camada de ozônio (kg CFC-11 eq.) |
| Porcentagem | 24,50% | 31,34% | 12,79% | 13,35% | 18,02% |
| Peso | 0,245 | 0,313 | 0,128 | 0,134 | 0,180 |
| Pesos Stakeholders - Social | | | | | |
| Indicador | Trabalho infantil (score) | Salário justo (score) | Número de trabalhos criados | Existência de Associações ou Coop. de Catadores no sistema de | |
| Porcentagem | 36,39% | 22,25% | 21,67% | 19,69% | |
| Peso | 0,364 | 0,223 | 0,217 | 0,197 | |
| Pesos Stakeholders - Econômico | | | | | |
| Indicador | Custo do ciclo de vida (R\$/t) | Custo total do sistema por pessoa (R\$/hab.ano) | Custo do sistema municipal de RSU em relação ao total do orçamento municipal (%) | | |
| Porcentagem | 36,15% | 34,06% | 29,79% | | |
| Peso | 0,362 | 0,341 | 0,298 | | |

A comparação é realizada de acordo com a importância e representatividade do critério e dos subcritérios em comparações paritárias. Por exemplo, nas ponderações dos especialistas, na comparação entre os critérios, o ambiental foi considerado o mais importante, representando um peso de 47,03%, seguido do social, com peso de 33,22%, e do econômico, com peso 19,75%. Os pesos dos subcritérios também foram ponderados pelos especialistas e representam a comparação em função da importância e da representatividade dentro de cada dimensão da sustentabilidade. Por exemplo, na dimensão ambiental, são considerados cinco subcritérios: Aquecimento global, com peso 24,50%; Toxicidade

Humana (carcinogênica), com peso 31,34%; Acidificação, com peso 12,79%; Eutrofização com peso 13,35%; Destruição da camada de ozônio, com peso 18,02%.

✚ Passo 4: Cenários de gerenciamento de RSU

Nas planilhas “Cenário I”, “Cenário II” e “Cenário III”, o modelo apresenta as etapas tecnológicas que poderão compor os cenários e, no presente momento, o usuário irá indicar seu desejo em sua formulação, por meio dessas etapas pré-estabelecidas. Os cenários são elaborados a partir da decisão do usuário, que definirá as rotas do gerenciamento de RSU que farão parte da análise.

Por exemplo, a partir dessas escolhas, define-se a quantidade de resíduos que será coletada pelas diferentes formas: convencional ou seletiva. Posteriormente, influencia recomendando a próxima etapa do gerenciamento, que consiste na triagem, pré-tratamento e/ou tratamento, sempre indicando em quantidades anuais (t/ano). Por fim, indicando a quantidade que irá para transporte e destinação final.

O usuário necessita, portanto, elaborar três cenários de gerenciamento para haver uma comparação paritária (apresenta-se em uma sequência de três planilhas, Cenário I, Cenário II e Cenário III), considerando que o primeiro será o atual cenário praticado pelo município. As rotas tecnológicas que poderão ser escolhidas para compor os cenários são descritas a seguir:

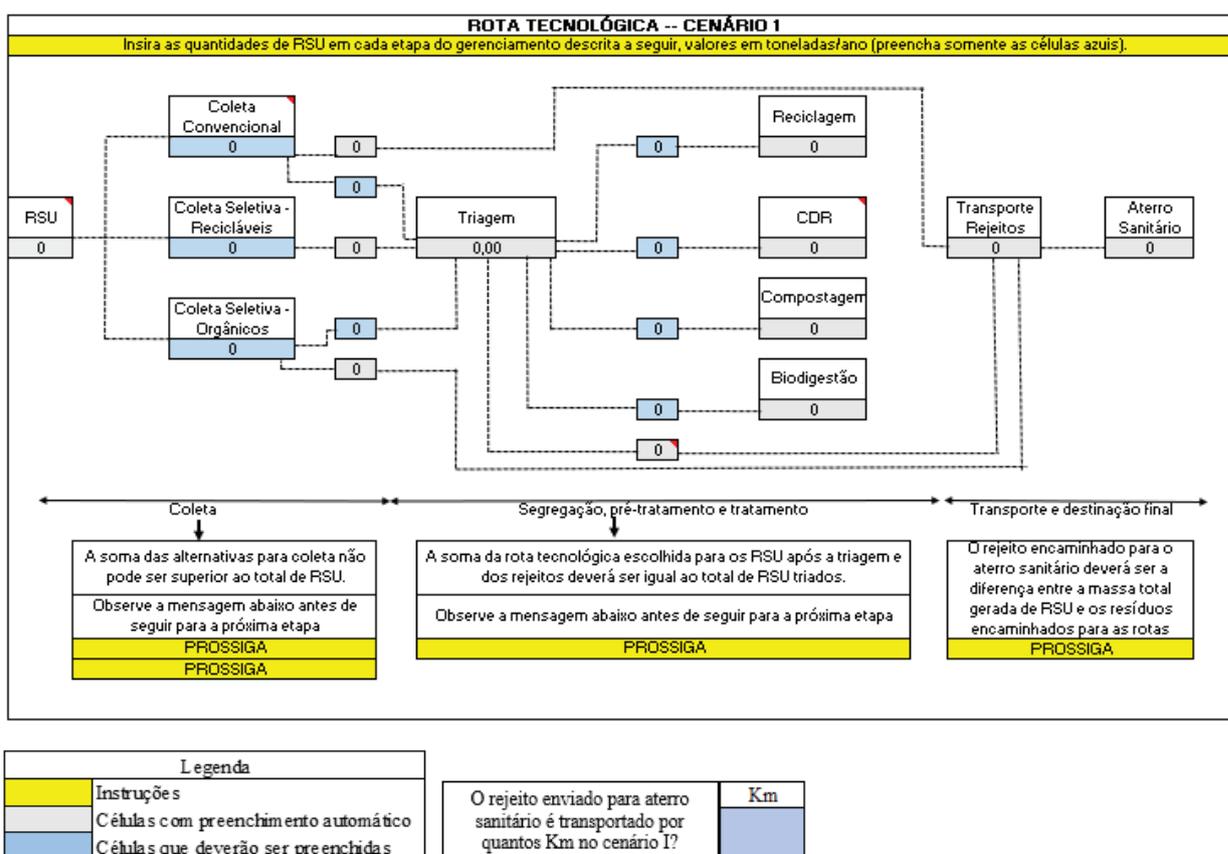
- ✓ Coleta convencional: consiste na coleta indiferenciada dos resíduos.
- ✓ Coleta seletiva: consiste na coleta diferenciada de resíduos (orgânicos e recicláveis) que foram previamente separados segundo sua constituição ou composição.
- ✓ Triagem: Processo de segregação dos RSU.
- ✓ Reciclagem: Materiais segregados que possuem potencial para serem reciclados.
- ✓ Compostagem: conjunto de técnicas aplicadas para estimular a decomposição de materiais orgânicos com a finalidade de obter, no menor tempo possível, um material estável. Processo de conversão de matéria orgânica em condições de presença de oxigênio.
- ✓ Biodigestão: processo de conversão de matéria orgânica em condições de ausência de oxigênio. Como subprodutos, tem-se a produção de fertilizantes

(geralmente líquidos) e gases (o biogás), em especial o gás metano (CH₄), que é um combustível.

- ✓ CDR – Combustível Derivado de Resíduos: Técnica de classificação de resíduos com potencial de utilização como combustível. Essa fração é a pelletização em pequenas esferas, cilindros ou cubos, proporcionando um material que pode ser comercializado.
- ✓ Transporte de rejeitos: Transporte dos rejeitos para serem encaminhados para disposição final.
- ✓ Aterro sanitário: Técnica de disposição de RSU no solo sem causar danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais.

Na Figura 38, apresenta-se a interface da ferramenta para a criação dos cenários.

Figura 38: Definição de cenários a partir das etapas de gerenciamento de RSU



Inicialmente, o usuário definirá o tipo de coleta, indicando seus valores correspondentes em t/ano. Após, deverá indicar a quantidade de resíduos que vão passar por

triagem/reciclagem e a quantidade coletada que irá diretamente para destinação final. Os resíduos que irão passar por triagem terão quatro rotas tecnológicas diferentes para seguir: reciclagem, compostagem, digestão anaeróbia e CDR. O usuário deverá indicar a quantidade de resíduo que deseja encaminhar para cada etapa do gerenciamento. Por fim, deverá informar a quantidade de rejeitos que será encaminhada para transporte e disposição final.

É necessário definir a distância para transporte em cada cenário criado, ou seja, a distância em que o rejeito será transportado para disposição final em aterro sanitário.

A ferramenta foi desenvolvida com células bloqueadas e com validação dos dados. Sendo assim, se o usuário informar valores que não condizem com o balanço de massa (inicial e final), irão aparecer mensagens (em vermelho) informando-o para rever os valores preenchidos. As mensagens são: “Prossiga” ou “Erro - reveja os valores”.

O usuário deverá repetir o procedimento para a elaboração dos outros dois cenários, preenchendo as planilhas “Cenário I”, “Cenário II” e “Cenário III”.

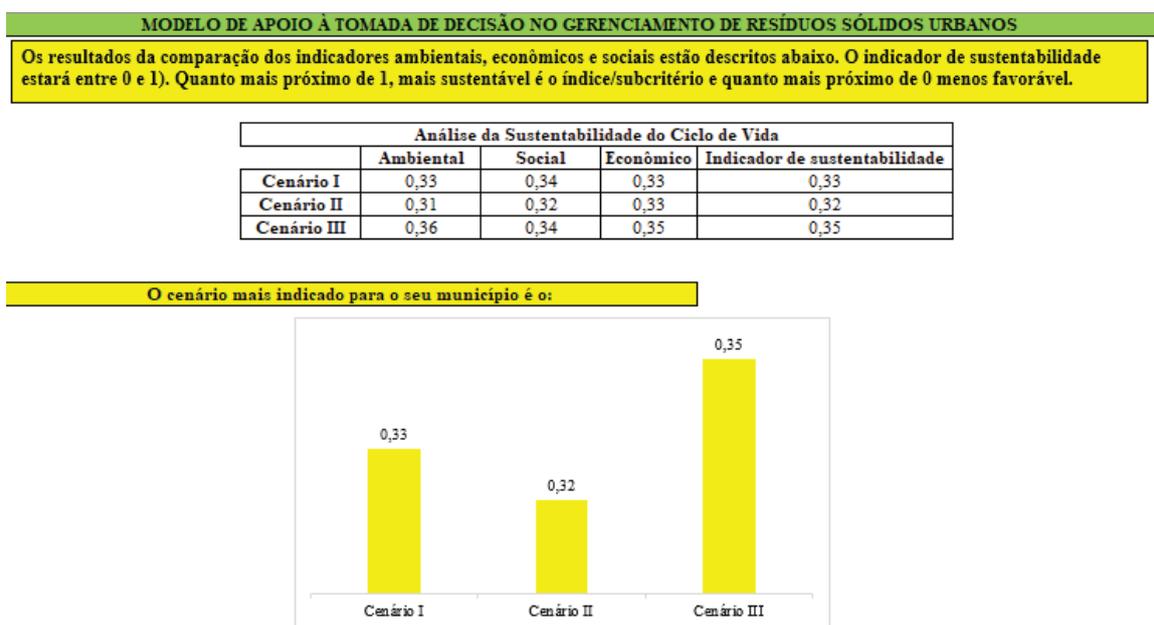
Passo 5: Interpretação dos resultados

O modelo desenvolvido fará a integração das informações com os dados de entrada e os cenários, apresentando o somatório e seus respectivos impactos da categoria analisada.

As prioridades numéricas serão calculadas para cada um dos indicadores por meio da análise multicritério, pelo método AHP (*Analytic Hierarchy Process*). Os resultados dos indicadores e dos subcritérios ambientais, econômicos e sociais resultarão da multiplicação dos pesos de cada indicador pelo seu valor normalizado (entre 0 e 1). Quanto mais próximo de 1, mais sustentável é o índice/subcritério; quanto mais próximo de 0, menos favorável.

Esses resultados poderão ser visualizados na planilha ASCV. Basta clicar em “Clique aqui e consulte o resultado” na planilha do cenário III. A forma com que os resultados são apresentados está demonstrada na Figura 39.

Figura 39: Resultado da Análise da Sustentabilidade do Ciclo de Vida para os cenários elaborados



Portanto, para a simulação realizada, o cenário III é o mais indicado, pois, na comparação paritária, ele é o mais sustentável.



UPF

UNIVERSIDADE
DE PASSO FUNDO

UPF Campus I - BR 285, São José
Passo Fundo - RS - CEP: 99052-900
(54) 3316 7000 - www.upf.br