



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CAMPUS SOROCABA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE PRODUÇÃO

JULIANA MENDES CAMPOLINA

Inventário do Ciclo de Vida do Processo de Reciclagem de Plásticos de Resíduos de Equipamentos Elétricos e Eletrônicos (REEE): um estudo de caso

Sorocaba

2015

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CAMPUS SOROCABA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE PRODUÇÃO

JULIANA MENDES CAMPOLINA

Inventário do Ciclo de Vida do Processo de Reciclagem de Plásticos de Resíduos de Equipamentos Elétricos e Eletrônicos (REEE): um estudo de caso

Dissertação apresentada ao programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção, da Universidade Federal de São Carlos *Campus Sorocaba* para obtenção do título de mestre em Engenharia de Produção.

ORIENTAÇÃO: Prof. Dra. Virgínia Aparecida da Silva Moris.

C198i Campolina, Juliana Mendes.
Inventário do ciclo de vida do processo de reciclagem de plásticos de
resíduos de equipamentos elétricos e eletrônicos (REEE): um estudo de caso /
Juliana Mendes Campolina. -- 2015.
115 f. : 30 cm.

Dissertação (mestrado)-Universidade Federal de São Carlos, *Campus*
Sorocaba, Sorocaba, 2015.

Orientador: Virgínia Aparecida da Silva Moris.

Banca examinadora: Gil Anderi da Silva, Jane Maria Faustich de Paiva.

Bibliografia

1. Ciclo de vida do produto - Avaliação. 2. Lixo - Eliminação - Legislação
- Brasil. I. Orientador. II. Sorocaba-Universidade Federal de São Carlos. III .
Título.

CDD 658.5

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca do *Campus* de Sorocaba.

JULIANA MENDES CAMPOLINA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção do Centro de Ciências em Gestão e Tecnologia da Universidade Federal de São Carlos para obtenção do título de mestre em Engenharia de Produção, Área de Concentração: Gestão de Operações.

Sorocaba, 6 de agosto de 2015

Orientador (a):



**Prof. (a). Dr. (a). Virgínia Aparecida da Silva Moris
UFSCar/DEPS**

Examinadores (as):



**Prof. (a). Dr. (a). Gil Anderi da Silva
USP/POLI**



**Prof. (a). Dr. (a). Jane Maria Faustich de Paiva
UFSCar/DEPS**

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por todas as oportunidades e pessoas especiais colocadas na minha vida.

Ao Henrique e a Marina por sempre apoiarem as minhas escolhas, pela paciência e amor.

Aos meus pais pela formação e condução durante a minha vida o que proporcionou me tornar a pessoa que sou.

Aos meus parentes e amigos que sempre estão na torcida para que eu possa realizar os meus sonhos.

À minha orientadora, Virgínia, que sempre esteve presente, orientando, conduzindo, auxiliando e que se tornou uma amiga. Muito obrigada pela confiança, carinho e amizade.

Ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção, em especial a Érica pela colaboração, disposição e competência.

A Cristina, Carlos, Carolina e as pessoas que conheci na empresa em estudo pela disponibilidade, abertura, confiança e apoio.

Aos membros da banca pelas contribuições realizadas durante o trabalho.

À CAPES – Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – pela bolsa de mestrado.

Muito Obrigada!!!

RESUMO

O consumo de equipamentos elétricos e eletrônicos (EEE) tem aumentado rapidamente devido ao crescente avanço tecnológico e ao desejo da sociedade pelo uso desses produtos. Desta forma, a geração de resíduos de equipamentos elétricos e eletrônicos (REEE) está cada vez mais em ascensão. Os REEE possuem componentes que fazem mal a saúde humana e ao meio ambiente por apresentarem em sua composição diversas substâncias perigosas, como por exemplo, metais pesados e retardantes de chama.

Com o objetivo de gerenciar os resíduos, em agosto de 2014, entrou em vigor a lei de número 12.305/2010 conhecida como a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS). A lei apresenta diretrizes relativas à gestão integrada e ao gerenciamento de resíduos sólidos através da destinação e tratamento adequado mediante a logística reversa seguindo uma hierarquia que consiste em não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento e disposição final em aterros.

Considerando esse contexto, utilizou-se nessa pesquisa uma ferramenta de gestão ambiental conhecida como Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) que identifica, quantifica e avalia os aspectos ambientais associados aos produtos, processos e serviços durante todo o seu ciclo de vida. O ciclo de vida inicia-se quando os recursos são requeridos (matérias primas, energia e água) para a manufatura de determinado produto e finaliza-se após o fim de vida ao retornar para o meio ambiente.

Alguns benefícios que a ACV proporciona são a avaliação dos impactos ambientais e identificação de pontos críticos associados a um determinado produto e/ou processo ou na comparação de dois ou mais produtos e/ou processos similares orientando na tomada de decisões, seleção de indicadores ambientais relevantes de produtos e/ou processos, quantificação de liberações ambientais em relação a cada estágio do ciclo de vida de um produto e/ou processo e avaliação dos efeitos humanos e ecológicos do consumo de materiais.

O conjunto de dados e procedimentos de cálculos que definem as entradas e saídas de um sistema com o objetivo de quantificar o consumo de energia, matéria-prima e outras entradas físicas e as saídas constituído por produtos, emissões atmosféricas, efluentes líquidos, resíduos sólidos e outros aspectos ambientais é conhecido como Inventário do Ciclo de Vida (ICV).

O presente estudo teve como objetivo a elaboração do Inventário do Ciclo de Vida (ICV) de um processo de reciclagem de plástico de REEE em uma empresa na região de

Sorocaba/SP. Com os resultados obtidos foi possível identificar e quantificar aspectos ambientais gerados nas etapas de reciclagem de REEE, podendo, assim, no futuro dar continuidade ao estudo através das etapas de Avaliação e Interpretação dos resultados para a obtenção de todas as categorias de impactos ambientais e a suas respectivas contribuições. Os resultados obtidos permitiram a comparação do processo de produção do poliestireno de alto impacto (HIPS) e do acrilonitrilo-butadieno-estireno (ABS) reciclados com os mesmos de origem de matéria prima virgem, onde foi verificado que o sistema estudado economiza aproximadamente 90% de energia para a reciclagem do HIPS e do ABS e apresentaram uma redução de 84% na emissão de CO₂ para a atmosfera para a reciclagem do HIPS e uma redução de 87% de CO₂ para a reciclagem do ABS.

O estudo mostrou que o processo de reciclagem de plásticos de REEE proporcionou benefícios para o meio ambiente e à saúde humana através da redução do consumo de recursos naturais e energia, e contribuiu com as diretrizes propostas na PNRS, onde estabelece a obrigatoriedade da logística reversa dos REEE. A pesquisa, também, contribuiu para a ampliação do banco de dados de ACV no Brasil e no mundo podendo ser utilizado em futuros trabalhos de mesma natureza.

Palavras Chaves: Avaliação do Ciclo de Vida, Resíduos de Equipamentos Elétricos e Eletrônicos, Política Nacional de Resíduos Sólidos, Reciclagem, Impacto Ambiental.

ABSTRACT

The consumption of electrical and electronic equipment (EEE) has rapidly increased due to the increasing technological advances and the desire of society of using these products. Therefore, the generation of wastes electrical and electronic equipment (WEEE) is increasing consistently. WEEE contain components that are harmful to human health and the environment because they have in their composition various dangerous substances, such as heavy metals and flame retardants.

In order to manage such wastes, the Brazilian law number 12,305 / 2010 known as the National Policy on Solid Waste (NPSW), entered into force in August 2014. The law provides guidelines for the integrated and solid waste management through the allocation and appropriate treatment by reverse logistics following a hierarchy consisting of non-generation, reduction, reuse, recycling, treatment and final disposal in landfills.

Considering this context, this research uses an environmental management tool known as Life Cycle Assessment (LCA) that identifies, quantifies and assesses the environmental aspects associated with products, processes and services throughout their lifecycle. The life cycle begins when resources are required (raw materials, energy and water) for a particular product manufacturing and ends after the end of its life returning to the environment.

Some benefits that LCA provides are the environmental impact assessment and identification of critical points associated with a particular product and or process, or in comparing two or more products and or similar processes guiding decision-making. It is also effective in the selection of relevant environmental indicators for products and or processes, quantification of environmental emissions for each stage of the life cycle of a product and or process and evaluation of human and ecological effects of consuming materials.

The set of data and calculation procedures that define the inputs and outputs of a system aiming to quantify energy consumption, raw material and other physical inputs and outputs consist of products, air emissions, water waste, solid waste and other environmental aspects is known as Life Cycle Inventory (LCI).

This study aimed to the preparation of Life Cycle Inventory (LCI) of WEEE plastic recycling process at a company in the region of Sorocaba/SP focusing on waste related to Information and Communication Technology (ICT). The results observed provided to identify and quantify environmental aspects generated in WEEE

recycling steps and can thus, in the future, continue the study through the stages of Evaluation and Interpretation of results for obtention of every category of environmental impact and their respective contribution. The results obtained allowed the comparison of the production process of high-impact polystyrene (HIPS) and acrylonitrile butadiene styrene (ABS), both recycled with the same of virgin raw material source, which was founded that the studied system saves about 90% of energy for recycling HIPS and ABS and provided a 84% reduction in CO₂ emissions into the atmosphere for the recycling of HIPS and 87% of CO₂ into the recycling of ABS.

The study showed that the WEEE plastic recycling process provided benefits for the environment and human health by reducing the consumption of natural resources and energy, and contributed to the guidelines proposed in NPSW, which settles a requirement of reverse logistics for WEEE. The research also contributed to the expansion of the LCA database in Brazil and the world can be used in future work of the same nature.

Key Words: Life Cycle Assessment, Electrical and Electronic Equipment Waste, National Solid Waste Policy, Recycling, Environmental Impact.

NOMENCLATURA

- ABCV:** Associação Brasileira do Ciclo de Vida.
- ABDI:** Agência Brasileira de Desenvolvimento Industrial.
- ABINNE:** Associação Brasileira da Indústria Elétrica e Eletrônica.
- ABNT:** Associação Brasileira de Normas Técnicas.
- ABS:** Acrilonitrilo-Butadieno-Estireno.
- ACV:** Avaliação do Ciclo de Vida.
- AICV:** Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida.
- BFR:** Retardantes de Chama Bromados.
- CCV:** Custo do Ciclo de Vida.
- CETEA:** Centro de Tecnologia de Embalagem.
- CPU:** Unidade Central de Processamento.
- CRT:** Tubos de Raios Catódicos.
- DVD:** *Digital Versatile Disc.*
- EEE:** Equipamentos Elétricos e Eletrônicos.
- FAPESP:** Fundação de Amparo à Pesquisa de São Paulo.
- GEE:** Gases de Efeito Estufa.
- HIPS:** Poliestireno de Alto Impacto
- IBGE:** Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.
- ICV:** Inventário do Ciclo de Vida.
- IPCC:** *Intergovernmental Panel on Climate Change.*
- ISO:** *International Organization for Standardization.*
- LCD:** *Display* de Cristal Líquido.
- LED:** Diodo Emissor de Luz.
- MIR:** Espectroscopia de infravermelho médio.
- NIR:** *Near-Infrared Spectroscopy.*
- OEM:** *Original Equipment Manufacturer.*
- PAG:** Potencial de Aquecimento Global.
- PBB:** Bifenilas Polibromadas.

PBDE: Éter Difenil Polibromados.

PBT: Polibutileno Tereftalato.

PC: Policarbonato.

PE: Polietileno.

PET: Politereftalato de etileno.

PNAD: Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios.

PNRS: Política Nacional de Resíduos Sólidos.

PP: Polipropileno.

PS: Poliestireno.

PVC: Policloreto de Vinila.

Py-IR: Espectroscopia de Infravermelho por Pirólise.

PyMS: Espectroscopia de Massa por Pirólise.

REEE: Resíduos de Equipamentos Elétricos e Eletrônicos.

REPA: *Resource and Environmental Profile Analysis.*

RoHS: *Restriction of Certain Hazardous Substances.*

SETAC: *Society of Environmental Toxicology and Chemistry.*

SISNAMA: Sistema Nacional do Meio Ambiente.

SNVS: Sistema Nacional de Vigilância Sanitária.

SUASA: Sistema Unificado de Atenção à Sanidade Agropecuária.

TIC: Tecnologia da Informação e Comunicação.

UNEP: *United Nations Environment Programme.*

VHS: *Video Home System.*

WEEE: *Waste Electrical and Electronic Equipment.*

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
1.1 JUSTIFICATIVA	3
1.2 OBJETIVOS	4
1.3 ESTRUTURA DO TRABALHO	4
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	5
2.1 EQUIPAMENTOS E RESÍDUOS ELÉTRICOS E ELETRÔNICOS	5
2.2 PANORAMA BRASILEIRO REFERENTE AOS EQUIPAMENTOS ELÉTRICOS E ELETRÔNICOS.....	11
2.3 LEGISLAÇÕES	13
2.3.1 Europa	13
2.3.1.1 Diretiva 2002/95/CE	13
2.3.1.2 Diretiva 2002/96/CE	14
2.3.2 Brasil	15
2.3.2.1 Lei 12.305 - Política Nacional de Resíduos Sólidos	15
2.4 LOGÍSTICA REVERSA NO SETOR DE EQUIPAMENTOS ELÉTRICOS E ELETRÔNICOS	16
2.5 AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA (ACV)	19
2.5.1 Histórico ACV	20
2.5.2 ACV no Brasil	22
2.5.3 Normatização	24
2.5.4 Metodologia de ACV	26
2.5.4.1 Definição de Objetivo e Escopo	26
2.5.4.2 Análise de Inventário	28
2.5.4.2.1 Preparação e Coleta de Dados	29
2.5.4.2.2 Tratamento dos Dados	30
2.5.4.2.3 Refinamento da Fronteira do Sistema	30
2.5.4.3 Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV)	30
2.5.4.4 Interpretação	31
2.5.5 Benefícios e usos nos estudos sobre ACV	32
2.5.6 Limitações e problemas nos estudos sobre ACV	34
2.5.7 Softwares utilizados para realizar a ACV	35
2.5.8 Estudos sobre ACV em EEE	39
2.5.9 Estudos sobre ACV em REEE	42
2.6 PROCESSO DE RECICLAGEM DE REEE	46
2.7 ESTUDO DE ACV DO PROCESSO DE PRODUÇÃO VIRGEM DO HIPS E DO ABS	53
3. METODOLOGIA	54
3.1 CLASSIFICAÇÃO DA PESQUISA	54
3.2 ESTRUTURA METODOLÓGICA	55
3.3 METODOLOGIA UTILIZADA PARA A REALIZAÇÃO DOS CÁLCULOS DE EMISSÕES DE GEE	56
3.3.1. Equações matemáticas utilizadas para os cálculos das emissões dos GEE	56
4. INVENTÁRIO DO CICLO DE VIDA DO PROCESSO DE RECICLAGEM DE REEE.....	57
4.1 DEFINIÇÃO DO OBJETIVO E ESCOPO	57
4.1.1 Objetivo	57
4.1.2 Escopo	58
4.1.2.1 Sistema Estudado	58
4.1.2.2 Função e Unidade Funcional	59
4.1.2.3 Fronteiras do Sistema	60
4.1.2.4 Procedimentos de Alocação	60
4.1.2.5 Requisitos da Qualidade dos Dados Iniciais	61
4.1.2.6 Tipo e Formato do Relatório para o Estudo	61
4.2 ANÁLISE DE INVENTÁRIO	61
4.2.1 Inventário para o subsistema: Transporte dos REEE até a empresa	61
4.2.2 Inventário para o subsistema: Desmontagem / Separação	63
4.2.3 Inventário para o subsistema: Moagem	66
4.2.4 Inventário para o subsistema: Extrusão	67
4.2.5 Inventário para o subsistema: Estoque final	69
4.2.6 Inventário Consolidado	71
5. DISCUSSÕES	73
5.1 MATÉRIA PRIMA: REEE	74
5.2 ENERGIA	75

5.3	ÁGUA.....	78
5.4	EMISSÕES ATMOSFÉRICAS.....	78
5.5	RESÍDUOS SÓLIDOS / OUTROS.....	82
5.6	EFLUENTES.....	83
5.7	PRODUTOS.....	83
6.	CONCLUSÕES.....	84
7.	SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS.....	85
	REFERÊNCIAS.....	86
	GLOSSÁRIO.....	98
	ANEXOS.....	100
	ANEXO A – FORMULÁRIO UTILIZADO PARA A REALIZAÇÃO DA COLETA DE DADOS.....	100

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 – Estágios do Ciclo de Vida.....	20
Figura 2 – Fases de uma ACV.....	25
Figura 3 – Fases da ACV.....	25
Figura 4 – Procedimentos para geração do inventário.	29
Figura 5 – Diagrama do processo de reciclagem mecânica de plásticos de REEE.....	48
Figura 6 – Sistema Estudado: Processo de Reciclagem de REEE.	58
Figura 7 – Consumo de energia (entrada do sistema) para as etapas do sistema estudado considerando o HIPS.	76
Figura 8 – Consumo de energia (entrada do sistema) para as etapas do sistema estudado considerando o ABS.	76
Figura 9 – Energia: ICV do sistema estudado para HIPS x Dados da literatura referente a produção virgem de HIPS.....	77
Figura 10 – Energia: ICV do sistema estudado para ABS x Dados da literatura referente a produção virgem de ABS.....	78
Figura 11 – Emissão do CO ₂ de cada etapa do processo de reciclagem de plásticos de REEE estudado para o HIPS.	79
Figura 12 – Emissão do CO ₂ de cada etapa do processo de reciclagem de plásticos de REEE estudado para o ABS.	80
Figura 13 – Emissão do CO ₂ : ICV do sistema estudado para HIPS x Dados da literatura referente a produção virgem de HIPS.....	81
Figura 14 – Emissão do CO ₂ : ICV do sistema estudado para ABS x Dados da literatura referente a produção virgem de ABS.	81

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1 – Renda per capita e geração de REEE.	5
Tabela 2 – Composição dos REEE.....	6
Tabela 3 – Composição de placas de circuito impresso de computador, televisores e celulares.....	7
Tabela 4 – Composição de um microcomputador <i>desktop</i>	7
Tabela 5 – Porcentagem de plástico presente em alguns REEE.....	8
Tabela 6 – Porcentagem dos tipos de plásticos presentes em alguns REEE.	8
Tabela 7 – Substâncias Tóxicas contido nos REEE e seus efeitos à saúde.....	9
Tabela 8 – Mercado de telefones celulares (unidades).....	11
Tabela 9 – Mercado de PCs e <i>Tablets</i> (unidades).	12
Tabela 10 – Números relativos de alguns EEE pertencentes nos domicílios Brasileiros.	12
Tabela 11 – Estimativa de geração de REEE para o Brasil em 2008.....	13
Tabela 12 – Benefícios do Sistema de Logística Reversa no setor de REEE.	18
Tabela 13 – Potencial de redução de emissão de CO ₂	19
Tabela 14 – Evolução da ACV no Brasil.	23
Tabela 15 – Alguns <i>Softwares</i> de apoio a ACV.	35
Tabela 16 – Alguns Bancos de Dados de ICV.	36
Tabela 17 – Fatores que Influenciam o Sucesso da Limpeza de um Processo de Lavagem.	49
Tabela 18 – Inventário do HIPS para o transporte dos REEE até a empresa (Logística Reversa).....	62
Tabela 19 – Inventário do ABS para o transporte dos REEE até a empresa (Logística Reversa).....	63
Tabela 20 – Inventário do HIPS para o Subsistema: Desmontagem/Separação.	64
Tabela 21 – Inventário do ABS para o Subsistema: Desmontagem/Separação.	64
Tabela 22 – Inventário do HIPS para o Subsistema: Moagem.....	66
Tabela 23 – Inventário do ABS para o Subsistema: Moagem.....	67
Tabela 24 – Inventário do HIPS para o Subsistema: Extrusão.....	68
Tabela 25 – Inventário do ABS para o Subsistema: Extrusão.....	68
Tabela 26 – Inventário do HIPS para o Subsistema: Estoque Final.....	69
Tabela 27 – Inventário do ABS para o Subsistema: Estoque Final.....	70
Tabela 28 – Inventário Consolidado do HIPS.....	71
Tabela 29 – Inventário Consolidado do ABS.....	72
Tabela 30 – Porcentagem do ABS e HIPS em alguns REEE.....	74

Tabela 31 – Porcentagem de resíduos gerados considerando os REEE processados no inventário para o HIPS e para o ABS. 82

1. INTRODUÇÃO

Observa-se um crescimento do uso de Equipamentos Elétricos e Eletrônicos (EEE) nas últimas décadas por toda parte do planeta. Esses produtos estão presentes em diversas áreas como: medicina, educação, comunicação, proteção do meio ambiente e cultura da população. Incluem, nessa classe, equipamentos domésticos, telefones celulares, computadores, impressoras, brinquedos, TVs e etc (SCHLUEP et al., 2009). Segundo a ABINEE (2014), a produção da indústria elétrica e eletrônica no Brasil cresceu 2% em relação a 2012. Em 2013, houve um aumento de 10% nas importações de componentes elétricos e eletrônicos e um decréscimo de 5% das exportações comparadas com o ano de 2012.

Conseqüentemente, a geração de Resíduos de Equipamentos Elétricos e Eletroeletrônicos (REEE) está cada vez maior. A geração desses resíduos é potencializada por um modelo de consumismo, idealizado pela mídia, proporcionando ao consumidor a adquirir, cada vez mais, novos produtos e substituí-los com uma maior rapidez. Os REEE possuem componentes que fazem mal a saúde humana e ao meio ambiente por apresentarem em sua composição diversas substâncias perigosas tais como: chumbo, bário e cádmio presentes nos monitores de tubos de raios catódicos, cádmio e mercúrio em baterias, compostos halogêneos utilizados como retardadores de chama e estabilizadores, entre outras (TANSKANEN, 2013; TSYDENOVA; BENGTSSON, 2011).

Kuo (2013) destacou o impacto negativo dos REEE sobre o meio ambiente destacando a reciclagem como uma alternativa interessante de forma a reduzir a quantidade desses resíduos que são descartados inadequadamente. Além disso, enfatizou a importância de melhorar o processo de desmontagem com o objetivo de facilitar a retirada de componentes perigosos e valiosos presentes nos mesmos, antes de encaminhar para uma destinação adequada, se preocupando com questões de segurança, ambientais e econômicas.

Os EEE são um dos principais consumidores de metais preciosos, sendo um importante contribuinte para a demanda mundial desses metais. Apesar de existirem legislações, como, a diretiva 2002/96/EC do parlamento Europeu – WEEE (2002) que estabelece a reutilização, reciclagem e outras formas de valorização, ainda assim, muitos recursos valiosos, como os metais preciosos presentes nos REEE ainda são perdidos. As principais causas são devido a sistematização da gestão de coleta dos resíduos e tecnologias de reciclagem inadequadas e insuficientes (SCHLUEP et al., 2009).

Uma ferramenta de gestão ambiental utilizada para avaliar o desempenho ambiental de um produto, processo ou serviço durante todo o seu ciclo de vida é a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). Segundo Chehebe (1998), a ACV é uma ferramenta para a avaliação dos

aspectos ambientais e dos impactos potenciais relacionados a um produto, sistema ou serviço que vão desde a extração das matérias primas elementares (berço) até a disposição do produto final (túmulo). A norma Associação Brasileira de Normas Técnicas (2009a) define aspecto ambiental como: “elemento das atividades, produtos ou serviços de uma organização que pode interagir com o meio ambiente”. As consequências das emissões para o meio ambiente é definido como impacto ambiental.

A literatura apresenta diversos estudos sobre ACV relacionados a REEE, tais como: comparação de dois processos de recuperação do cobre presente em placas de circuito impresso (RUBIN et al., 2014); comparação de diversas formas de gerenciamento de compressores de ar após seu fim de vida, utilizando sistemas de remanufatura, reciclagem e a disposição em aterros sanitários (ZANGHELINI et al., 2014); avaliação da eficiência do processo de reciclagem em REEE com foco na emissão de gases de efeito estufa (MENIKPURA; SANTO; HOTTA, 2014), dentre vários outros.

O objetivo do trabalho foi utilizar a ferramenta de ACV no processo de reciclagem de plásticos dos REEE em uma empresa na região de Sorocaba/SP. Os principais plásticos recuperados no processo de reciclagem durante o período estudado foram: o acrilonitrilo-butadieno-estireno: ABS e o poliestireno de alto impacto: HIPS. O resultado consistiu em um inventário dos aspectos ambientais de cada etapa do processo. Para isso, o estudo identificou e quantificou os seguintes aspectos ambientais: emissões gasosas, efluentes líquidos, resíduos sólidos, consumo energético relacionados ao processo de reciclagem de REEE. O tipo da abordagem da ACV para esse estudo foi de portão ao portão de fábrica onde consistiu na coleta e transporte dos REEE até a empresa e no processo de reciclagem: desmontagem/separação, moagem, extrusão e estoque final.

Desta forma, a presente pesquisa contribuiu com informações sobre os aspectos e os impactos ambientais (emissões de CO₂ para a atmosfera) do processo de reciclagem de plásticos de REEE estudado. Foi possível comparar as emissões de CO₂ para a atmosfera e a energia consumida no sistema de reciclagem estudado com processos de produção dos plásticos virgens. Contribuiu, também, com informações para estudos futuros onde será possível realizar a determinação dos impactos ambientais que a ferramenta de ACV disponibiliza, tais como: exaustão de recursos não renováveis, redução da camada de ozônio, toxicidade humana, ecotoxicidade, acidificação, oxidantes fotoquímicos, nutrificação, etc (CHEHEBE, 1998).

Além disso, os resultados poderão ser utilizados como instrumento de apoio à tomada de decisões, já que legislações estão sendo implementadas no país com o objetivo de

minimizar a quantidade de resíduos gerados através da destinação e tratamento adequado dos mesmos e do estabelecimento da logística reversa, como é o caso dos REEE.

1.1 Justificativa

Atualmente tem-se vivenciado um rápido avanço da tecnologia, um consumismo exagerado e a crescente geração de Resíduos de Equipamentos Elétricos e Eletrônicos. Com o intuito de preservar o meio ambiente e a saúde humana foi implementado em agosto de 2014 a lei de número 12.305/2010 conhecida como a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS).

A PNRS obriga que Resíduos de Equipamentos Elétricos e Eletrônicos, dentre outros, tenham uma destinação e tratamento adequado mediante a logística reversa. É nesse contexto que se faz necessária a busca por gerenciamento de resíduos como, por exemplo, o processo de reciclagem.

Segundo a Agência Brasileira de Desenvolvimento Industrial (2013), no Brasil existem noventa e quatro recicladoras de REEE sendo trinta e sete situadas no Estado de São Paulo. Esse número é relativamente baixo devido o setor de reciclagem no Brasil apresentar instabilidade no fornecimento de matérias primas provocado pela dificuldade e custos gerados no processo de logística reversa dos REEE de um país de extensão continental como o Brasil. Além disso, devido à escala do setor produtivo de reciclagem, ainda, ser relativamente reduzida, o setor, muitas vezes, não apresenta condições financeiras de investir em tecnologia de ponta. Desta forma, o Brasil apresenta baixa eficiência quando comparado com tecnologias existentes em outros países em relação aos processos de recuperação de matérias primas nobres existentes nos REEE.

Considerando esse contexto, o presente estudo utilizou uma ferramenta de gestão ambiental conhecida como Avaliação do Ciclo de Vida no processo de reciclagem de plásticos de REEE em uma empresa na região de Sorocaba/SP para a análise dos aspectos ambientais e determinação de impactos ambientais (emissões de CO₂ para a atmosfera) identificados no processo. Obteve-se um ICV referente ao processo de reciclagem de REEE cujos subsistemas foram: coleta e transporte dos REEE caracterizado como logística reversa, desmontagem/separação, moagem, extrusão e estoque final. O estudo identificou benefícios para o meio ambiente e a saúde humana (devido a redução do consumo de recursos naturais e energia) dos subsistemas envolvidos no processo desde a coleta até a obtenção do produto final (que foram os *pellets* de plásticos reciclados: HIPS e ABS puro).

1.2 Objetivos

Essa pesquisa propôs responder a seguinte pergunta:

- **Quais foram os aspectos ambientais (emissões atmosférica, efluentes líquidos, consumo energético, resíduos sólidos) identificados nas etapas do processo de reciclagem de plásticos de REEE em uma empresa de reciclagem na região de Sorocaba/SP?**

Para isso, o presente estudo consistiu na elaboração do Inventário do Ciclo de Vida (ICV) do processo de reciclagem de plásticos de REEE com foco nos resíduos de TIC. Os principais plásticos reciclados no processo e período estudado foram: o acrilonitrilo-butadieno-estireno (ABS) e o poliestireno de alto impacto (HIPS).

O objetivo principal foi identificar e quantificar os aspectos ambientais provenientes do processo de reciclagem de plásticos de REEE estudado de tal forma, que no futuro, os dados coletados sejam utilizados para calcular os impactos ambientais do processo utilizando os diferentes *softwares* disponíveis para estudos sobre ACV. Além disso, foi possível identificar algumas oportunidades de melhoria que contribuirão com as diretrizes propostas na PNRS utilizando a ferramenta de ACV.

A análise do processo de reciclagem dos REEE foi realizada considerando os dados de entrada: REEE proveniente de corporativos e pessoas físicas, água, energia e as saídas: resíduos sólidos, emissões para atmosfera, efluentes líquidos, consumo energético e os *pellets* de plásticos de HIPS e ABS como produto final. O sistema estudado foi dividido nos seguintes subsistemas: coleta e transporte dos REEE, desmontagem/separação, moagem, extrusão e estoque final.

1.3 Estrutura do Trabalho

Essa pesquisa foi estruturada em sete etapas incluindo esse introdutório.

O capítulo 2 refere-se à revisão bibliográfica onde foram abordados assuntos relacionados a equipamentos e resíduos elétricos e eletrônicos, legislações, logística reversa, avaliação do ciclo de vida (histórico, normatização, metodologia, limitações e *softwares* de apoio), estudos de casos sobre ACV em EEE / REEE, o processo de reciclagem de plásticos e estudos de ACV na produção de matéria prima virgens de HIPS e ABS. Essas informações foram obtidas na literatura e em banco de dados nacionais e internacionais relacionadas à ACV. Alguns periódicos científicos se destacaram como *International Journal of Life Cycle Assessment* e *Journal of Cleaner Production*, as normas 14040 e 14044 da ABNT e autores renomados da área.

O capítulo 3 descreve a metodologia utilizada na pesquisa.

O capítulo 4 consiste no inventário do processo de reciclagem de plásticos de REEE onde foram apresentados os resultados. O capítulo 5 apresenta as discussões do estudo. O capítulo 6 apresenta as conclusões e o capítulo 7 as propostas para trabalhos futuros.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Equipamentos e Resíduos Elétricos e Eletrônicos

Devido aos avanços globais na tecnologia, o mercado de equipamentos elétricos e eletrônicos (EEE) tem crescido rapidamente, influenciando os padrões cotidianos da sociedade pelo aumento no uso desses produtos, gerando, desta forma, grandes quantidades de resíduos de equipamentos elétricos e eletrônicos (REEE) a níveis mundiais (TANSKANEN, 2013; WIDMER et al., 2005, GOOSEY, 2004). Essa tendência é ainda impulsionada pela diminuição do tempo de vida dos EEE como resultado da demanda dos clientes por novos equipamentos e tecnologias (ACHILLAS et al., 2010).

Segundo Watson et al. (2010), a produção de REEE global foi estimada em 20 a 25 milhões de toneladas por ano sendo a Europa, os Estados Unidos e a Austrália os maiores produtores. Considerando a Europa como um todo, por exemplo, estimou-se para o ano de 2015 cerca de 12 milhões de toneladas de lixo eletrônico, o equivalente a aproximadamente 14kg / habitante por ano (GOOSEY, 2004).

Além disso, países desenvolvidos como os Estados Unidos exportam 50 a 80% do seu lixo eletrônico para países em desenvolvimento como a China para reutilização e reciclagem sendo, muitas vezes, através de processos que violam leis internacionais (PUCKETT et al., 2002).

O trabalho realizado pela ABDI (2013) apresentou um *benchmarking* internacional das estimativas de potencial de geração de REEE em diversos países com o objetivo de entender modelos já existentes e desenvolver um modelo que apresente uma estimativa da geração de REEE no Brasil. A Tabela 1 apresenta os valores estimados pelo modelo para o ano de 2016 no Brasil, e os demais países são referências internacionais.

Tabela 1 – Renda per capita e geração de REEE.

País	PIB (US\$/habitante)	Geração REEE (kg/habitante)
Dinamarca	34.600	23,2
Finlândia	30.900	23,0
Alemanha	30.400	14,6

Reino Unido	30.300	29,4
França	29.900	24,0
Suécia	29.800	23,9
Estônia	16.700	8,2
Hungria	16.300	11,4
Lituânia	13.700	6,3
Polônia	13.300	8,4
Bulgária	9.600	5,7
Brasil (2011)	11.900	4,8
Brasil (2016)	11.900	7,2

Fonte: ABDI, 2013.

Os REEE apresentam em sua maioria os seguintes componentes: metais ferrosos e não ferrosos, vidro, plásticos e outros. Ferro e aço são responsáveis por quase metade do peso total, seguindo os plásticos com aproximadamente 21% e os metais não-ferrosos com 13% (aproximadamente 7% de o cobre) (WIDMER et al., 2005). A Tabela 2 apresenta, detalhadamente, a composição dos REEE.

Tabela 2 – Composição dos REEE.

Composição	% em peso
Ferro e aço	47,9
Plástico sem retardante de chama	15,3
Cobre	7,0
Vidro	5,4
Plástico com retardante de chama	5,3
Alumínio	4,7
Placas de circuito impresso	3,1
Madeira	2,6
Cerâmica	2,0
Outros metais não ferrosos	1,0
Borracha	0,9
Outros	4,8

Fonte: Widmer et al., 2005.

Segundo Carvalho e Xavier (2014), as composições dos REEE se resumem basicamente em materiais metálicos, cerâmicos e poliméricos. Sendo os metálicos divididos em metais preciosos (como, por exemplo: ouro, prata, paládio e platina), metais base (como, por exemplo: cobre, alumínio, níquel, estanho, zinco e ferro) e metais tóxicos (como, por exemplo: mercúrio, berílio, índio, chumbo, cádmio, arsênio, antimônio). Em geral, os

monitores apresentam em sua composição chumbo, cádmio, mercúrio e outros metais; as placas de circuito impresso apresentam cromo, níquel, prata, ouro, berílio e chumbo; as pilhas e baterias possuem lítio, cádmio, manganês, mercúrio e chumbo. Os materiais cerâmicos presentes nos REEE são os óxidos refratários (vidro, alumina e óxidos) presentes principalmente nos capacitores dos equipamentos. E os principais materiais poliméricos presentes nos REEE são: acrilonitrilo-butadieno-estireno (ABS), poliestireno de alto impacto (HIPS), policloreto de vinila (PVC), polietileno (PE), polipropileno (PP) e policarbonato (PC) (GERBASE; OLIVEIRA, 2012).

Segundo Carvalho e Xavier (2014), a porcentagem em peso referente a composição dos REEE pode variar de acordo com o tipo de equipamento e o ano de fabricação. Um telefone celular apresenta mais de 40 elementos da tabela periódica, como cobalto, índio, antimônio, prata, ouro e paládio (SCHLUEP et al., 2009).

A Tabela 3 apresenta a composição de placas de circuito impresso de computadores, televisores e celulares. Foi possível visualizar, através dessa Tabela, a diferença na composição de cada equipamento o que indica que as etapas de operação para a recuperação de metais de placas de circuito impresso de celulares, por exemplo, não podem ser as mesmas para as placas de circuito impresso de computadores e televisores ao considerar a quantidade de metais presentes em cada um dos equipamentos (CARVALHO; XAVIER, 2014).

Tabela 3 – Composição de placas de circuito impresso de computador, televisores e celulares.

	Computadores	Televisores	Celulares
	% em peso	% em peso	% em peso
Metais e fibras de vidro	32,0	32,1	83,1
Orgânico	68,0	67,9	16,9

Fonte: Tomasek, Vadasz e Rabatin, 2000 *apud* Carvalho e Xavier, 2014.

A composição de um microcomputador *desktop*, atualmente, pode ser verificada na Tabela 4.

Tabela 4 – Composição de um microcomputador *desktop*.

	Peso (kg)	% em peso
Ferro	5,4	67
Placas eletrônicas	1,2	15
Plástico	0,6	7
Alumínio	0,5	6
Fios e Cabos	0,4	5
Total	8,1	100

Fonte: Carvalho e Xavier, 2014.

Segundo Martinho e Saraiva (2012), a porcentagem em peso de plásticos e a porcentagem dos tipos de plásticos presentes em alguns REEE podem ser verificados, respectivamente, na Tabela 5 e Tabela 6.

Tabela 5 – Porcentagem de plástico presente em alguns REEE.

REEE	% em peso
Freezers e refrigeradores	10,4
Pequenos REEE (batedeiras, balanças, rádios, relógios, torradeiras)	49,1
Impressoras	23,6
Máquinas de Xerox	15,7
CPU	3,5
Monitores de CRT	17,5
Televisores de CRT	16,5

Fonte: Martinho e Saraiva, 2012.

Tabela 6 – Porcentagem dos tipos de plásticos presentes em alguns REEE.

Tipos de Plásticos	% em peso						
	Freezers e refrigeradores	Pequenos REEE	Impressoras	Máquinas de Xerox	CPU	Monitores de CRT	Televisores de CRT
PS	76	8	14	14	5	4	15
ABS	6	28	31	32	44	69	---
PC	---	---	5	1	5	---	---
HIPS	---	---	21	8	3	---	8
PP	8	20	---	---	---	---	---
PVC	4	1	---	---	1	2	---
PC/ABS	---	1	23	38	22	20	---
PC/PS	---	---	---	6	---	---	---
PBT com retardantes de chama	---	---	---	---	7	---	---
PS com retardantes de chama	---	3	---	---	---	---	43
HIPS com retardantes de chama	---	---	---	---	---	---	19
ABS com retardantes de chama	---	10	---	---	1	1	4
PP com retardantes de chama	---	6	---	---	---	---	1
Outros	6	23	6	1	12	4	10

Fonte: Martinho e Saraiva, 2012.

Quando os REEE apresentam uma disposição e tratamento adequado através de processos de reciclagem, por exemplo, proporcionam benefícios para o meio ambiente por serem aproveitados materiais presentes em sua composição, como os metais preciosos,

plásticos, materiais cerâmicos e etc, reduzindo, assim, o consumo de recursos naturais e energias (TANSKANEN, 2013; CUI; FORSSBERG, 2003). A redução dos recursos naturais, como exemplo, pode ser observada através das atividades extrativistas realizadas para atender a demanda dos EEE que são, aproximadamente, 80% da produção mundial de índio para as telas de LCD, mais de 80% de rutênio para a produção de *Hard Disk* e 50% de antimônio para ser utilizado como retardantes de chama (SCHLUEP et al., 2009).

Porém, se dispostos inadequadamente, os REEE tornam um risco para o meio ambiente e para a saúde humana por apresentarem em sua composição substâncias tóxicas (BERNSTAD; JANSEN; ASPEGREN, 2011; LEUNG; CAI; WONG, 2006). A Tabela 7 apresenta a relação das substâncias tóxicas presentes nos REEE e os principais efeitos na saúde.

Tabela 7 – Substâncias Tóxicas contido nos REEE e seus efeitos à saúde.

Substância	Ocorrência nos REEE	Efeitos à Saúde
Antimônio	Semicondutores, ligas e soldas.	Inibição de enzimas; cancerígeno e efeito bioacumulativo.
Arsênio	Presentes em placas de circuito impresso.	Efeito bioacumulativo, com absorção e retenção no corpo humano; inibição de enzimas; aumenta riscos de câncer na bexiga, rins, pele, fígado, pulmão e cólon.
Bário	Monitores de tubo de raios catódicos.	Inchaço do cérebro; fraqueza muscular; danifica o coração, o fígado e o baço.
Berílio	Fontes de energia, lentes de raio X.	Sensibilização devido a constante exposição, mesmo a quantidades pequenas; enfisema e fibrose em pulmões; cancerígeno.
Cádmio	Placas de circuitos impressos; semicondutores e detectores de infravermelho; tubos de raios catódicos mais antigos; baterias, interruptores; materiais “fluorescentes”.	Acumula-se no corpo humano, especialmente nos rins, podendo deteriorá-los; pode causar câncer quando cloreto de cádmio; efeitos cumulativos no ambiente devido à toxicidade aguda e crônica; aumenta a pressão sanguínea; pode causar problemas e câncer nos pulmões.
Chumbo	Soldagem de placas de circuitos impressos; vidro dos tubos de raios catódicos; solda e vidro de lâmpadas elétricas e fluorescentes.	Danos ao sistema nervoso central e periférico; danos ao sistema endócrino; efeito negativo no sistema circulatório e rins; efeitos secundários nos intestinos e ossos; efeitos negativos no desenvolvimento do cérebro de crianças.
Cobre	Presente em diversos componentes.	

		Pode gerar cirrose no fígado.
Cromo Hexavalente	Fitas de dados, disco flexível, superfícies decorativas, aço inoxidável.	Irritação do nariz, garganta e pulmões; dano permanente nos olhos devido ao seu contato direto com o ácido crômico ou poeiras cromadas; dermatites e úlceras na pele devido a efeito prolongado com a pele; sensibilização ao cromo; problemas no fígado.
Mercúrio	Termostatos, sensores, interruptores, sistemas de transmissão de dados, telecomunicações e telefones celulares, luzes “fluorescentes”, baterias.	Pode transformar em metilmercúrio, acumulando-se nos organismos vivos e causando efeitos crônicos e danos ao cérebro; problemas no sistema nervoso central e rins; pode conectar com o DNA e causar problemas na reprodução.
PBB (bifenilas polibromadas) e PBDE (éter difenil polibromados)	Usados na proteção contra inflamabilidade em placas de circuito impressos, componentes como conectores, coberturas de plástico e cabos em TVs e eletrodomésticos de cozinha.	Desreguladores endócrinos; podem se acumular biologicamente na cadeia alimentar.

Fonte: Horner e Gertsakis, 2006; AEA Technology, 2006; Yu, 2005.

Segundo Ongondo, Willians e Cherrett (2011), a reciclagem informal de REEE nos países em desenvolvimento, ainda, são altas. Liu e Matsui (2006) apresentaram um estudo onde aproximadamente, 60% do lixo eletrônico gerado na China, por exemplo, são submetidos a processos de reciclagem informais, acarretando problemas ambientais e a saúde humana. Nesse estudo, foi identificada uma alta concentração de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos totais, bifenilos policlorados, cobre, chumbo e zinco no solo próximo ao rio Liangjiang em uma área adjacente aos locais dos processos de reciclagem informal. Segundo Leung, Cai e Wong (2006) o sudeste da China é uma das áreas mais afetadas pela reciclagem inadequada de REEE.

Sepúlveda et al. (2010) apresentaram uma revisão da literatura analisando os impactos ambientais referentes a reciclagem informal e inadequada realizada na Índia e na China. Segundo os autores existe uma clara relação entre os níveis de poluição e as emissões das atividades informais de reciclagem de REEE nesses países, particularmente para chumbo, difeniléteres polibromados, dioxinas e furanos.

Outro problema identificado em vários trabalhos foi a disposição inadequada dos REEE em aterros devido à ocupação de áreas e a não recuperação de materiais. Além disso, os impactos ambientais são consideravelmente maiores quando os REEE são depositados em aterros não controlados, ocorrendo a contaminação do solo e das águas subterrâneas e

superficiais devido à lixiviação das substâncias tóxicas presentes nesses equipamentos pelas águas das chuvas (ONGONDO; WILLIANS; CHERRETT, 2011; BARBA-GUTIÉRREZ; ADENSO-DÍAZ; HOPP, 2008; RODRIGUES 2007).

Portanto, é necessária a criação de modelos de gestão ambiental desses resíduos (REIS, 2013; ARAUJO, 2013; TANSKANEN, 2013), já que os mesmos são considerados como resíduos de classe I (resíduos perigosos) por apresentarem características de toxicidade (ABNT, 2004a). Desta forma, algumas legislações referentes aos REEE, já foram e estão sendo implementadas em diversos países.

2.2 Panorama Brasileiro referente aos Equipamentos Elétricos e Eletrônicos

Segundo a ABDI (2013) equipamentos elétricos e eletrônicos são todos aqueles que dependem do uso de corrente elétrica ou de campos eletromagnéticos, sendo divididos nas seguintes categorias:

- Linha Branca: refrigeradores e congeladores, fogões, lavadoras de roupa e louça, secadoras, condicionadores de ar;
- Linha Marrom: monitores e televisores de tubo, plasma, LCD (*Display* de Cristal Líquido) e LED (Diodo Emissor de Luz), aparelhos de DVD (*Digital Versatile Disc*) e VHS (*Video Home System*), equipamentos de áudio, filmadoras;
- Linha Azul: batedeiras, liquidificadores, ferros elétricos, furadeiras, secadores de cabelo, espremedores de frutas, aspiradores de pó, cafeteiras;
- Linha Verde: computadores *desktop* e *laptops*, acessórios de informática, *tablets* e telefones celulares.

O faturamento do setor eletroeletrônico no ano de 2013 atingiu R\$ 156,7 bilhões, o que representou crescimento nominal de 8% em comparação com 2012. Esse crescimento foi motivado, principalmente, pelo faturamento dos novos bens de consumo no mercado, como *smartphones* e *tablets* (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA ELÉTRICA E ELETRÔNICA, 2014). As Tabelas 8 e 9 apresentam, respectivamente, o mercado de telefones celulares e computadores nos anos de 2011 a 2013, onde foi observado, respectivamente, crescimento de 1% e 31% para esses equipamentos nesse período.

Tabela 8 – Mercado de telefones celulares (unidades).

	2011	2012	2013
Tradicionais	58.011.000	43.493.000	32.176.000
<i>Smarthphones</i>	8.999.000	16.010.000	35.623.000

Total	67.009.000	59.503.000	67.799.000
--------------	------------	------------	------------

Fonte: ABINNE, 2014.

Tabela 9 – Mercado de PCs e *Tablets* (unidades).

	2011	2012	2013
<i>Desktops</i>	7.500.000	6.582.000	5.740.000
<i>Notebooks</i>	8.354.000	8.932.000	8.205.000
<i>Tablets</i>	1.144.000	3.267.000	8.386.000
Total	16.998.000	18.781.000	22.331.000

Fonte: ABINNE, 2014.

O Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) realiza uma pesquisa anual denominada Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios (PNAD), na qual apresenta o percentual de domicílios que possuem vários tipos de equipamentos eletroeletrônicos. A Tabela 10 apresenta os dados referentes ao aumento do consumo desses equipamentos ao longo dos últimos anos. O potencial de expansão desse mercado ainda é grande devido ao aumento do poder aquisitivo, a crescente urbanização no país e ao rápido desenvolvimento tecnológico, fazendo com que esses produtos se tornem mais baratos e desejados pelo consumidor.

Tabela 10 – Números relativos de alguns EEE pertencentes nos domicílios Brasileiros.

	2008 (%)	2009 (%)	2011 (%)	2012 (%)
Geladeira	92,1	93,4	95,8	96,7
Freezer	16,1	15,2	16,4	16,7
Maq. Lavar Roupa	41,5	44,3	51,0	55,1
Fogão elétrico	98,2	98,4	98,6	98,7
Televisão	95,1	95,7	96,9	97,2
DVD	69,4	72,0	75,5	76,0
Microcomputador	31,2	34,7	42,9	46,4

Fonte: IBGE, 2010 e 2013.

Conseqüentemente tem-se um aumento na geração dos REEE. Conforme apresentado na Tabela 11, a estimativa de geração dos REEE *per capita* para os sete produtos mencionados no Brasil no ano de 2008 foi 3,77kg / habitante. Segundo o trabalho realizado pela ABDI (2013) a estimativa de geração dos REEE no Brasil em 2011 foi de 4,8kg / habitante e para o ano de 2016 será de 7,2kg / habitante.

Tabela 11 – Estimativa de geração de REEE para o Brasil em 2008.

Equipamento	Peso (Kg)	Vida Útil (anos)	REEE (t/ano)	REEE per capita (kg/ano)
Televisores	30	12	136.883	0,73
Refrigeradores	65	12	287.024	1,53
Freezers	50	15	30.787	0,16
Máquina de Lavar	40	10	95.596	0,51
Ap. Som	10	10	51.173	0,27
Computadores	30	-	105.000	0,56
Celulares	0,1	-	2.550	0,01
Total			<u>709.012</u>	<u>3,77</u>

Fonte: ARAÚJO et al., 2012.

2.3 Legislações

Com o objetivo de gerenciar os EEE após seu fim de vida foram implementadas algumas diretivas e leis em diversos países que se encontram em diferentes fases de aplicação.

Segundo Ongondo, Williams e Cherrett (2011) muitos países, com exceção da Europa, ainda não apresentam legislações para o gerenciamento dos REEE. As razões, provavelmente, estão relacionadas a questões políticas sobre a importância de regulamentar, manusear e tratar esses resíduos.

A seguir são apresentadas algumas legislações adotadas na União Europeia e no Brasil relacionadas a esse assunto.

2.3.1 Europa

Algumas das legislações Europeias, como por exemplo, a Diretiva 2002/95/CE e a Diretiva 2002/96/CE foram elaboradas para os fabricantes adotarem projetos ecológicos e avaliarem o impacto ambiental de seus produtos por todo seu ciclo de vida (GOOSEY, 2004).

2.3.1.1 Diretiva 2002/95/CE

A diretiva 2002/95/CE (RoHS) restringe o uso de substâncias perigosas tais como o cádmio, mercúrio, cromo hexavalente, chumbo, bifênilos polibromados, éteres difenil-polibromados (retardantes de chama) em EEE (EUROPEAN UNION, 2003a). Segundo Barba-Gutiérrez, Adenso-Díaz e Hopp (2008) a restrição dessas substâncias possivelmente

beneficiará a reciclagem dos REEE e, conseqüentemente, a obtenção de rentabilidade econômica.

Para a indústria eletrônica é um desafio a restrição do uso de alguns retardantes de chama e do chumbo, pois eles são encontrados, respectivamente, em placas de circuito impresso e na maioria das soldas que são utilizadas na montagem dos equipamentos. No entanto, tem-se encontrado diversos estudos para desenvolver alternativas para esses itens (GOOSEY, 2004).

A diretiva permite a presença dessas substâncias em alguns componentes, como por exemplo: o chumbo pode estar presente em soldas que possuem alta temperatura de fusão e o cromo hexavalente é permitido em sistemas de arrefecimento de aço carbono de frigoríficos utilizado contra a corrosão, entre outros (EU, 2003a).

Embora essa diretiva seja uma legislação Europeia, ela possui influência em outras regiões e países, como por exemplo, no Japão onde alguns líderes fabricantes de eletrônicos (Ricoh, Matsushita, Oki, Sony, Canon, Hitachi) exigem de seus fornecedores a implementação da mesma (GOOSEY, 2004).

2.3.1.2 Diretiva 2002/96/CE

A diretiva 2002/96/CE (WEEE) foca na gestão dos REEE e tem por objetivo a reutilização, reciclagem e outras formas de valorização de modo a reduzir a quantidade dos resíduos até a sua eliminação (EUROPEAN UNION, 2003b).

Exige que os fabricantes e importadores aos Estados Membros da União Europeia recolham os seus produtos e garantam uma disposição ambientalmente correta através do princípio da responsabilidade do produtor (EU, 2003b). Os varejistas, através da logística reversa, possuem a responsabilidade de garantir que o comprador devolva os resíduos sem custos (EU, 2003b).

Além disso, a diretiva solicita que os Estados Membros incentivem a concepção e produção de EEE que apresentem facilidade durante o processo de desmontagem para a reutilização e reciclagem de seus componentes e materiais (EU, 2003b).

A logística e organização das redes de coleta são definidas pelos Estados Membros (YLA-MELLA et al., 2014). Questões relacionadas com o escopo, objetivo e tipo da responsabilidade do produtor, mecanismos de financiamento e monitoramento não são impostos pela diretiva, deixando aberto para interpretação das legislações nacionais (SINHAKHETRIWAL et al., 2006), obtendo, assim, vários sistemas diferentes (SINHAKHETRIWAL et al., 2011).

2.3.2 Brasil

2.3.2.1 Lei 12.305 - Política Nacional de Resíduos Sólidos

O projeto referente à Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) teve origem no projeto de lei 354/1989, foi aprovado pelo congresso Brasileiro em julho de 2010 e sancionado em agosto do mesmo ano (BRASIL, 2010).

A PNRS é a lei de número 12.305/2010 e apresenta 86 artigos onde são encontradas as diretrizes à gestão integrada e ao gerenciamento de resíduos sólidos através da destinação e tratamento adequado mediante a logística reversa. A lei destaca a responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos abrangendo, além dos geradores e do poder público, os fabricantes, importadores, distribuidores e comerciantes, os consumidores e os titulares dos serviços públicos de limpeza urbana e de manejo de resíduos sólidos (BRASIL, 2010).

Segundo a PNRS durante a gestão e gerenciamento dos resíduos deve-se obedecer a seguinte hierarquia: não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento e disposição final em aterros (BRASIL, 2010).

A PNRS estabelece a obrigatoriedade de se estabelecer a logística reversa para: embalagens de agrotóxicos, pilhas e baterias, pneus, óleos lubrificantes, eletroeletrônicos e lâmpadas fluorescentes. A lei deve ser implementada através dos seguintes planos: o plano nacional de resíduos sólidos; os planos estaduais de resíduos sólidos; os planos microrregionais de resíduos sólidos; os planos de resíduos sólidos de regiões metropolitanas ou aglomerações urbanas; os planos intermunicipais de resíduos sólidos; os planos municipais de gestão integrada de resíduos sólidos e os planos de gerenciamento de resíduos sólidos (BRASIL, 2010).

Segundo Natume e Santánnna (2011) foi criado um Comitê Interministerial da PNRS formado por representantes de ministérios com o intuito de obter uma maior interação dos agentes envolvidos no processo de implantação da mesma.

Entre os anos de 2010 a 2014, o Governo Federal por meio do Ministério do Meio Ambiente e Ministério das Cidades e Fundação Nacional de Saúde destinou R\$ 1,2 bilhão para implantar a PNRS e o número de municípios atendidos dobrou, onde 2,2 mil municípios já estão realizando a disposição ambientalmente adequada dos resíduos (BRASIL, 2014b).

A PNRS não estabelece prazo para a implantação dos sistemas de logística reversa, sendo esse sistema uma forma de regulamentar as atividades de coleta e retorno dos resíduos para a reintrodução na cadeia produtiva ou a destinação final ambientalmente adequada

considerando a responsabilidade compartilhada. Desta forma, existem cinco cadeias de logística reversa sendo implantadas no Brasil que são:

- Embalagens Plásticas de Óleos Lubrificantes – o acordo setorial foi assinado em dezembro de 2012;
- Lâmpadas de Vapor de Sódio e Mercúrio e de Luz Mista – aprovada a minuta do acordo setorial que será disposta em consulta pública;
- Produtos Eletroeletrônicos e seus Resíduos – foram apresentadas dez propostas, já analisadas pelo Ministério do Meio Ambiente estando em fase de negociação com os proponentes;
- Embalagens em Geral - aprovada a minuta do acordo setorial que será disposta em consulta pública;
- Descarte de Medicamentos – as propostas ainda estão em negociação (BRASIL, 2014b).

Apesar desses avanços, estima-se que 59% dos municípios brasileiros ainda dispõem seus resíduos de forma ambientalmente inadequada em lixões (BRASIL, 2014b).

2.4 Logística Reversa no Setor de Equipamentos Elétricos e Eletrônicos

A logística reversa é um processo que envolve o planejamento, gerenciamento, controle do fluxo de retorno dos bens de pós-venda e pós-consumo com o propósito de agregar valor, por meio dos canais de distribuição reversos como reuso, reciclagem e remanufatura ou disposição final de forma adequada (ROGERS; TIBBEN-LEMBKE, 1998; LEITE, 2009). As etapas que envolvem o processo da logística reversa são: coleta, inspeção, separação, reprocessamento, descarte e redistribuição (FLEISCHMANN et al., 2001).

Segundo Donato (2008), o processo de logística reversa é um meio sustentável, pois envolve questões muito mais amplas que o retorno de materiais, como por exemplo, questões ambientais, legais e econômicas.

Pode-se destacar que a implementação da logística reversa proporciona oportunidades competitivas como a flexibilização do retorno de produtos, a realocação de estoques em excessos, a busca de valor na prestação de serviços, o reaproveitamento de materiais, estratégias de demonstração de responsabilidade empresarial e redução dos impactos ambientais. Além disso, a logística reversa pode ser vista como um meio estratégico do aumento da competitividade das empresas através de sua imagem corporativa (LEITE, 2009).

Por outro lado, a logística reversa apresenta complexidades, como por exemplo: a qualidade do produto não uniforme, trajetos e rotinas de coleta pouco previsíveis, baixo volume de coleta, custos do processo pouco entendidos, dificuldade para realizar planejamentos, visibilidade pouco transparente em relação aos números de retorno e aspectos financeiros altos (ROGERS; TIBBEN-LEMBKE, 1998).

Como a logística reversa apresenta incertezas em seu processo uma maneira eficaz de gerir esse sistema é através da flexibilização de etapas que consiste em, por exemplo, estabelecer novos relacionamentos e prazos de entrega, possuir números alternativos de OEM (*Original Equipment Manufacturer*), varejistas, terceiros e transportadores e possuir flexibilidade contratual (BAI; SARKIS, 2013).

Considerando os produtos de pós-venda de EEE, um fator importante no sistema de logística reversa é o tempo de retorno dos equipamentos devido a perdas consideráveis no valor do equipamento, já que ocorre uma desvalorização do mesmo até que retorne para mercado novamente. As taxas de retorno dos EEE de pós-venda nesse setor são muito maiores que no comércio tradicional. No Brasil, estes números são desconhecidos, assim como os motivos de devolução, taxa de recuperação e padrão de revenda (ARAUJO et al., 2013).

O grande desafio da logística reversa de REEE reside no custo associado à operacionalização do sistema em um país de extensão continental devido às longas distâncias relacionadas entre os pontos de coleta e o destino dos mesmos (YLA-MELLA et al., 2014; ABDI, 2013). Além disso, deve-se considerar os custos de transporte considerando o volume que ocupam os REEE no veículo, pois para equipamentos de grande porte o custo para realizar o transporte do ponto de coleta até o local de desmontagem, geralmente, são elevados, já que é necessário realizar mais viagens para transportar determinada quantidade de resíduos. Porém, após a desmontagem, os custos do transporte para as etapas de reaproveitamento, como reciclagem, diminuem considerando o volume reduzido do material e consequentemente o aumento da quantidade que pode ser transportado por viagem (DAT et al., 2012). Segundo Hainault et al. (2000) a etapa de coleta e transporte dos REEE destinados a reciclagem nos Estados Unidos representam mais de 80% do custo total do processo.

Deve-se considerar, também, o baixo valor econômico de alguns materiais presentes em determinados REEE que segundo Yla-Mella et al. (2014) geram dificuldades para o processo de logística reversa. Pois, os REEE que possuem grandes quantidades de componentes valiosos, como metais pesados, são foco para a reciclagem por apresentam um valor de mercado considerável. Em contrapartida, para aqueles resíduos que possuem poucos

componentes de valor, altos custos com transporte e tratamento, tais como refrigeradores e outros eletrodomésticos de grande porte, o interesse para realizar a reciclagem torna menor.

Outro desafio é devido ao alto grau de complexidade dos equipamentos, o que dificulta o processo de separação. O processo de reciclagem ocorre, principalmente, por motivação econômica e/ou legislações e devido à complexidade desses produtos, muitas vezes, a relação entre os custos de matéria prima virgem e matéria prima secundária se tornam economicamente desfavoráveis, o que tornam esses equipamentos desinteressantes para a realização da reciclagem (RODRIGUES, 2007).

Desta forma, as estratégias de retorno dos produtos são importantes para obter a recuperação dos mesmos de forma eficiente. Isso envolve desenvolver métodos para facilitar etapas de desmontagem e recuperação dos resíduos conforme os modelos matemáticos desenvolvidos para realizar a otimização dessas etapas como apresentados no trabalho de Krikke, Harten e Schuur (1999).

Outra estratégia de recuperação dos REEE é trabalhar com produtos que possuem *eco-design* proporcionando uma maior facilidade no processo de recuperação e, quando isso não é possível, utiliza-se técnicas para identificar os componentes dos resíduos considerando o *design* atual e a falta de informação sobre as propriedades e composição dos materiais que compõem esses resíduos (GUNGOR; GUPTA, 1999).

Desta forma, as atividades de logística reversa no setor de REEE devem ser realizadas através da implantação de um sistema de gestão desses resíduos para a realização do planejamento de atividades visando as rotas a serem percorridas, os volumes e os tipos de materiais a serem processados, pois são grandes as variedades dos REEE e de suas fontes geradoras (CARVALHO; XAVIER, 2014).

Apesar de todas as dificuldades apresentadas acima, o estabelecimento da logística reversa em REEE tem como principal objetivo fortalecer o mercado de reciclagem dos REEE implicando em vários benefícios conforme apresentado na Tabela 12 (ABDI, 2013).

Tabela 12 – Benefícios do Sistema de Logística Reversa no setor de REEE.

Sociais	Econômicos	Ambientais
- Geração de empregos formais. - Fortalecimento das associações de catadores com geração de oportunidades de prestação de serviços ao sistema.	- Maior retorno ao mercado de matérias primas advindas da reciclagem de REEE. - Fortalecimento da indústria da reciclagem pelo consequente aumento da demanda.	- Diminuição de casos de contaminação do meio ambiente devido ao descarte incorreto de REEE. - Melhoria da qualidade de serviços de reciclagem e

-
- Promoção de uma maior conscientização da população quanto às questões ambientais relacionadas aos REEE.
 - Desenvolvimento de conhecimento e tecnologias relacionadas à reciclagem de REEE.
 - Minimização de problemas de saúde causados pelo manuseio incorreto de REEE.
 - Desenvolvimento de conhecimento e tecnologias de rejeitos nos aterros.
 - Redução de gasto energético (por conta da reciclagem) ao comparar o mesmo para a produção de material virgem.
-

Fonte: ABDI, 2013.

O retorno dos REEE a partir do sistema de logística reversa contribui com até 18% de crescimento da disponibilidade de material reciclado no mercado, como é o caso dos plásticos, além disso, reduz a emissão de CO₂ conforme apresentado na Tabela 13 (ABDI, 2013).

Tabela 13 – Potencial de redução de emissão de CO₂.

Material	Potencial Médio de redução de emissão de CO₂ (tonelada de CO₂/tonelada de material reciclado)
Alumínio	4,5
Cobre	4,7
Vidro	0,32

Fonte: ABDI, 2013.

Desta forma, a logística reversa no setor de eletroeletrônicos pode proporcionar benefícios ambientais, além de sociais e econômicos. Ao utilizar a ferramenta de avaliação do ciclo de vida (ACV) é possível identificar e quantificar os impactos ambientais com o objetivo de minimizá-los. Isso pode ser realizado através da comparação de cálculos de impactos ambientais do ciclo de vida obtidos, por exemplo, em estudos de ACV para a produção de um mesmo produto realizados através de matérias primas virgens e matérias primas recicladas. A ferramenta de ACV será abordada nos tópicos seguintes.

2.5 Avaliação do Ciclo de Vida (ACV)

Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é uma ferramenta que permite avaliar o impacto ambiental associado ao produto, processo ou serviço através da elaboração de um inventário do ciclo de vida (ICV) cujas entradas são matérias primas, energias, águas, e as saídas são as emissões para o meio ambiente (COLTRO, 2007; SCIENTIFIC APPLICATIONS INTERNATIONAL CORPORATION, 2006). A ACV identifica impactos ambientais ao

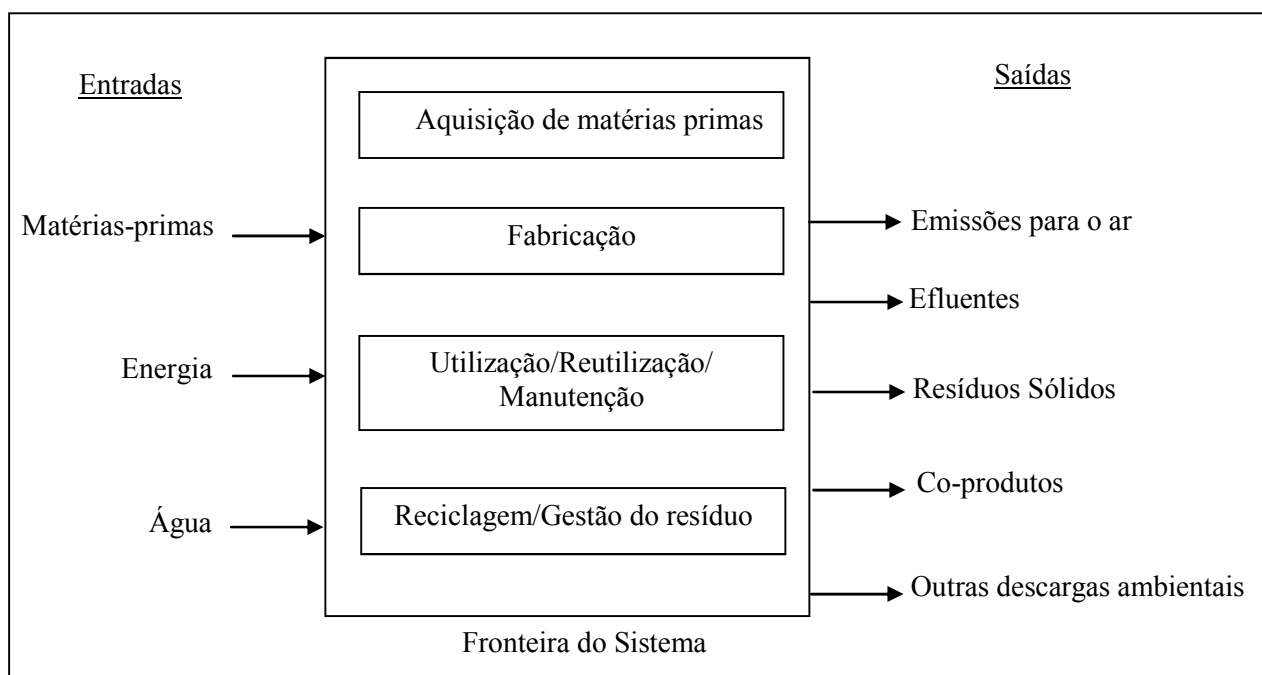
longo de todo o ciclo de vida, ou seja, desde a aquisição das matérias primas até a disposição final considerando as etapas de produção, uso, reciclagem (ABNT, 2009a).

Os tipos de abordagem da ACV são: berço ao túmulo, berço ao portão de fábrica, portão de fábrica ao túmulo e portão ao portão de fábrica (KOTAJI; SCHUURMANS; EDWARDS, 2003; JIMÉNEZ-GONZÁLEZ; KIM; OVERCASH, 2000). As etapas consideradas na avaliação do berço ao túmulo são desde o início da extração de matérias primas até a disposição para a natureza; o berço ao portão de fábrica inclui a extração de matérias primas, e todos os processos de fabricação, o portão de fábrica ao túmulo inclui a distribuição, uso e disposição final e o portão ao portão de fábrica consiste em todos os processos de fabricação (CHEHEBE, 1998; SAIC, 2006; JIMÉNEZ-GONZÁLEZ; KIM; OVERCASH, 2000).

O transporte e embalagens são incluídos como etapa do ciclo de vida por gerar impactos ambientais e estar presente em praticamente todos os produtos (SILVA; KULAY, 2006).

A Figura 1 ilustra os estágios do ciclo de vida considerando suas entradas e saídas gerais.

Figura 1 – Estágios do Ciclo de Vida.



Fonte: adaptado de Environmental Protection Agency, 1993.

2.5.1 Histórico ACV

Os estudos sobre ACV iniciaram na década de 60 com o questionamento da sociedade sobre o limite de extração dos recursos naturais e minerais (COLTRO, 2007; CHEHEBE, 1998). Nesse período, vários estudos foram realizados para estimar os custos e implicações ambientais de fontes alternativas de energia (SAIC, 2006).

Um importante trabalho ocorreu em 1965 quando pesquisadores iniciaram um estudo de ACV para a empresa Coca-Cola com o objetivo de quantificar a utilização de recursos naturais, geração de resíduos e emissões durante o ciclo de vida da garrafa retornável de vidro e da garrafa descartável de plástico para obter uma embalagem ambientalmente mais adequada (CHEHEBE, 1998). O projeto recebeu o nome de *Resource and Environmental Profile Analysis* (Repa) e seu relatório nunca foi publicado por razões de confiabilidade (CHEHEBE, 1998; SILVA; KULAY, 2006). No início da década de 1970, empresas tanto dos Estados Unidos como na Europa, realizaram estudos similares. Nessa época, muitos dados foram retirados de fontes públicas em documentos governamentais e trabalhos técnicos, pois informações industriais não estavam disponíveis (SAIC, 2006).

Desde os meados da década de 70, Franklin Associates e Batelle, nos Estados Unidos, Ian Boustead, na Inglaterra, e Sundstrom, na Suécia desempenharam um importante papel no desenvolvimento da ferramenta de ACV obtendo, atualmente, um dos mais abrangentes bancos de dados sobre o assunto (CHEHEBE, 1998).

No período de 1975 a 1980, os interesses em relação à ACV enfraqueceram e as preocupações ambientais se voltaram para a gestão de risco e de resíduos domésticos. Entretanto, ao longo desse período, a análise de inventário do ciclo de vida continuou sendo conduzida e melhorada muito lentamente em estudos mais focados nas necessidades energéticas. Durante este tempo, o interesse europeu cresceu com a criação de uma diretoria de Meio Ambiente (DG X1) pela Comissão Europeia. Foram desenvolvidas abordagens paralelas aos trabalhos realizados nos Estados Unidos, além de trabalhos para a padronização de normas relativas à poluição em toda a Europa (SAIC, 2006).

Em 1988, quando os problemas referentes a resíduos sólidos apresentaram a amplitude de nível mundial, a ACV mais uma vez surgiu como uma ferramenta de apoio aos problemas ambientais (SAIC, 2006).

No início da década de 90, foram realizados vários estudos de ACV em materiais para embalagem, com atenção especial para embalagens de leite. Devido, principalmente, se as embalagens de vidro ou plástico apresentavam um menor impacto ambiental do que as embalagens longa vida (CHEHEBE, 1998).

Já nos anos de 1990 e 1993 vários pesquisadores líderes na área reuniram para discutir sobre o assunto através da instituição SETAC – *Society of Environmental Toxicology and Chemistry* onde resultou no primeiro documento voltado para a padronização da metodologia conhecido como *SETAC Guidelines for Life Cycle Assessment – a Code of Practice* e que

mais tarde foi usado para orientar os trabalhos de normalização internacional da ISO – *International Organization for Standardization* (COLTRO, 2007).

Segundo Coltro 2007, os trabalhos de normalização internacional pela ISO envolveram mais de 300 especialistas (cerca de 29 países) no assunto, gerando uma série de normas ISO relativas à ACV:

- ISO 14040 – *Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework* (1997);
- ISO 14041 – *Environmental management – Life cycle assessment – Goal and scope definition and inventory analysis* (1998);
- ISO 14042 – *Environmental management – Life cycle assessment – Life cycle impact assessment* (2000);
- ISO 14043 – *Environmental management – Life cycle assessment – Life cycle interpretation* (2000).

Essa série de normas foi revisada gerando as duas a seguir:

- ISO 14040 – *Environmental management – Life cycle assessment – principles and framework* (2006).
- ISO 14044 – *Environmental management – Life cycle assessment – requirements and guidelines* (2006).

Em 2002, iniciou uma parceria internacional da UNEP – *United Nations Environment Programme* com a SETAC – *Society for Environmental Toxicology and Chemistry* com o objetivo de disseminar o conceito de ciclo de vida pelo mundo através de coleta e divulgação dos estudos que obtiveram sucesso, de melhoras no consenso e na relevância global sobre ciclo de vida, no compartilhamento entre a ACV e outras ferramentas, na identificação das melhores práticas e estratégias de comunicação da gestão do ciclo de vida e na expansão de dados e métodos da ferramenta de ACV (SILVA; KULAY, 2006).

Nessa mesma época foi fundada a Associação Brasileira do Ciclo de Vida (ABCV) com o objetivo de reunir os interessados no assunto para a coordenação das atividades de construção de banco de dados brasileiro, da formação de recursos humanos e de manutenção dos vínculos com a comunidade internacional envolvida nessa área (SILVA; KULAY, 2006).

2.5.2 ACV no Brasil

A Tabela 14 apresenta alguns marcos sobre a ACV no Brasil.

Tabela 14 – Evolução da ACV no Brasil.

Ano	Ocorrência	Referência Bibliográfica
1994	Foi criado o Grupo de Apoio a Normalização – GANA na ABNT para a colaboração do Brasil no Comitê Técnico (TC207) da ISO.	(SILVA; KULAY, 2006)
1997 a 2000	O Centro de Tecnologia de Embalagem (CETEA) do Instituto Técnico de Alimentação, em parceria com associações e empresas e com o apoio da Fundação de Amparo à Pesquisa de São Paulo (FAPESP) desenvolveu o projeto “Análise de Ciclo de Vida de Embalagens para o Mercado Brasileiro” que realizou diversos estudos de ACV para sistemas de embalagem.	(CETEA, 2014)
1998	Foi publicado o livro “Análise do ciclo de vida de produtos: ferramenta gerencial da ISO 14000”, de José Ribamar Chehebe, que explica e comenta as normas da série ISO relativas à ACV. O autor baseou nos trabalhos do Comitê Técnico TC207.	(CHEHEBE, 1998)
1998	Foi criado o grupo de prevenção da poluição (GP2) pelo departamento de Engenharia Química da Escola Politécnica da USP com o objetivo de contribuir para a consolidação do uso da ACV no Brasil através de trabalhos como dissertações de mestrado, teses de doutorado, artigos publicados em periódicos e congressos nacionais e internacionais para prevenção da poluição utilizando a ferramenta.	(SILVA; KULAY, 2006)
1999	Criação do Comitê Brasileiro de Gestão Ambiental (CB 38) da ABNT. O CB 38 tem no SC 05 o grupo responsável pelas normas sobre ACV no Brasil.	(SILVA; KULAY, 2006)
2001	O país teve a primeira norma da série ISO 14040 traduzida pela ABNT despertando o interesse de empresas e associações brasileiras sobre ACV para avaliação de processos produtivos com ênfase ambiental.	(ABNT, 2014)
2002	Foi fundada a Associação Brasileira do Ciclo de Vida (ABCV) para a divulgação do uso da ferramenta no Brasil.	(SILVA; KULAY, 2006)
2004	A ABNT publicou as normas traduzidas NBR ISO 14041 e NBR ISO 14042.	(ABNT, 2014)
2005	A ABNT publicou a norma traduzida NBR ISO 14043.	(ABNT, 2014)
2007	Foi publicado o livro “Ciclo de Vida de Embalagens para Bebidas no Brasil” de Renata Bachmann Guimarães Valt onde a autora apresenta a ACV de três embalagens para bebidas no Brasil, o alumínio, o PET e o vidro considerando as taxas de reciclagem dos materiais e a influência de variação dessas taxas.	(VALT, 2007)
2007	Foi realizado a “Conferência Internacional de Avaliação do Ciclo de Vida – CILCA 2007” com o objetivo de realizar trocas de experiências e conhecimentos, além de consolidar o conceito e gerenciamento de ciclo de vida na América Latina, integrando essa região com outras onde a ferramenta esta mais avançada.	(ABCV, 2014)
2008	Foi realizado o primeiro “Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida – I CBGCV” em Curitiba-PR, onde foram ministrados cursos relacionados às ferramentas computacionais de apoio a ACV, palestras e apresentação de trabalhos sobre o tema, aplicação da gestão do ciclo de vida nos setores de energia, transporte e construção, com o intuito de realizar a integração de conceitos e métodos sobre ACV.	(ABCV 2014)

2009	ABNT publicou as novas edições das normas ISO 14040 e ISO 14044.	(ABNT, 2014)
2010	A segunda edição do “Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida” foi realizada em 2010 na cidade de Florianópolis – SC.	(ABCV, 2014)
2012	A terceira edição do “Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida” foi realizada na cidade de Maringá – PR.	(ABCV, 2014)
2014	A quarta edição do “Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida” foi realizada em novembro de 2014 na cidade de São Bernardo do Campo – SP.	(ABCV, 2014)

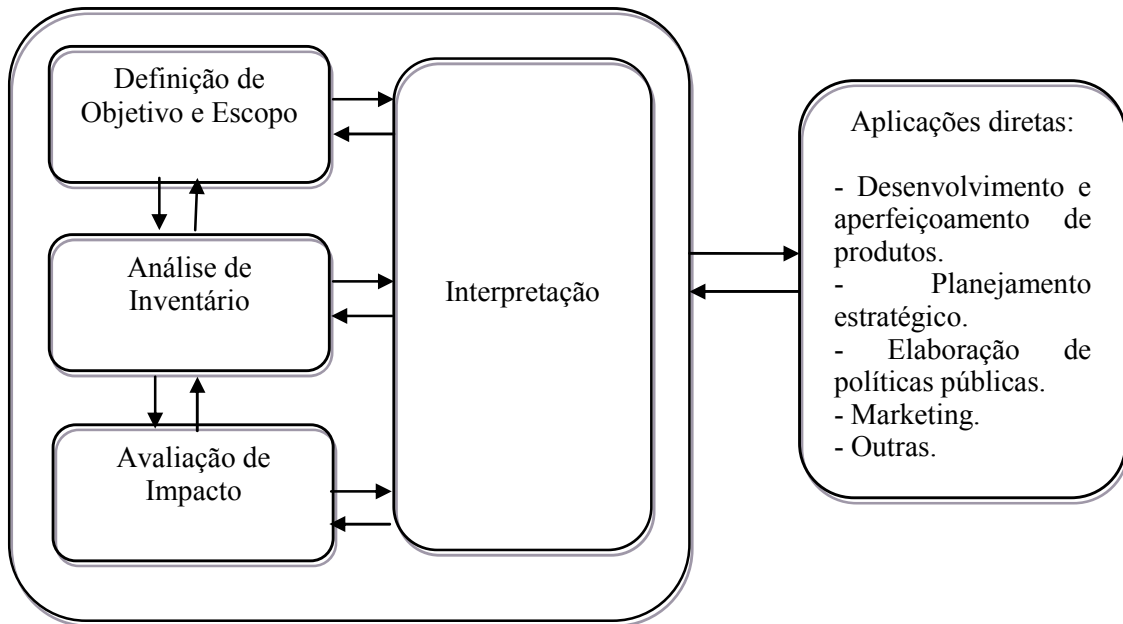
2.5.3 Normatização

A necessidade da padronização da ferramenta de ACV ficou evidente devido a vários estudos aparentemente iguais que obtiveram resultados diferentes pelas escolhas de parâmetros estabelecidos, como por exemplo, fronteiras adotadas, período da coleta dos dados, logística de abastecimento de matérias primas, matriz energética entre outros (COLTRO, 2007).

Desta forma, surgiu a série de normas ISO relativas à ACV que após várias revisões mantiveram-se as normas ABNT NBR ISO 14040:2009 – Gestão Ambiental – Avaliação do Ciclo de Vida – Princípios e Estrutura e a ABNT NBR ISO 14044:2009 - Gestão ambiental - Avaliação do Ciclo de Vida - Requisitos e Orientações para padronização da ferramenta de ACV.

Segundo a norma ISO 14040 (1997) a ACV é composta por quatro etapas, que são: definição de objetivo e escopo, análise de inventário, avaliação de impactos e interpretação. A Figura 2 representa essas fases que serão detalhadas posteriormente.

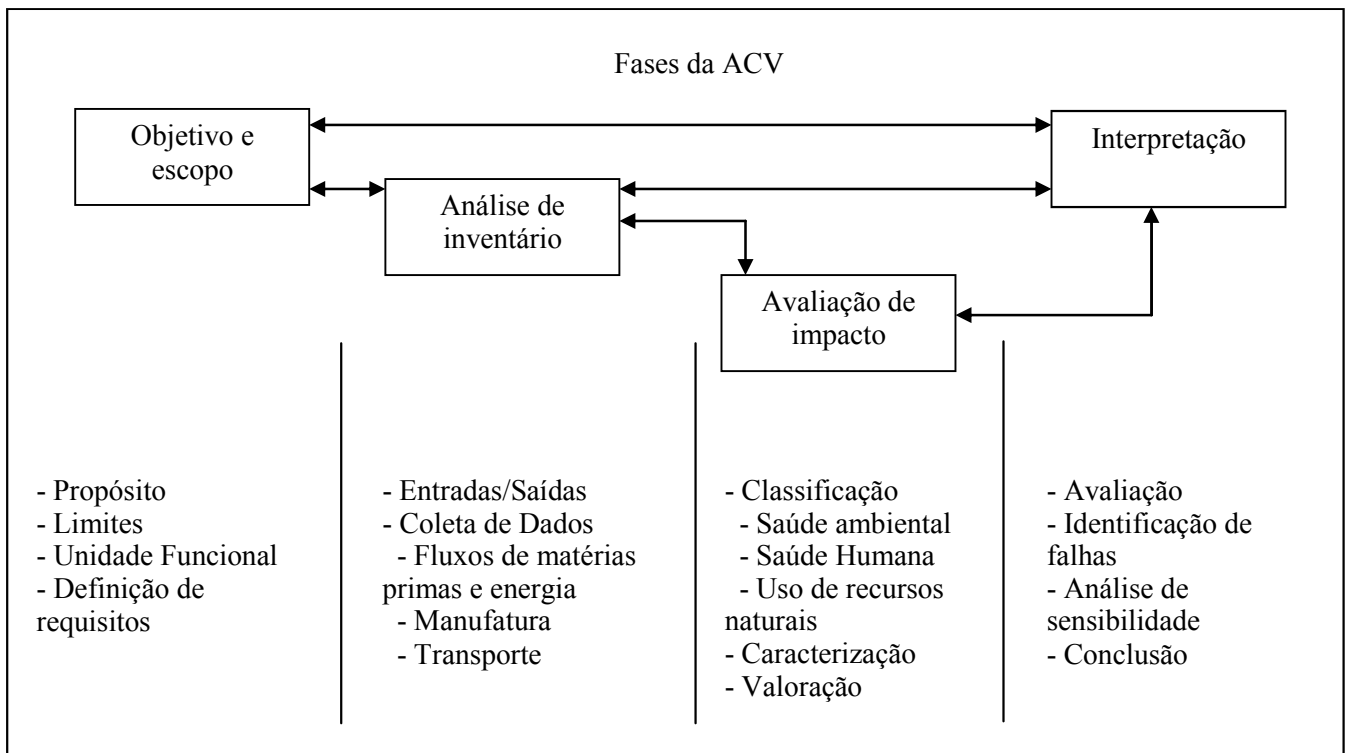
Figura 2 – Fases de uma ACV.



Fonte: ISO 14040, 1997.

A representação das fases da ACV apresentada segundo Chehebe (1998) consta na Figura 3.

Figura 3 – Fases da ACV.



Fonte: Chehebe, 1998.

2.5.4 Metodologia de ACV

2.5.4.1 Definição de Objetivo e Escopo

Para realizar a definição do objetivo deve-se estabelecer de forma clara a aplicação pretendida e as razões para a realização do estudo (ABNT, 2009b).

O escopo refere-se à aplicabilidade geográfica, técnica e histórica do estudo, ou seja, de onde os dados serão extraídos, como será realizado o estudo, como as informações serão abordadas e onde os resultados serão aplicados (CHEHEBE, 1998).

Na definição do escopo deve-se determinar os seguintes itens:

- o sistema a ser estudado, ou seja, as operações que representam uma ou mais funções definidas (ABNT, 2009b);
- as funções do sistema, ou seja, a finalidade para a qual o produto estudado se destina e a característica de desempenho do produto (ABNT, 2009b);
- unidade funcional, ou seja, tendo como objetivo ser utilizado como unidade de referência de estudo sendo as entradas e saídas do sistema relacionadas a essa unidade. Desta forma, ela deve ser bem definida e mensurável (ABNT, 2009b);
- fronteira do sistema, ou seja, é ela que define quais os processos elementares ou subdivisões dos sistemas de produto dentro do fluxo produtivo serão incluídos no sistema a ser estudado. As fronteiras precisam ser definidas em diversas dimensões, alguns exemplos são: cobertura em relação ao sistema natural, cobertura em relação a outros sistemas, cobertura geográfica, cobertura temporal (ABNT, 2009b);
- procedimentos de alocação, ocorrem em situações onde o ciclo de vida de produtos diferentes são interligados. Os fluxos de materiais e de energia, assim como as liberações ao ambiente associadas, devem ser alocados aos diferentes produtos de acordo com procedimentos claramente estabelecidos (ABNT, 2009b);

Muitas vezes, um sistema de produto pode gerar mais de um produto, sendo, geralmente, classificados como produto principal e coproduto, o que dependerá do propósito do estudo. Porém não é correto atribuir ao produto final a única responsabilidade por todos os aspectos ambientais do processo (CHEHEBE, 1998).

Caso exista mais de um produto de interesse para o sistema deve-se considerar que cada um seja responsável por parte dos aspectos ambientais do mesmo. Desta forma, utiliza-se o procedimento de alocação para repartir as contribuições dos aspectos ambientais entre os coprodutos do sistema. Isso ocorre para processos que possuem mais de uma saída de interesse para o sistema produtivo, ou seja, pode haver mais de um produto ou subprodutos

que são incorporados a processos através, por exemplo, de reuso ou reciclagem (WENZEL; HAUSCHILD; ALTING, 1997).

Segundo Burgess e Brennan (2001) o método mais comum para se realizar os procedimentos de alocação se baseia no fluxo de massa, onde todos os fluxos de processos são mensuráveis em massa. Porém, existem, também, os procedimentos baseados em outras propriedades físicas (como o volume, energia, número de moles) ou baseados no valor comercial.

Segundo Ramirez (2009) a alocação baseada na massa é representada pela equação 1.

$$F_i = (m_i / \sum_n m_i) \quad \text{eq. 1}$$

Onde:

F_i = fator de alocação para o produto i

m_i = massa do produto i (unidades de massa)

n = número de produtos considerado no sistema

O procedimento de alocação pode ocorrer basicamente em três tipos de sistemas: sistema de múltiplas saídas ou de coprodutos (exemplo: refinaria de petróleo), sistemas de múltiplas entradas (exemplo: incineração de resíduos) e sistema de reciclagem (RAMÍREZ, 2009).

Segundo a norma ABNT (2009b) para o caso de alocação realizado em sistemas de reciclagem e reuso deve-se levar em consideração algumas características importantes durante o processo, tais como:

- o reuso e a reciclagem podem alterar as propriedades inerentes de materiais no uso subsequente.

- requer uma atenção ao definir a fronteira do sistema no que diz respeito a processos de recuperação.

- metodologia de AICV (Análise de Inventário de Ciclo de Vida) e tipos de impactos, ou seja, devem ser determinados quais as categorias de impacto, indicadores das categorias e modelos de caracterização que serão incluídos no estudo (ABNT, 2009b);
- interpretação a ser utilizada (ABNT, 2009b);
- requisitos de dados, que especificam em termos gerais as características dos dados necessários ao estudo (ABNT, 2009b);
- limitações da análise, que envolvem qualidade dos dados, fronteiras do sistema, métodos aplicados, entre outros (ABNT, 2009b);

-
- requisitos de qualidade dos dados, são aqueles em que se verificam o período dos dados, a precisão das medidas, a reprodutibilidade, a fonte dos dados, entre outros (ABNT, 2009b);
 - análise crítica, ou seja, verificar se o estudo satisfaz os requisitos da norma quanto à metodologia, aos dados coletados e ao relatório (ABNT, 2009b);
 - tipo e formato do relatório requerido para o estudo. Os resultados devem ser relatados de forma fiel, complexa e exata (ABNT, 2009b).

Além disso, segundo Chehebe, 1998, nessa etapa deve-se especificar o nível de detalhamento requerido, como por exemplo, com relação ao espaço e ao tempo. As seguintes questões poderão ser feitas:

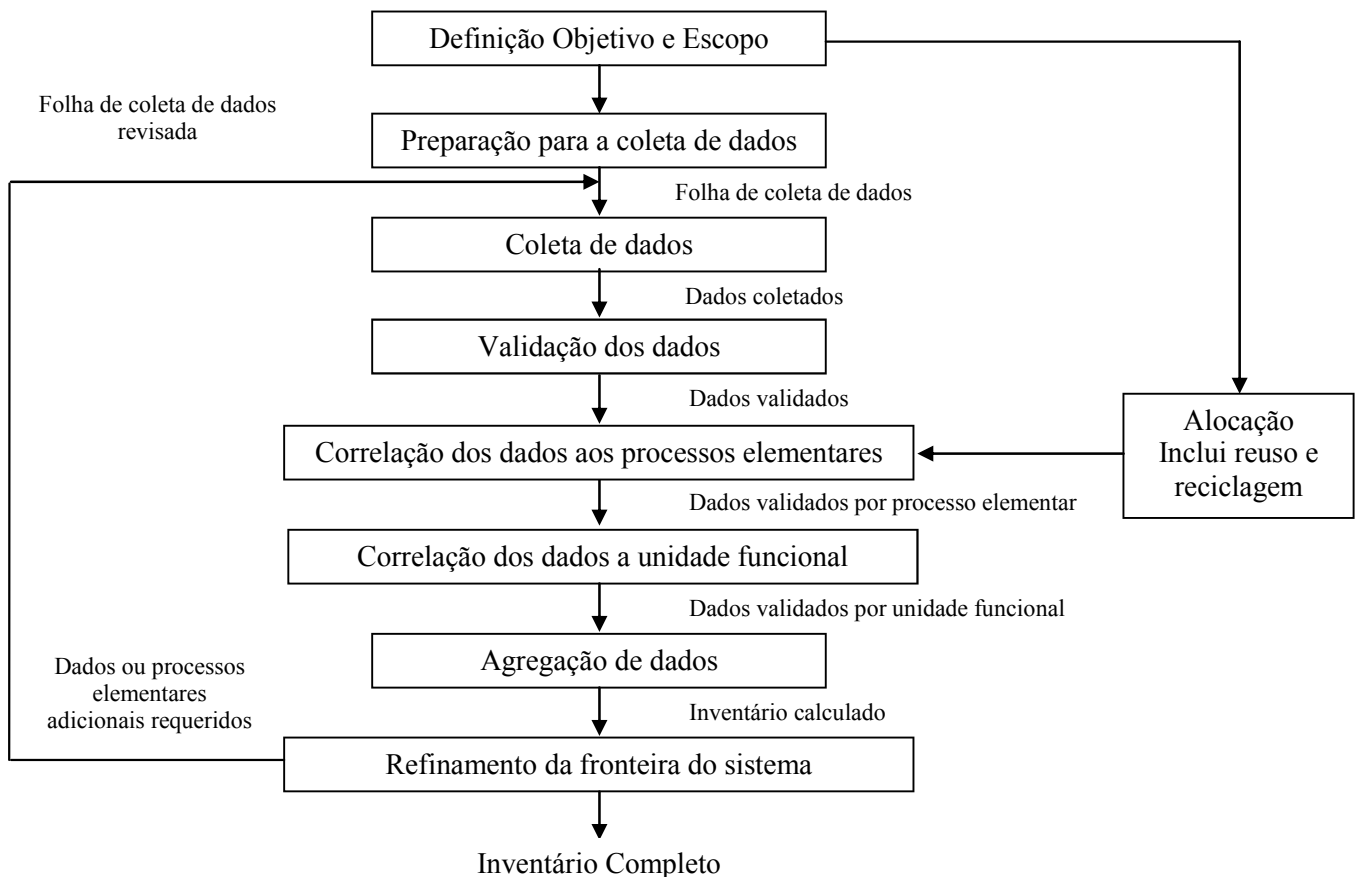
- o produto mudou muito durante os últimos anos?
- o método de produção mudou substancialmente? Varia de país para país?

2.5.4.2 Análise de Inventário

A análise de inventário envolve a coleta de dados e procedimentos de cálculo para definir as entradas e saídas relevantes de um sistema de produto, a fim de quantificar as entradas de energia, matéria-prima, auxiliares e outras entradas físicas, além das saídas, como produtos, as emissões atmosféricas, os efluentes líquidos, os resíduos sólidos e outros aspectos ambientais (ABNT, 2009a). É nessa etapa que é realizado o balanço de massa e energia do sistema. Também é possível identificar os pontos de maior geração de resíduos, a quantidade de material que circula e a quantidade que sai do sistema (CHEHEBE, 1998).

A Figura 4 apresenta um fluxograma dos procedimentos de forma simplificada para realizar a análise de inventário onde contém as etapas de preparação para a coleta de dados, a coleta dos dados, validação das informações, o relacionamento dos dados ao processo elementar, a correlação dos dados a unidade funcional, a agregação dos dados e o refinamento da fronteira do sistema (ABNT, 2009b).

Figura 4 – Procedimentos para geração do inventário.



Fonte: ABNT, 2009b.

As etapas apresentadas na figura acima serão detalhadas nos itens seguintes.

2.5.4.2.1 Preparação e Coleta de Dados

Segundo a ABNT (2009b) os dados qualitativos e quantitativos devem ser coletados para cada processo elementar incluído na fronteira do sistema.

Ainda conforme a norma citada acima, durante a preparação dos dados deve-se: construir o fluxograma de todos os processos elementares e suas inter-relações. Segundo Ribeiro (2009) a elaboração de um fluxograma tem como objetivo permitir uma visão global do sistema e de suas relações com o meio ambiente, pois:

- Descreve detalhadamente cada processo elementar com relação a fatores que influenciam as entradas e saídas;
- Descreve o fluxo e dados importantes para as condições de operação de cada processo;
- Realiza a descrição da coleta de dados e das técnicas de cálculo necessárias para todos os dados. A qualidade dos dados e informações são importantes, pois podem afetar diretamente os resultados.

Geralmente a coleta de dados ocorre em relação: à entrada de energia, matéria prima, entradas auxiliares e físicas, a produtos, co-produtos e resíduos, a emissões para a atmosfera, água, solo e outros aspectos ambientais (ABNT, 2009b). Durante a coleta de dados, pode-se obter a incompatibilidade dos mesmos devido à informações em diferentes fontes. Porém, isso é resolvido durante a etapa de refinamento da fronteira do sistema (NIGRI, 2012).

2.5.4.2.2 Tratamento dos Dados

A realização do tratamento dos dados consta na validação, correlação aos processos elementares e a unidade funcional e na agregação dos mesmos (ABNT, 2009b).

Um método eficiente de validação dos dados é através de balanços de massa e energia (ABNT, 2009b). Durante essa etapa, deve-se observar se as informações estão completas e de acordo com o que foi definido no objetivo e escopo do estudo (NIGRI, 2012).

Para a correlação dos dados aos processos elementares deve-se transpor os mesmos à uma base unitária obtendo um fluxo apropriado, denominado de referência, sendo obtido pela união dos processos elementares (CHEHEBE, 1998). Assim, todos os dados de entrada e saída do sistema ficam referenciados em relação à unidade funcional (ABNT, 2009b).

2.5.4.2.3 Refinamento da Fronteira do Sistema

A norma ABNT (2009b) sugere que as fronteiras do sistema sempre sejam revisadas para que se identifiquem dados adicionais e sejam realizados refinamentos. A análise de sensibilidade nessa etapa é importante para verificar se é necessário realizar a exclusão de alguns estágios do ciclo de vida, processos elementares, entradas ou saídas inadequadas e a inclusão de um desses itens que seja pertinente ao estudo.

Ao final dessa etapa deve-se obter os impactos ambientais e energéticos quantificados para cada processo (CHEHEBE, 1998).

2.5.4.3 Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV)

Conforme a ABNT (2009a) a AICV tem como objetivo estudar a significância dos impactos ambientais potenciais através dos resultados do inventário do ciclo de vida (ICV) e fornecer informações para a interpretação. Essa etapa deve conter no mínimo três fases obrigatórias que são: seleção, classificação e caracterização.

-
- Seleção de categoria de impacto, indicadores de categoria e modelos de caracterização: deve-se levar em consideração os impactos ambientais quantificados no ICV, sendo consistente com a etapa de definição de objetivo e escopo do estudo.
 - Classificação: Consiste na correlação dos resultados do ICV, assim, os dados obtidos no inventário são agrupados e classificados entre as categorias selecionadas na etapa anterior de acordo com o efeito para o qual contribuem (NIGRI, 2012).
 - Caracterização: os dados atribuídos às categorias serão quantificados obtendo um valor numérico. Ao final dessa fase procura-se obter um valor total de contribuição ao ciclo de vida para cada categoria de impacto (RIBEIRO, 2009).

Além dos elementos obrigatórios da AICV citados acima, a ABNT (2009b) apresenta os opcionais que são:

- Normalização: proporciona uma melhor avaliação dos resultados da caracterização através do cálculo da magnitude dos indicadores de categoria com relação a informações de referência sendo utilizado para verificar, por exemplo, inconsistências;
- Agrupamento: proporciona a agregação e possível hierarquização das categorias de impacto. Esse processo pode ser realizado de duas maneiras: agrupamentos em uma base nominal, como por exemplo, através de características de efeito global, regional ou local. Ou de acordo com uma dada hierarquia, através de uma ordem de importância dos valores;
- Ponderação: através da utilização de fatores numéricos é possível agregação dos resultados dos indicadores entre as diferentes categorias de impactos;
- Análise da qualidade dos dados: proporciona um melhor entendimento da confiabilidade dos resultados de indicadores.

2.5.4.4 Interpretação

Segundo a norma ABNT (2009b) a fase de interpretação consiste em três elementos:

- Identificação das questões significativas com base nos resultados de ICV e AICV para determinar informações importantes com base na definição do objetivo e do escopo e da interatividade com o elemento avaliado;
- Avaliação do estudo considerando se os dados necessários para realizar a interpretação estejam disponíveis e completos. Além de realizar a análise de sensibilidade e consistência. O objetivo de fazer a sensibilidade é verificar se os resultados finais e conclusões estão sendo afetados por incertezas nos dados, métodos de alocação e

cálculo dos resultados dos indicadores de categoria levando em consideração as hipóteses e simplificações feitas na etapa de definição, análise de sensibilidade e incertezas realizadas nas etapas de ICV e AICV e pareceres de especialistas e experiências anteriores. O objetivo da consistência é determinar se as metas, métodos e dados são consistentes com o objetivo e escopo proposto através da verificação de, por exemplo, a verificação de considerações de variações temporais, se a alocação e fronteiras do sistema foram adequadas e se os elementos da avaliação de impacto estão de acordo com o que foi estabelecido inicialmente.

- Conclusões, limitações e recomendações. As conclusões devem ser determinadas de forma interativa com os outros elementos da etapa de interpretação sempre considerando as definições iniciais. As limitações e recomendações devem ser baseadas nos resultados do estudo e feitas aos tomadores de decisão que irão utilizar os resultados da ACV.

O tipo de relatório deve ser estabelecido na fase de decisão do escopo em estudo. Os resultados, métodos, dados, pressupostos e limitações devem ser apresentados de forma transparente, exata e com detalhes suficientes para permitir ao leitor compreender as complexidades do estudo de ACV (ABNT, 2009b).

A seguir deve-se realizar a revisão crítica para verificar se o estudo satisfaz os requisitos da norma quanto à metodologia, os dados, a interpretação e o relatório. A revisão crítica deve assegurar que os métodos para conduzir o estudo são consistentes e cientificamente válidos, os dados são apropriados com o objetivo do estudo e o relatório é transparente e consistente, podendo ser conduzida por um especialista interno ou externo ou por partes interessadas (ABNT, 2009b).

2.5.5 Benefícios e usos nos estudos sobre ACV

A ACV apresenta um papel importantíssimo, pois permite que sejam selecionados resultados do processo ou do produto que apresentem um menor impacto para o meio ambiente. É possível, também, obter outras informações como dados de custo e desempenho de um produto ou processo (SAIC, 2006). Trata com clareza as questões ambientais complexas, gerando números para que a tomada de decisão tenha embasamento (COLTRO, 2007).

Os principais benefícios de se realizar a ACV são:

- gerenciar e preservar os recursos naturais (COLTRO, 2007);

-
- avaliar as consequências ambientais e os pontos críticos associados a um determinado produto e/ou processo (COLTRO, 2007; SAIC, 2006; SILVA; KULAY, 2006);
 - analisar as vantagens e desvantagens ambientais de um ou mais produtos e/ou processos permitindo a apresentação para a comunidade de uma ação planejada (SAIC, 2006);
 - selecionar indicadores ambientais relevantes para a avaliação da performance de projetos ou reprojatos de produtos ou processos e/ou planejamento estratégico (CHEHEBE, 1998);
 - quantificar liberações ambientais para o ar, água e terra em relação a cada estágio do ciclo de vida de um produto e/ou processo (SAIC, 2006);
 - identificar mudanças significativas relativas aos impactos ambientais entre os estágios do ciclo de vida e o meio ambiente (SAIC, 2006);
 - avaliar os efeitos humanos e ecológicos do consumo de materiais (SAIC, 2006);
 - comparar os impactos ao meio ambiente e a saúde humana de dois ou mais produtos e/ou processos similares (SAIC, 2006; SILVA; KULAY, 2006);
 - otimizar e/ou desenvolver novos sistemas de produtos baseado nos resultados referentes ao ciclo de vida de produtos (COLTRO, 2007);
 - reavaliar produtos existentes na busca de novos insumos e formas de energia alternativa (SILVA; KULAY, 2006);
 - elaborar rótulos e declarações ambientais (SILVA; KULAY, 2006; CHEHEBE, 1998).

A ACV, também, evita que ocorra o deslocamento de problemas ambientais de um lugar para outro, pois, através do estudo completo de um produto é possível ter uma visão geral evitando que se façam escolhas errôneas em relação aos impactos ambientais que dois produtos concorrentes, por exemplo, poderiam ocasionar (SAIC, 2006).

Além disso, a ACV, quando aplicada na fase de desenvolvimento de um produto, permite a identificação de etapas do processo que apresentam alto aspecto ambiental sendo possível melhorá-las antes da sua produção através de opções de processos mais sustentáveis (NIEDERL-SCHMIDINGER; NARODOSLAWSKY, 2008).

Um dos principais usos da ACV é a obtenção de um entendimento de todo o sistema de tal forma a possibilitar sua melhoria (CHEHEBE, 1998). Segundo o autor, as empresas utilizam essa ferramenta para:

- estabelecer uma ampla base de informações sobre as necessidades totais de recursos, consumo de energia e emissões;
- comparar as entradas e saídas do sistema associadas com produtos alternativos, processos ou atividades;
- auxiliar no desenvolvimento de novos produtos, processos ou atividades visando reduzir recursos e/ou emissões;
- promover o *marketing* da empresa demonstrando para a sociedade de forma quantificada os impactos ambientais que o produto e/ou sistema provocam no meio ambiente comparado com outros produtos e/ou sistemas.

Apesar de todos os benefícios que a ferramenta de ACV oferece existem muitas limitações que precisam ser estudadas para o desenvolvimento e aprimoramento da mesma.

2.5.6 Limitações e problemas nos estudos sobre ACV

Pelo fato dessa ferramenta ser recente tem-se observado alguns problemas e limitações.

Através da revisão de estudos sobre ACV de Arushanyan, Ekener-Petersen e Finnveden (2014) foi verificado que a diferença na localização geográfica, escolha do sistema estudado, suposições sobre os limites do sistema, unidade funcional, diferentes fontes e incertezas na coleta dos dados, influenciam diretamente os resultados dos trabalhos de ACV.

Segundo Reap et al. (2008), a ACV é uma ferramenta que precisa ser melhorada em todas as suas fases de estudo, sendo a principal, a disponibilidade e qualidade dos dados.

Existem banco de dados desenvolvidos em vários países cujo formato está sendo padronizado, porém, na prática, vários dados são encontrados obsoletos, incomparáveis ou de qualidade desconhecida (GUINÉE et al., 2001).

Muitas vezes os problemas surgem devido a decisões subjetivas realizadas durante o estudo. A escolha dos limites do sistema, a seleção da origem, período da coleta dos dados, a definição das categorias de impacto podem ser peculiares perdendo o objetivo definido no trabalho (ANDRAE; ANDERSEN, 2010; ABNT, 2009a).

Outra questão complexa é devido ao estudo de ACV requerer recursos e tempo intensivo, portanto, a disponibilidade de dados, tempo para a realização do estudo e recursos financeiros podem ser limitantes para a sua realização (SAIC, 2006; SILVA; KULAY, 2006).

Outro ponto crítico são os limites geográficos de onde são extraídos os dados. Tecnologias de extração de matérias primas e recursos utilizados, produção, distribuição variam de acordo com o local afetando os tipos e quantidades de recursos exigidos e resíduos gerados (REAP et al., 2008), ou seja, algumas informações dependem de condições técnicas, ambientais e geográficas da região onde o estudo está sendo realizado (CHEHEBE, 1998).

Para Ross, Evans e Webber (2002) as principais incertezas que podem comprometer um estudo de ACV são: a exclusão de informações durante o inventário e a agregação de dados com diferentes escalas espaciais e temporais.

Apesar de todos os benefícios que a ferramenta de ACV oferece existem muitas limitações que precisam ser estudadas para o desenvolvimento e aprimoramento da mesma.

2.5.7 Softwares utilizados para realizar a ACV

A ACV é uma ferramenta complexa que requer o levantamento de um número elevado de dados. Desta forma, existe uma grande variedade de *softwares* para auxiliar na conduta desses estudos tornando possível a realização de cálculos para obtenção de resultados com maior confiança e proporcionando, também, realizar comparações do ciclo de vida de produtos, análise do fluxo de materiais e energia, análise dos impactos ambientais e financeiros de todas as atividades do sistema.

As Tabelas 15 e 16 apresentam, respectivamente, os principais *softwares* e banco de dados disponíveis.

Tabela 15 – Alguns *Softwares* de apoio a ACV.

Nome	Endereço na Internet	País de Origem
AIST-LCA (JEMAI-LCA)	http://unit.aist.go.jp/lca-center/english/theme.html	Japão
BEES 3.0	http://www.bfrl.nist.gov/oe/software/bees.html	Estados Unidos
Boustead Model 5.0	http://www.boustead-consulting.co.uk/products.htm	Reino Unido
CMLCA 4.2	http://www.leidenuniv.nl/interfac/cml/ssp/software/cmlca/index.html	Holanda
eiolca.net	www.eiolca.net	Estados Unidos
EMIS	www.carbotech.ch	Suíça

Environmental Impact Estimator	http://www.athenasmi.ca/tools/	Canadá
GaBi	http://www.gabi-software.com/	Alemanha
GEMIS	http://www.oeko.de/service/gemis/en/index.htm	Alemanha
GREET 1.7	http://www.transportation.anl.gov/software/GREET/index.html	Estados Unidos
IDEMAT 2005	http://www.io.tudelft.nl/research/dfs/idemat/index.htm	Holanda
KCL-ECO 4.0	http://www.kcl.fi/eco	Finlândia
LCAiT	http://www.lcait.com/	Suécia
MIET	http://www.leidenuniv.nl/cml/ssp/software/miet/index.html	Holanda
Regis	www.sinum.com	Suíça
Simapro 7	www.pre.nl	Holanda
TEAM	http://www.ecobalance.com/uk_team.php	França
Umberto	www.umberto.de	Alemanha

Fonte: Curran, 2006.

Tabela 16 – Alguns Bancos de Dados de ICV.

Nome	Endereço na Internet
Australian LCI Data Project	http://www.cfd.rmit.edu.au/programs/life_cycle_assessment/life_cycle_inventory
BUWAL 250	http://www.umwelt-schweiz.ch/buwal/eng/
Canadian Raw Materials Database	http://crmd.uwaterloo.ca/
DuboCalc	http://www.rws.nl/rws/bwd/home/www/cgi-bin/index.cgi?site=1&doc=1785

Dutch Input Output	www.pre.nl
ecoinvent	www.ecoinvent.ch
EDIP	www.lca-center.dk
Franklin US LCI	www.pre.nl
German Network on LCI Data	www.lci-network.de
IVAM LCA Data	www.ivam.uva.nl
Japan National LCA Project	http://www.jemai.or.jp/lcaforum/index.cfm (in Japanese) http://www.jemai.or.jp/english/lca/project.cfm
LCA Food	www.lcafood.dk
SPINE@CPM	www.globalspine.com
Thailand LCI Database Project	www.mtec.or.th
US LCI Database Project	www.nrel.gov/lci

Fonte: Curran, 2006.

Assim como os bancos de dados, alguns *softwares* são gratuitos, entretanto, os mais complexos e completos são comerciais. Os *softwares* possuem métodos múltiplos de análises de impactos, bases de dados de processos e produtos, possibilitam alterações nos dados, procedimentos de cálculos para balanços de massa e energia.

Por exemplo, o SimaPro significa “Sistema de Avaliação Ambiental Integrada de produtos”. Possui vários bancos de dados (BUWAL 250, *ecoinvent*, IVAM LCA Data, entre outros) de inventário com vários processos e métodos de avaliação de impacto importantes (CML 1992, Eco-indicator 99, EPS2000, entre outros) e podem ser editados e ampliados sem limitação. Foi lançado em 1990 na Holanda, criado por *Pré Consultants* e é considerada uma ferramenta confiável e flexível (CURRAN et al., 2006 ; SAIC, 2006).

Dentre os bancos de dados do SimaPro existe o *ecoinvent* v2.0 que cobre mais de 4000 processos. Esse banco de dados é resultado do trabalho de institutos suíços para atualizar e integrar o BUWAL250 e vários outros bancos de dados (GOEDKOOOP et al., 2010).

Segundo o Goedkoop et al. (2010) e Frischknecht et al. (2007) as principais características do *ecoinvent* são:

- abrange uma ampla gama de dados;
- disponível como processos unitários e processos de sistema;
- possui aplicação coerente das fronteiras do sistema e alocação;
- possui uma rotina de cálculo;
- bem documentado (os relatórios do *ecoinvent* podem ser acessados através de menu de ajuda SimaPro, o site da *ecoinvent* ou pelo CD *ecoinvent*);
- apresenta especificação consistente dos dados de incerteza;
- possui informações de bens de capital que são importantes para sistemas de energia e transporte;
- é atualizado regularmente pelo Centro *ecoinvent*;
- possui um editor (EcoEditor) associado ao MS-Excel, a ferramenta de administração (EcoAdmin) e a ferramenta de consulta (EcoQuery).
- é rico em informações e apesar de ter iniciado com foco em dados europeus o *ecoinvent* apresenta um alcance internacional.

Segundo Frischknecht et al. (2005) uma das principais características dos bancos de dados é a transparência na divulgação das informações para permitir a avaliação adequada dos dados, além da possibilidade de construir um sistema interligado de processos unitários na fase do ICV.

Em relação aos *softwares* é importante destacar que os mesmos possuem características variadas sendo necessário realizar uma avaliação antes da escolha pelo usuário. A versão Demo de cada *software* proporciona ao usuário o conhecimento dos bancos de dados e, conseqüentemente, a escolha adequada daquele a ser utilizado considerando o objetivo e propósito do estudo de ACV.

Com o propósito de desenvolver uma metodologia de execução da ACV adequada às condições brasileiras e na construção de um banco de dados regional foi implementado no Departamento de Engenharia Química da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo (USP) o Grupo de Prevenção da Poluição (GP2) que tem se dedicado a estudos abordando a problemática ambiental para a prevenção da poluição atuando com a ACV de maneira a divulgar essa ferramenta (RIBEIRO, 2009).

2.5.8 Estudos sobre ACV em EEE

Devido à importância e benefícios que a ferramenta de ACV proporciona, este tópico apresenta alguns estudos relacionados à ACV em equipamentos elétricos e eletrônicos.

Arushanyan, Ekener-Petersen e Finnveden (2014) realizaram uma revisão de estudos sobre ACV em produtos e serviços de tecnologia de informação e comunicação. Os autores informaram que a maioria dos trabalhos abordam estudos relacionados a computadores, laptops, monitores, TVs e telefones celulares. Foi constatado que as fases que provocaram maior impacto ambiental foram a fabricação e uso, respectivamente, relacionados ao potencial de aquecimento global e ao alto consumo de energia. Além dessas informações, os autores verificaram que suposições realizadas sobre os limites do sistema, unidade funcional, tempo de vida, localização geográfica são algumas características que contribuíram para a variabilidade do estudo.

Elduque et al. (2014) realizaram um estudo de ACV em placas eletrônicas utilizadas em *cooktop*, onde foi possível comparar três tipos de placas, seus componentes eletrônicos e o processo de montagem. Após o levantamento do inventário do ciclo de vida e a utilização do SimaPro foi verificado que a fase de uso proporcionou um maior impacto ambiental em todas as categorias estudadas (acidificação, eutrofização, aquecimento global, toxicidade humana, entre outros) devido ao consumo de energia. Os autores propuseram diversas melhorias, tais como: a substituição de componentes eletrônicos através de um *redesign* proporcionando menores esforços durante o processo de montagem da produção, alteração de alguns componentes que apresentaram um melhor impacto ambiental através da avaliação de diversos fabricantes, compactação de sensores e capacitores para redução do peso da placa de circuito, melhorias para facilitar a recuperação e aumentar as taxas de reciclagem, tais como, redução de matérias primas como ouro, prata e cobre durante a produção de indutores e capacitores e reciclagem de componentes presentes nos indutores de núcleo de anel como ouro, prata, cobre.

Song et al. (2013) realizaram a ACV em Macau cujo o produto era computador. Foi verificado que as etapas de fabricação e uso provocaram os maiores impactos ambientais. Considerando uma escala decrescente de impactos durante a fabricação tem-se: o *desktop*, o monitor de cristal líquido (LCD), o monitor de tubos de raios catódicos únicos (CRT), o teclado e o *mouse*. Durante o uso os impactos ambientais ocorrem devido aos altos níveis de energia consumida sendo que os maiores impactos foram originados, respectivamente, de energias provenientes de carvão mineral, petróleo e gás natural.

Duan et al. (2009) utilizaram a ACV para avaliar o desempenho ambiental de EEE chineses focando no ciclo de vida de computadores *desktop*. Os resultados apresentaram maiores impactos ambientais nas etapas de fabricação (incluindo a extração de matéria-prima, processamento, produção dos componentes, montagem) e uso. Os impactos gerados relacionados aos recursos fósseis na fase de fabricação resultaram em cerca de 40% contra 27% na fase de utilização. Os impactos ambientais foram resultados de emissões para a atmosfera relacionadas ao fato da mistura de eletricidade chinesa ser gerada a partir de usinas térmicas a carvão e petróleo provocando um potencial aquecimento global resultando em cerca de 65% de impactos a saúde humana. Em relação à fase de fabricação dos componentes do *desktop* verificou que os maiores impactos foram causados, respectivamente, pelo CPU, telas de LCD e CRT, teclado e *mouse*. Além disso, o estudo apresentou que ao realizar o processo de reciclagem dos equipamentos após o fim de vida obtêm-se benefícios ambientais através da redução de cerca de 75 a 80% dos impactos ambientais (relacionados a saúde humana, qualidade do ecossistema e consumo de recursos) gerados na etapa de fabricação.

Choi et al. (2006) investigaram o impacto ambiental do ciclo de vida de computadores e determinaram a taxa de reciclagem desejável após seu fim de vida na Coreia. A ACV foi realizada considerando diferentes cenários de reciclagem, sendo eles: o primeiro considerou a taxa de reciclagem atual de 46% e o segundo a taxa ideal de reciclagem de 100%. As categorias de impacto avaliadas foram: esgotamento de recursos abióticos, aquecimento global, ecotoxicidade, toxicidade humana, acidificação, destruição da camada de ozônio, formação foto-oxidante e eutrofização. A fase que apresentou um impacto ambiental significativo em todas as categorias (exceto na toxicidade humana) foi a pré-produção que inclui a produção da placa de circuito impresso, vários tipos de *drivers* e pequenas peças eletrônicas. A fase de uso, também, apresentou um impacto significativo devido ao consumo de eletricidade produzido pela queima de combustível fóssil. O estudo apresentou que o processo de reciclagem após o fim de vida dos equipamentos contribuiu para a redução dos impactos ambientais de esgotamento de recursos abióticos e acidificação. Os autores apresentaram que a taxa de reciclagem para reduzir, também, os impactos ambientais relacionados à destruição da camada de ozônio e a ecotoxicidade deve ser de pelo menos 63%. Os principais fatores que provocaram impactos ambientais no processo de reciclagem estudado foram o consumo de diesel durante a etapa de coleta dos resíduos e o consumo de ácido nítrico, ácido sulfúrico e ácido clorídrico utilizados para a extração de matérias primas nos REEE.

Song et al. (2012) utilizaram a ACV para investigar os impactos ambientais dos televisores chineses com foco no tubo de raios catódicos dos monitores. O estudo mostrou

que as fases que apresentaram maior impacto ambiental foram, respectivamente, a utilização dos equipamentos através do consumo de eletricidade e a etapa de fabricação. Durante a utilização dos televisores, obtêm-se um elevado consumo de energia elétrica gerando os principais impactos através de emissões para o ar, água e solo. Como a principal fonte de eletricidade produzida na China é o carvão, essa fase provocou o alto consumo de recursos fósseis. No estudo os autores compararam algumas fontes de eletricidade e verificaram que o consumo de energia a partir de hidrelétricas provoca um menor impacto ambiental quando comparado com usinas termoelétricas. Durante a fabricação, os tubos de raios catódicos e as placas de circuito impresso são as mais críticas. Nessa fase, os impactos sobre a saúde humana são, principalmente, pelo uso de substâncias cancerígenas e inorgânicas representando, respectivamente, cerca de 57% e 12%. A placa de circuito impresso utilizada na fabricação da TV apresentou maior contribuição para os impactos ambientais (38%). A produção do envoltório de plástico, bobina de deflexão e cabo contribuem com, respectivamente, 4,99%, 3,97%, 2,18%.

Hischier e Bandin (2010) realizaram a ACV do “berço ao túmulo” em televisores de plasma comparando com televisores de tubos de raios catódicos e os de *display* de cristal líquido. Como resultados a fase de maior impacto ambiental foi durante o uso devido ao consumo de energia. Em seguida teve-se a produção com as placas de circuito impresso e seus componentes responsáveis por mais de $\frac{3}{4}$ dos impactos da fase de consumo de energia. Os principais responsáveis pelos impactos ambientais gerados na fase de produção foram a placa de circuito impresso (75%), a carcaça (15%), atividades de montagem (5%) e *display* de plasma (3%). As placas de circuito impresso contribuíram com elevadas emissões para o ar de SO₂ durante a produção do paládio, bem como emissões para o ar de acetato de etila e metiletilcetona no processo de produção de vários componentes eletrônicos (capacitores, indutores, etc). A carcaça contribuiu com impacto ambiental durante a etapa de produção de peças de alumínio por gerarem emissões para o ar de hidrocarbonetos aromáticos policíclicos, além de emissões de íons de vanádio à água devido ao tratamento de resíduos de digestão da bauxita. O *display* de plasma contribuiu com impacto devido ao gás xênonio utilizado na etapa de enchimento e as atividades de montagem que contribuíram através da toxicidade humana e alterações climáticas.

Munõz et al. (2009) trabalharam com a ACV do berço ao túmulo em um urso de pelúcia eletrônico com a finalidade de identificar impactos ambientais e propor melhorias. O urso de pelúcia canta, conta histórias e se move utilizando pilhas alcalinas como fonte de energia. Como resultados, a fase de produção contribuiu para os maiores impactos no ciclo de vida devido a produção da bateria que representa 50 a 64% do total de impacto do ciclo de vida

seguida da fase de produção do brinquedo com 28 a 34% do total. Algumas mudanças no *design* do produto foram realizadas considerando a viabilidade técnica, relevância ambiental, economia e aceitação do consumidor, tais como: alterações na embalagem para minimizar perdas na etapa de corte, uso de fibras recicladas no recheio do urso de pelúcia, uso de plásticos recicláveis em componentes ocultos, uso de pilhas recarregáveis, entre outras. As propostas de alteração sugeridas pelos autores não foram implementadas durante o estudo, porém, o artigo apresentou algumas alterações que já haviam sido implementadas em um produto similar ao estudado conhecido como ‘Mickey Canta e Dança’. Como por exemplo, foram alterados alguns componentes eletrônicos, o tipo de recheio do brinquedo (fibras de plástico recicladas em vez de virgem), redução do uso de algumas embalagens (fita adesiva, cintas de aço). Essas propostas proporcionaram uma redução da demanda de energia do brinquedo durante a sua utilização de cerca de 20% e a quantidade de plástico em 30%.

Alonso et al. (2007) utilizaram a ACV em sistemas elétrico e eletrônico no setor automobilístico com foco nos fios de chicote dos motores e a caixa de junção inteligente. As fases que apresentaram impactos ambientais mais significativas foram à fabricação (incluindo a extração da matéria prima e fabricação de materiais e componentes), sendo que a produção do cobre apresentou uma forte influência nos resultados globais da ACV e, também, a fase de uso. Além disso, com o estudo foi possível propor melhorias para a redução dos impactos ambientais através da redução do peso do sistema de cabeamento e o teor de cobre do sistema estudado.

Esses foram alguns estudos que utilizam a ACV para realizar uma análise de gestão ambiental relacionados aos EEE.

2.5.9 Estudos sobre ACV em REEE

Os REEE são compostos por uma variedade de materiais que apresentam diferentes rotas de tecnologias relacionadas ao tratamento dos mesmos. Segundo Araújo (2013) a cadeia de fim de vida dos REEE consiste na coleta dos resíduos (onde deve-se considerar varejistas, atacadistas, catadores associados em cooperativas e outros atores), tratamento dos resíduos (que consiste em operações de reciclagem, reuso e remanufatura), operações de desmontagem dos resíduos (que consiste no envio de componentes para empresas recicladoras especializadas), a utilização dos materiais reciclados como matérias primas secundárias em outros produtos ou no mesmo produto e a disposição final em aterros sanitários dos rejeitos.

A literatura apresenta vários estudos referentes à ACV aplicada em REEE com resultados relacionados à eficiência energética em várias etapas do ciclo de vida dos resíduos,

análise de exaustão de recursos naturais e os impactos ambientais dos tipos de tratamento dos REEE. Alguns estudos estão dispostos a seguir.

Rubin et al. (2014) realizaram um estudo de ACV em sucatas de placa de circuito impresso com o objetivo de comparar dois mecanismos de recuperação de cobre. Em ambos os processos existem etapas mecânicas e eletroquímicas, sendo que o primeiro deles apresenta em uma determinada etapa o uso de ácido sulfúrico e o segundo a combinação de ácido nítrico e ácido clorídrico. Através da utilização da ACV foi possível verificar que o segundo processo possuiu um melhor desempenho ambiental, já que o primeiro apresentou um impacto 1,26 vezes maior do que o segundo na categoria de acidificação.

Zanghelini et al. (2014) utilizaram a ferramenta de ACV para quantificar os impactos ambientais de um compressor de ar em uma indústria Brasileira com foco na comparação de três alternativas de gerenciamento de resíduos sendo elas: remanufatura, reciclagem e disposição em aterros sanitários. As categorias de impactos avaliadas foram: aquecimento global, esgotamento de recursos abióticos, demanda total de energia e ocupação da terra. Os autores verificaram que o processo de remanufatura proporcionou um melhor desempenho ambiental para o produto após o seu fim de vida, ou seja, o processo de remanufatura apresentou os menores impactos ambientais em todas as categorias estudadas (aquecimento global, esgotamento de recursos abióticos, demanda total de energia e ocupação da terra). A segunda e terceira opções para o gerenciamento dos resíduos com impactos ambientais considerando uma amplitude crescente foram, respectivamente, a reciclagem e a disposição em aterros sanitários. A diferença de emissões geradas entre a remanufatura e reciclagem foram: 100kg de CO₂ equivalentes (aquecimento global), 1,12kg de antimônio equivalentes (recursos abióticos), 3,142MJ equivalente (demanda total de energia) e 548,6m²/ano (ocupação de terra). A disposição em aterros apresentou os maiores impactos ambientais em todas as categorias estudadas obtendo 40% a mais de impacto ambiental global comparado com o processo de remanufatura.

Menikpura, Santo e Hotta (2014) investigaram o processo de reciclagem de alguns REEE (máquinas de lavar, refrigeradores, ar condicionado e televisores) relacionados aos gases de efeito estufa (GEE). Foi utilizado a ACV no processo de reciclagem desses resíduos em Fukuoka (Japão). As etapas do processo de reciclagem consideradas no estudo foram: a logística reversa, o pátio de estocagem, a etapa de desmontagem e o processo de fundição e recuperação dos metais. Como resultados verificou que o processo de reciclagem consome quantidade significativa de energia e as maiores emissões de GEE ocorreram, respectivamente, nas etapas: de fundição dos metais, desmontagem e logística reversa. As emissões provenientes pela etapa de logística reversa ocorreram devido as longas distâncias

observadas no transporte entre os pontos de coleta, sendo que os dois equipamentos que mais contribuíram para essa categoria foram os refrigeradores e as TVs. Os impactos gerados pela logística reversa dos refrigeradores ocorreram devido ao pequeno número de unidades transportadas por viagem, já que ocupavam um grande volume. Em relação aos televisores relacionou principalmente, pelo consumo da gasolina dos carros (de clientes) para realizar o transporte de uma unidade até o varejista. Já as emissões de GEE gerados no processo de desmontagem foram provenientes, principalmente, pelo consumo de combustíveis fósseis para operar as máquinas devido a utilização de processos automatizados. Além disso, as emissões de GEE a partir de uma mesma quantidade equivalente de material virgem excederam as emissões provenientes da reciclagem, pode-se citar como exemplo a máquina de lavar cujas emissões de GEE foram de 34,29kg de CO₂ eq/unidade utilizando material virgem e 22,18kg de CO₂ eq/unidade utilizando material reciclado.

Song, Wang e Li (2013) realizaram uma abordagem combinada de análise energética e ACV para investigar a eficácia de um projeto piloto de tratamento de lixo eletrônico (através da reciclagem) em Macau. As ferramentas utilizadas indicaram que o projeto produziu baixos impactos sobre o meio ambiente local e o tratamento do lixo eletrônico gerou benefícios para o meio ambiente pela redução de poluentes através de emissões para o ar, água, consumo de energia fóssil, entre outros. Com a ACV foi possível verificar que os benefícios pelo tratamento do lixo foram de 74,32% para à saúde humana. A reciclagem dos metais, plásticos e vidros, a reutilização de unidades de disco rígido e o tratamento de fontes de alimentação representaram 98% do benefício ambiental. Porém, analisando apenas os aspectos econômicos, algumas medidas mais eficazes precisam ser adotadas devido os benefícios econômicos do projeto serem baixos.

Bigum, Brogaard e Christensen (2012) realizaram o estudo de ACV na recuperação de cobre, ouro, níquel, paládio e prata em REEE de TIC. Como resultados os pesquisadores obtiveram vantagens relacionadas aos recursos de materiais e energéticos. Os metais recuperados foram bem variados obtendo-se desde 2g de paládio até 386 kg de ferro por tonelada de REEE. Foi possível verificar que 12 a 26% de prata, ouro e paládio foram recuperados na fase de pré-tratamento (composta pela triagem manual, moagem, separação magnética e classificação). Essa etapa foi importante devido a recuperação de recursos, pois esses metais estão escassos e ao elevado consumo energético gerado pela mineração e refino de minério.

Wager, Hischer e Eugster (2011) realizaram um estudo sobre ACV com o objetivo de calcular os impactos ambientais do sistema de coleta, desmontagem, reciclagem, incineração e deposição em aterros sanitários dos REEE na Suíça. A deposição em aterros sanitários é

responsável pelo maior impacto ambiental, seguida dos impactos gerados pela contribuição da coleta relacionado ao transporte. A etapa de desmontagem resultou em menor impacto ambiental. Analisando a reciclagem, a principal contribuição para os impactos ambientais foram provenientes do tratamento de metais, seguidos do tratamento de tubos de raios catódicos e tratamento de plástico. Considerando o tratamento de metais, os principais contribuintes para os impactos ambientais foram provenientes de emissões de compostos de cobre e níquel. O tratamento de dispositivos de tubos de raios catódicos (CRT) gerou emissões de SO₂ e o tratamento do plástico gerou emissões de antimônio. Os resultados do estudo demonstraram que o sistema de reciclagem dos REEE possui vantagens ambientais em comparação com os cenários de incineração e disposição em aterros desses resíduos. E que os benefícios ambientais provenientes da reciclagem podem ser melhorados pelo uso de tecnologias eficazes para realizar a reciclagem de metais preciosos.

Noon, Lee e Cooper (2011) estudaram os resíduos de monitores de computador em alguns municípios do estado de Washington considerando: reutilização, reciclagem, disposição em aterro sanitário e disposição em aterro destinado a resíduos perigosos. Os autores compararam os *displays* de cristal líquido (LCD) com os de tubos de raios catódicos únicos (CRT). As categorias de impactos avaliadas foram: o potencial de aquecimento global, consumo total de energia, consumo total de combustíveis fósseis, emissões atmosféricas, gestão de mercúrio e de chumbo. Como resultados, verificaram que os monitores de LCD apresentam um menor impacto para todas as categorias de impacto do que o CRT com exceção para a categoria de impacto referente à gestão de mercúrio devido as lâmpadas fluorescentes utilizadas para iluminar o fundo do monitor de LCD.

Gamberini et al. (2010) abordaram por meio de uma solução integrada aspectos de uma rede de transporte de REEE no Norte da Itália. Os seguintes pontos foram analisados: técnicas de coleta, métodos de roteamento de veículos, procedimentos heurísticos comparando diferentes cenários de sistemas, modelagem para a obtenção de medidas de desempenho, ACV para avaliação dos impactos ambientais das soluções abordadas, métodos de decisão multi-critérios selecionando a melhor opção sob a perspectiva técnica e ambiental. Neste trabalho, foi levado em consideração apenas o processo relacionado ao transporte de produtos em fim de vida a partir dos pontos de coleta até a planta de tratamento. Utilizou o SimaPro para obtenção dos resultados. Para os impactos avaliados (cancerígenos, respiratórios orgânicos, respiratórios inorgânicos, mudança climática, radiação, camada de ozônio, ecotoxicidade, acidificação, minerais e combustíveis fósseis), aqueles que apresentaram maiores impactos foram os combustíveis fósseis com 48,8% na avaliação global e os respiratórios inorgânicos com 28,7% na avaliação global.

Johansson e Bjorklund (2009) avaliaram os resultados da reutilização, recuperação e reciclagem de lava-louças após seu fim de vida. Foi verificado que a remoção do cobre manualmente antes da etapa de trituração pode aumentar a pureza do material recuperado. Utilizaram a ACV para avaliar dois casos, sendo o primeiro o processo de reciclagem de lava-louças com a etapa de trituração atual da empresa e o segundo, o processo onde a trituração ocorreu após a remoção do cobre. As principais categorias de impactos ambientais analisadas foram esgotamento de recursos abióticos e o potencial de aquecimento global. Os resultados mostraram que no segundo caso houve uma redução dos impactos ambientais das duas categorias avaliadas. Isso ocorreu porque nesse caso o processo de refusão do aço virgem e inoxidável ao aço recuperável pode ser evitada devido a maior pureza dos metais recuperados. A recuperação do cobre não foi considerada a mais importante e sim a redução da contaminação do mesmo no aço. Além disso, o uso de energia foi reduzido no segundo caso devido não existir a etapa de refusão citada anteriormente.

Dodbiba et al. (2008) compararam dois tipos de tratamento realizados em resíduos plásticos de televisores, sendo eles a incineração para a recuperação de energia e a reciclagem mecânica utilizando a ACV. As categorias de impacto analisadas foram: esgotamento de recursos abióticos, o potencial de aquecimento global, o potencial de acidificação, o potencial de oxidação, o potencial de eutrofização e o potencial de toxicidade humana. Os autores verificaram que a recuperação de energia através da incineração requer mais recursos e gera grande quantidade de gases que contribuem para o efeito estufa. Desta forma, a reciclagem mecânica é o melhor tratamento em termos ambientais. Além disso, com o estudo foi possível propor algumas estratégias de *design* através da redução da variedade de plásticos utilizados no processo de fabricação das TVs.

Com os estudos apresentados acima foi possível verificar a importância dos resultados obtidos utilizando a ACV para o meio ambiente e população através de benefícios que a mesma gera ao identificar possíveis pontos de melhorias.

2.6 Processo de Reciclagem de REEE

A definição de reciclagem proposta pela PNRS (capítulo II, art.3) é: “Reciclagem: processo de transformação dos resíduos sólidos que envolve a alteração de suas propriedades físicas, físico-químicas ou biológicas, com vistas à transformação em insumos ou novos produtos, observadas as condições e os padrões estabelecidos pelos órgãos competentes do SISNAMA e, se couber, do SNVS e do SUASA” (BRASIL, 2010).

Todo o resíduo que é reciclável demanda de um gasto energético e apresenta aspectos ambientais, limites econômicos e aspectos sociais envolvidos (ARAÚJO, 2013).

O sistema de reciclagem de REEE tem sido considerado de alta relevância devido o aumento expressivo de resíduos e a crescente consciência da população para com o meio ambiente (TAURINO; POZZI; ZANASI, 2010).

O processo de reciclagem de REEE se inicia na coleta e posterior separação do material integrado de tal forma que as diferentes frações de materiais possam ser encaminhadas para os adequados processos de tratamento. A desmontagem do equipamento é realizada, na maioria das vezes, manualmente porque existem partes, como placas de circuito impresso, que contém materiais perigosos, e que devem ser tratados como resíduos perigosos especiais. Em seguida, ocorre a redução do tamanho dos materiais através de trituradores. As próximas etapas consistem na separação de metais não ferrosos, alumínio e plástico do material triturado onde se utilizam técnicas como magnetismo e separação por densidade (TANSKANEN, 2013). A partir de então obtém-se os diferentes materiais que são tratados de maneiras diversas.

Os resíduos ferrosos, geralmente, são enviados para plantas de siderurgia, os plásticos para plantas de reciclagem. Os resíduos de cobre e alumínio são reciclados em fundições. Materiais que são considerados como rejeitos, conforme a PNRS, são encaminhados para disposição final em aterros (ARAÚJO, 2013).

Para a presente pesquisa, o foco foi o processo de reciclagem de plásticos dos REEE. A reciclagem de plásticos de REEE é um grande desafio, pois, geralmente, são compostos por mais de 15 diferentes tipos de polímeros (incluindo acrilonitrilo-butadieno-estireno (ABS); poliestireno de alto impacto (HIPS); polipropileno (PP); poliestireno (PS), etc) que representam aproximadamente 20% do peso total dos REEE. E, também, devido à presença de retardantes de chama bromados (BFR), incluindo bifenilos polibromados (PBB), éter difenil polibromados (PBDE), entre outros (VILAPLANA; KARLSSON, 2008).

Além disso, os plásticos de REEE devem ser analisados de forma criteriosa antes de serem reciclados porque contém substâncias perigosas que podem ser dissipadas no produto manufaturado proveniente do plástico reciclado oriundo de REEE (WAGER et al., 2009).

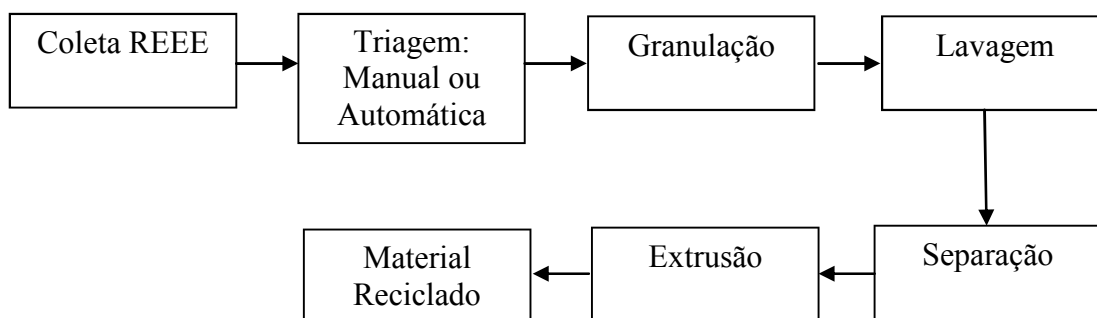
Abordagens mais comuns para a reciclagem de plásticos incluem a incineração para a produção de energia e a reciclagem mecânica onde os resíduos de plásticos são reutilizados na fabricação de novos produtos (VILAPLANA; KARLSSON, 2008). Na incineração ocorre a formação de substâncias tóxicas como dioxinas e furanos, sendo necessários equipamentos adequados para o tratamento dos gases (TAURINO; POZZI; ZANASI, 2010). Existe, também, a reciclagem química conforme abordado por Achilias et al. (2009) em seu trabalho.

Para os plásticos classificados como termoplásticos a reciclagem mecânica é a mais utilizada, enquanto para os termofixos a reciclagem química é mais indicada (WU; LI; XU, 2013).

Dentre os processos de reciclagem de plásticos, aquele que proporciona um menor impacto ao meio ambiente é a reciclagem mecânica (VILAPLANA; KARLSSON, 2008). Segundo Makenji e Savage (2012) a reciclagem mecânica de plásticos economiza mais de 80% de energia ao comparar com a produção de plástico virgem. O grande desafio da reciclagem mecânica é que os resíduos do plástico devem ser separados de forma eficaz, utilizando meios de tecnologia de separação, onde obtêm-se um grau de pureza elevada do produto (DODBIBA et al., 2005), pois os diferentes tipos de plásticos apresentam as mais variadas características, tais como ponto de fusão, densidade, dureza, entre outras, o que restringe futuras aplicações com o material reciclado (ARAÚJO, 2013).

Makenji e Savage (2012) definem o processo de reciclagem mecânica de plásticos de REEE conforme apresentado na Figura 5.

Figura 5 – Diagrama do processo de reciclagem mecânica de plásticos de REEE.



Fonte: Makenji; Savage, 2012.

Após a etapa de coleta, segue a etapa de triagem manual ou automática. Na triagem manual o material é colocado em uma esteira transportadora e os operadores realizam a separação manualmente através de aspectos visuais. Os métodos utilizados para definir o processo de separação automático baseiam nas características físicas dos resíduos. Um método utilizado é a separação por diferença de densidade. Os materiais são transportados, geralmente, em esteiras, onde os materiais de maior densidade caem através da gravidade devido à inclinação presente e os materiais mais leves permanecem sobre a esteira transportadora (MAKENJI; SAVAGE, 2012).

A etapa seguinte consiste na moagem do material. Existem diversos tipos de moinhos, sendo os de lâminas rotativas os mais utilizados para a redução do tamanho do plástico. Esse equipamento apresenta características de estabilidade mecânica, rápida troca da lâmina, fácil limpeza e alta performance. Todas as operações de redução de tamanho geram calor, sendo essa apenas uma fração da energia efetivamente consumida. O processo de moagem com lâmina rotativa, geralmente, apresenta uma esteira de alimentação que possui um detector de

metais com o objetivo de proteger o dispositivo de corte rotativo (pois garante que a matéria prima seja isenta de metal), um granulador, ventilador de transporte, um separador do tipo ciclone, um recipiente de descarga do material e o filtro (BRANDRUP et al., 1996). Esse sistema de granulação, geralmente, reduz o tamanho das partículas para 25 a 50 mm (MAKENJI; SAVAGE, 2012).

Na etapa de lavagem o material é colocado em um tanque para a limpeza através da remoção de etiquetas e detritos de sujeira onde são utilizados água e surfactantes (MAKENJI; SAVAGE, 2012). O processo de lavagem proporciona a retirada da sujeira (líquida ou sólida) aderida no material a ser reprocessado, sendo uma etapa que influencia na pureza do material que será reciclado. A lavagem consiste em três fases que são: imersão ou amolecimento, liberação da sujeira por meio da circulação e separação da sujeira. A eficácia da lavagem depende de uma série de fatores conforme apresentado na Tabela 17 (BRANDRUP et al., 1996).

Tabela 17 – Fatores que Influenciam o Sucesso da Limpeza de um Processo de Lavagem.

<u>Etapa do Processo</u>	<u>Detergente Líquido</u>
- fase do amolecimento	- quantidade
- fase da circulação	- temperatura
- velocidade relativa dos grãos contaminados com o líquido de lavagem durante a circulação (atrimento).	- aditivos

Fonte: Brandrup et al., 1996.

Para que a lavagem seja bem sucedida os fatores citados acima devem ser ajustados de tal forma que a interação entre as partículas de sujeira com o detergente líquido tenha uma maior afinidade do que com as partículas do plástico (BRANDRUP et al., 1996).

O tempo que o material permanece no tanque de lavagem durante a etapa de imersão ou amolecimento depende do grau de sujeira do material. A imersão é realizada, principalmente, em vasos de agitação que podem ser abertos ou fechados com mecanismos de agitação de baixa velocidade o que permite um tempo de residência mais favorável uma vez que o material move continuamente através do recipiente. A etapa seguinte consiste na separação da sujeira através de circulação intensa. Vários circuitos de lavagem podem ser operados separadamente através da ligação de vários aparelhos de circulação em série formando um sistema de lavagem em cascata. Pode-se, também, conectar etapas que circulam em contracorrente economizando, assim, água. A última etapa consiste na separação da sujeira. A remoção dos resíduos minerais como, por exemplo, terras são realizadas através da

decantação. Para as contaminações não minerais, geralmente, a separação ocorre em conjunto com a remoção da água de lavagem onde utilizam-se precipitantes e floculantes. A limpeza completa do material pode ser obtida através da secagem mecânica (BRANDRUP et al., 1996).

Os custos operacionais e impactos ambientais desse processo podem ser reduzidos através do reuso da água utilizada para realizar a lavagem após passar por um sistema de tratamento (BRANDRUP et al., 1996).

O processo de secagem pode ser entendido como a redução do teor de umidade da matéria prima. Geralmente, a secagem de partículas de plástico é realizada por processos mecânicos ou térmicos. Os processos mecânicos são mais baratos de operar, porém, geralmente, apenas com o processo mecânico não se obtém o teor residual máximo tolerável de umidade no material reprocessado sendo, desta forma, necessário incluir a secagem térmica como estágio final. Para obter uma melhor eficiência da secagem mecânica deve-se considerar as características específicas do material, tais como: área superficial, a esfericidade, a facilidade da retirada da água e a densidade (BRANDRUP et al., 1996).

Durante a secagem mecânica, o teor de umidade do material é reduzido por meio de força centrífuga. Algumas partículas de sujeira dispersos no líquido são removidas juntamente com a retirada da umidade. A primeira fase do sistema de secagem mecânica consiste na separação grosseira da água utilizada após a lavagem e a sujeira dissolvida na mesma onde, geralmente, utilizam telas fixas ou móveis, como, por exemplo, as peneiras vibratórias. A segunda fase desse processo consiste na utilização da força centrífuga. Os teores de umidade final obtidos em secadores que possuem como tecnologia a força centrífuga dependem da velocidade angular, do tempo de residência e da permanência do material no mesmo (BRANDRUP et al., 1996).

O processo de secagem térmica consiste basicamente em três diferentes mecanismos de transferência de calor, tais como a condução, convecção e radiação. A secagem térmica de grânulos de plástico é realizada, geralmente, pela transferência de calor por convecção onde o ar quente aquece os grãos de plástico em toda área superficial sem ocorrer superaquecimento (BRANDRUP et al., 1996).

A etapa seguinte consiste na separação, onde tecnologias baseadas nas diferenças de propriedades dos polímeros são utilizadas, como a densidade (FERRARA; MELOY, 1999; PONGSTABODEE et al., 2008), eletromagnetismo (DODBIBA et al., 2005) ou propriedades de superfície como, por exemplo, a separação por flotação (SHIBATA et al., 1996).

Para definir o processo de separação de polímeros da mesma família (onde as densidades são semelhantes) ou polímeros modificados através de grandes quantidades de aditivos (pois suas densidades foram modificadas) (BEIGBEDER et al., 2013) o mais indicado é a identificação da natureza direta dos polímeros através de técnicas como espectroscopia de massa (GRUENDLING et al. 2010; BRIGGS; HEARN, 1985), fluorescência de raios-X (BOEYKENS; VÁZQUEZ, 2004), a espectroscopia de infravermelho (TAURINO; POZZI; ZANASI, 2010), a espectroscopia de plasma (ANZANO et al., 2011) e espectroscopia Raman (FLORESTAN et al., 1994).

Os processos de espectroscopia de infravermelho próximo (NIR), médio (MIR) e a espectroscopia de Raman identificam o polímero sem alterar a sua forma, sendo processos puramente ópticos. Por outro lado, há processos que não analisam a molécula do polímero como um todo, decompondo a sua cadeia em fragmentos através da pirólise e identificando o polímero associado ao analisar os fragmentos. Esses processos são classificados como espectroscopia de massa por pirólise (PyMS) e espectroscopia de infravermelho por pirólise (Py-IR) (BRANDRUP et al., 1996).

Em relação às técnicas de identificação citadas acima, foi abordado nessa pesquisa o processo de espectroscopia de infravermelho próximo NIR – *Near-Infrared Spectroscopy* e espectroscopia de infravermelho por pirólise (Py-IR). Essas tecnologias têm sido utilizadas para a identificação de polímeros, principalmente, em processos de reciclagem (VAN DEN BROEK et al. 1998; HUTH-FEHRE et al., 1995).

A espectroscopia de infravermelho é uma técnica rápida de identificação dos polímeros onde utiliza a absorção de luz no infravermelho e através dos comprimentos de onda é possível determinar as ligações presentes no material (HUTH-FEHRE et al., 1995). A radiação do infravermelho não contém energia suficiente para excitar transições de elétrons, porém possui energia para excitar os movimentos rotacionais e vibracionais das moléculas ou parte delas. A interação entre a radiação de infravermelho e o material depende da estrutura molecular ou cristalina, especialmente, a simetria da cadeia celular e a distribuição dos elétrons (BRANDRUP et al., 1996).

O NIR detecta as ligações presentes nos comprimentos de onda entre 0,8 μm - 2,5 μm e frequência de $3,8 \times 10^{14}$ a $1,2 \times 10^{14}$ Hz. A intensidade de radiação que é refletida da superfície da amostra é analisada em função do comprimento de onda apresentado como espectro de absorbância (BOKOBZA, 2002). A energia absorvida aumenta a amplitude de vibração molecular sem modificar a sua frequência e, além disso, pode haver a combinação de duas ou mais vibrações moleculares. Ocorre o deslocamento dos átomos em vibração

alterando o momento dipolar, permitindo, assim, a interação do componente elétrico da radiação incidente com a molécula (BUENO, 2004).

Para realizar a identificação do polímero utilizando a técnica NIR não é necessária a preparação de amostras através de diluição ou de moagem, sendo um processo onde é permitido que medições sejam feitas rapidamente. Neste caso, utiliza-se um equipamento portátil com *software* para auxiliar no processo de identificação de casos complicados. Ao utilizar *softwares* é necessário que seja realizada a calibração para obter um conjunto de espectros de amostras conhecidas de tal forma que exista uma ligação com os espectros das amostras a serem analisadas (BRANDRUP et al., 1996).

Algumas vantagens presentes nessa técnica são: rápido tempo de análise, as radiações possuem elevada profundidade de penetração, utilizam fibras ópticas, o método não é destrutivo e nem invasivo, não é necessário utilizar reagentes e não produz resíduo (BRANDRUP et al., 1996; HUTH-FEHRE et al., 1995).

Por outro lado, a grande desvantagem presente na tecnologia de NIR é a incapacidade de detectar polímeros pretos e cinzas escuros, já que a radiação é totalmente absorvida. Para ser capaz de identificar plásticos pretos deve-se utilizar a espectroscopia de infravermelho médio ou outra técnica como, por exemplo, a espectroscopia de infravermelho por pirólise (Py-IR) (BRANDRUP et al., 1996; HUTH-FEHRE et al., 1995).

A espectroscopia de infravermelho por pirólise (Py-IR) não identifica os polímeros diretamente, pois analisam os polímeros pela decomposição térmica do mesmo. Na pirólise, a amostra é rapidamente aquecida até uma temperatura alta, de modo que a decomposição ocorra isotermicamente. Essa técnica não depende apenas das condições de pirólise, dependendo, também, da natureza dos polímeros, como por exemplo, a estereoregularidade, o grau de ramificação, a reticulação, e o comprimento da macromolécula (BRANDRUP et al., 1996).

Após a etapa de identificação dos plásticos e sua separação, deve-se realizar a densificação (aglomeração) para os materiais com baixa densidade e, em seguida, o processo de extrusão. A extrusão do material sólido envolve a fusão do polímero e termina com o processo de granulação (material peletizado). Durante a extrusão, pode-se adicionar no polímero fundido aditivos, corantes, antioxidantes, cargas, agentes de acoplamento, fibra e estabilizantes com o objetivo de atingir a qualidade final desejável. Existem aditivos tais como modificadores de impacto que tem como objetivo melhorar as propriedades mecânicas do material (MAKENJI; SAVAGE, 2012).

Geralmente, as extrusoras utilizadas podem apresentar uma ou duas roscas. As extrusoras mono- rosca são bastante tolerantes a forma de grãos não uniforme, porém sua capacidade de rendimento é menor. As extrusoras de dupla rosca requerem como característica importante para o processo o tamanho do grão (grosso). Devido essa característica, o equipamento opera com temperatura elevada na zona de alimentação e necessita de equipamento de pré-aquecimento para gerar mais energia contribuindo, assim, para que ocorra a fusão do material (BRANDRUP et al., 1996).

Para empresas que produzem produtos semi-acabados com o material reciclado como, por exemplo, tubos, perfil, chapas de plástico, etc deve-se considerar algumas características importantes antes de processar essa matéria prima na extrusora. Algumas características que devem ser consideradas: a forma e o tamanho do grão do material moído (que dependem da geometria do produto semi-acabado, do granulador utilizado e do estado das facas do granulador); o grau de pureza do material reciclado; o conteúdo de umidade do material reciclado (que dependem do plástico ser higroscópico ou não); as condições de armazenamento do material reciclado e o tipo de polímero (BRANDRUP et al., 1996).

Conforme verificado acima, as etapas do processo de reciclagem mecânica de plásticos possuem características importantes que devem ser respeitadas para que se obtenha um produto final que apresente as características desejadas.

2.7 Estudo de ACV do Processo de Produção Virgem do HIPS e do ABS

Plastics Europe (2012) utilizou a ferramenta ACV no processo de produção virgem do HIPS. A abordagem utilizada foi do berço ao portão de fábrica e o período de coleta dos dados o ano de 2010, durante doze meses. A unidade funcional desse estudo consistiu de 1kg de *pellets* de HIPS. A fonte de dados desse trabalho foram seis produtores de HIPS com onze plantas em oito países europeus, o que correspondeu a 95% da capacidade de produção desse polímero no ano em estudo. Utilizou-se o *software* GaBi LCA 5 para a realização do estudo.

A demanda de energia primária (entrada do sistema) no estudo acima foi de 86,99 MJ / kg de HIPS e a mudança climática na forma de potencial de aquecimento global (saída do sistema) foi de 2,43 kg de CO₂ eq./ kg de HIPS, sendo a emissão do CO₂ de 2,23 kg de CO₂ / kg de HIPS (PLASTICS EUROPE, 2012).

Outro estudo, também, realizado pela Plastics Europe (2005) utilizou a ferramenta de ACV no processo de produção virgem do ABS. A abordagem utilizada foi do berço ao portão de fábrica e a unidade funcional desse estudo foi de 1kg de *pellets* de ABS.

A demanda de energia primária (entrada do sistema) para esse estudo foi de 95,34 MJ / kg de ABS e a mudança climática na forma de potencial de aquecimento global (saída do sistema) foi de 3,8 kg de CO₂ eq./ kg de ABS, sendo a emissão do CO₂ de 3,1 kg de CO₂ / kg de ABS (PLASTICS EUROPE, 2005).

3. METODOLOGIA

3.1 Classificação da Pesquisa

Gil (2002) definiu pesquisa como procedimentos racionais que tem como objetivo proporcionar respostas aos problemas. A pesquisa desenvolve-se ao longo de um processo que envolve inúmeras fases, desde a adequada formulação do problema até a satisfatória apresentação dos resultados.

Em relação ao objetivo da pesquisa Yin (2001) e Gil (2002) apresentam três classificações: pesquisa exploratória (onde trata com problemas pouco conhecidos estabelecendo hipóteses ou proposições para futuras pesquisas, sendo o objetivo principal o aprimoramento de ideias ou a descoberta de intuições), descritiva (onde descreve o fenômeno dentro de seu contexto, ou estabelece relações entre variáveis), e a explanatória (que possui o intuito de explicar relações de causa e efeito a partir de uma teoria e aprofunda o conhecimento da realidade com o objetivo de explicar a razão e o porquê das coisas).

Yin (2001) definiu estudo de caso como uma investigação empírica que averigua um fenômeno contemporâneo em seu contexto real, principalmente quando seus limites ainda não estão bem definidos. De acordo com o mesmo autor existem dois tipos de estudo de caso: o de caso único, em que a unidade de análise é uma situação ou caso particular e os estudos multicaseos, em que vários casos são analisados de forma a permitir comparações.

Conforme as classificações apresentadas anteriormente, a presente pesquisa pode ser definida como um estudo de caso único e exploratório.

Bonoma (1985) aborda que um estudo de caso utiliza vários métodos para coleta dos dados por meio de uma ou poucas entidades (pessoas, grupos ou organizações). Os fenômenos não são claramente evidentes no início da investigação e não existe controle experimental ou manipulação. O objetivo é compreender, tanto quanto possível, o fenômeno a ser estudado através da triangulação.

Segundo Benbasat, Goldstein e Mead (1987) o estudo de caso apresenta pontos fortes tais como: o fenômeno pode ser estudado em seu ambiente natural e a teoria gerada ocorre a partir da compreensão adquirida através da observação real prática; o método inicia em

investigações exploratórias onde as variáveis são pouco conhecidas e os limites do fenômeno não é em todo entendido.

Por outro lado, Voss, Tsikriktsis e Frohlich (2002) e Benbasat, Goldstein e Mead (1987) os estudos de caso também apresentam algumas dificuldades, tais como: a observação é direta, assim, podem ser encontrados obstáculos como custos, tempo e acesso; existe a necessidade de vários métodos e ferramentas para a realização da triangulação, é necessário que os entrevistadores sejam qualificados, é necessário ter cuidado para a realização de generalização das conclusões a partir de um conjunto limitado de casos e deve-se garantir uma rigorosidade para a realização da pesquisa.

Meredith (1998) aborda que estudos de caso devem ser realizados com rigor satisfazendo os requisitos propostos na investigação através de uma observação detalhada e uso da triangulação. O foco, muitas vezes, é para o desenvolvimento de teorias. Os métodos utilizados também são úteis para a seleção de teorias existentes em circunstâncias particulares. Utiliza-se, também, quando devem ser incluídos novos fatos na teoria existente.

3.2 Estrutura Metodológica

Esse estudo foi conduzido utilizando a estrutura metodológica apresentado na norma ABNT NBR ISO 14040. Os passos para a realização da pesquisa foram:

1. Definição do objetivo e escopo estudado, cujos detalhes estão apresentados no tópico 4 (Inventário do Ciclo de Vida do Processo de Reciclagem de Plásticos de REEE).
2. Realização da descrição dos subsistemas (coleta e transporte dos REEE caracterizado como logística reversa, desmontagem/separação, moagem, extrusão e estoque final) do processo estudado.
3. Coleta dos dados: o processo de coleta de dados foi realizado na empresa de reciclagem de plásticos de REEE situada na região de Sorocaba baseado no formulário do Anexo A. O objetivo do formulário foi a obtenção da quantidade, tipos de insumos e energia que foram utilizadas em cada subsistema estudado e os produtos, emissões atmosféricas, os efluentes líquidos e resíduos sólidos que foram gerados dos mesmos.
4. Coleta de dados da literatura e em banco de dados de ACV. Nessa etapa, utilizou-se o Demo do *software* SimaPro.
5. Realização dos cálculos para a adaptação da unidade funcional escolhida, ou seja, os dados foram calculados em função da quantidade de *pellets* processados conforme a unidade funcional escolhida.

-
6. Realização dos balanços de massa e energia de cada subsistema.
 7. Realização do refinamento da fronteira do sistema onde foi verificada a necessidade de exclusão de algumas entradas ou saídas inadequadas e a inclusão de um desses itens que seja pertinente ao estudo.
 8. Identificação dos principais aspectos ambientais do processo através de valores quantificados gerados no presente estudo e reportá-los através dessa dissertação.

O presente estudo consistiu em identificar e quantificar os aspectos ambientais (emissões atmosféricas, resíduos sólidos, consumo energético e efluentes líquidos) e os impactos ambientais (emissões de CO₂) do processo de reciclagem de plásticos de REEE estudado, dando suporte para a tomada de decisão pelos atores envolvidos para a redução dos impactos ambientais relacionados a essa análise.

O item seguinte apresenta os cálculos matemáticos utilizados nesse estudo para apresentar de forma quantificada as emissões de CO₂ emitidos pelo sistema estudado.

3.3 Metodologia utilizada para a realização dos cálculos de emissões de GEE

O Potencial de Aquecimento Global (PAG) é uma medida de como uma determinada quantidade de gás de efeito estufa (GEE) contribui para o aquecimento global. O aquecimento global é um dos impactos ambientais calculados em estudos de ACV. Para a elaboração do ICV foram identificadas as correntes de entradas e saídas de todos os subsistemas estudados (coleta e transporte dos REEE caracterizado como logística reversa, desmontagem/separação, moagem, extrusão e estoque final).

Para quantificar as emissões de CO₂ geradas pelo sistema estudado utilizou-se equações matemáticas, conforme descrito a seguir, com base em dados do IPCC (2006) – (*Intergovernmental Panel on Climate Change*) e no trabalho de Celulose Irani (2012).

3.3.1. Equações matemáticas utilizadas para os cálculos das emissões dos GEE

Cálculo do consumo de energia elétrica de um equipamento:

$$P = I \times U \quad \text{eq. (2)}$$

P = potência do equipamento (W);

I = corrente elétrica (A);

U = Tensão (V).

Emissão de GEE por consumo de energia elétrica:

$$Em_{ee,y}^{GEE} = GWP_{GEE} \times \sum_m (CE_m \times EF_m^{rede}) \quad \text{eq. (3)}$$

$Em_{ee,y}^{GEE}$ = emissão de GEE por consumo de energia elétrica, no período y (t GEE);

GWP_{GEE} = potencial de aquecimento global de GEE (IPCC, 2006);

CE_m = consumo de energia elétrica no mês m (MWh);

EF_m^{rede} = fator de emissão de CO₂, do mês m, pela rede elétrica servindo a unidade operacional (t CO₂.MWh⁻¹).

Para o presente estudo considerou como fator de emissão do CO₂ da rede elétrica: 0,1382 tCO₂/MWh (BRASIL, 2015) (média dos valores correspondentes aos respectivos meses do período estudado).

4. INVENTÁRIO DO CICLO DE VIDA DO PROCESSO DE RECICLAGEM DE REEE

4.1 Definição do Objetivo e Escopo

4.1.1 Objetivo

O objetivo de realizar o estudo do processo de reciclagem de plásticos (HIPS e ABS puro) dos REEE foi a comparação entre as emissões de CO₂ para a atmosfera e consumo energético no processo estudado com os processos de produção dos materiais virgens. Com a elaboração do ICV foi possível identificar e quantificar os aspectos ambientais do sistema estudado: emissões atmosféricas, consumo energético, resíduos sólidos.

A realização do estudo surgiu com a parceria entre a universidade e a empresa em projetos anteriores e devido a disponibilidade dos dados relacionados ao processo de reciclagem de plásticos de REEE pela empresa, com o objetivo de futuras contribuições em estudos como, por exemplo, a identificação dos impactos ambientais gerados no processo de reciclagem de plásticos dos REEE. E, também, norteando as diretrizes propostas na PNRS, a qual obriga o estabelecimento da logística reversa desse tipo de resíduo.

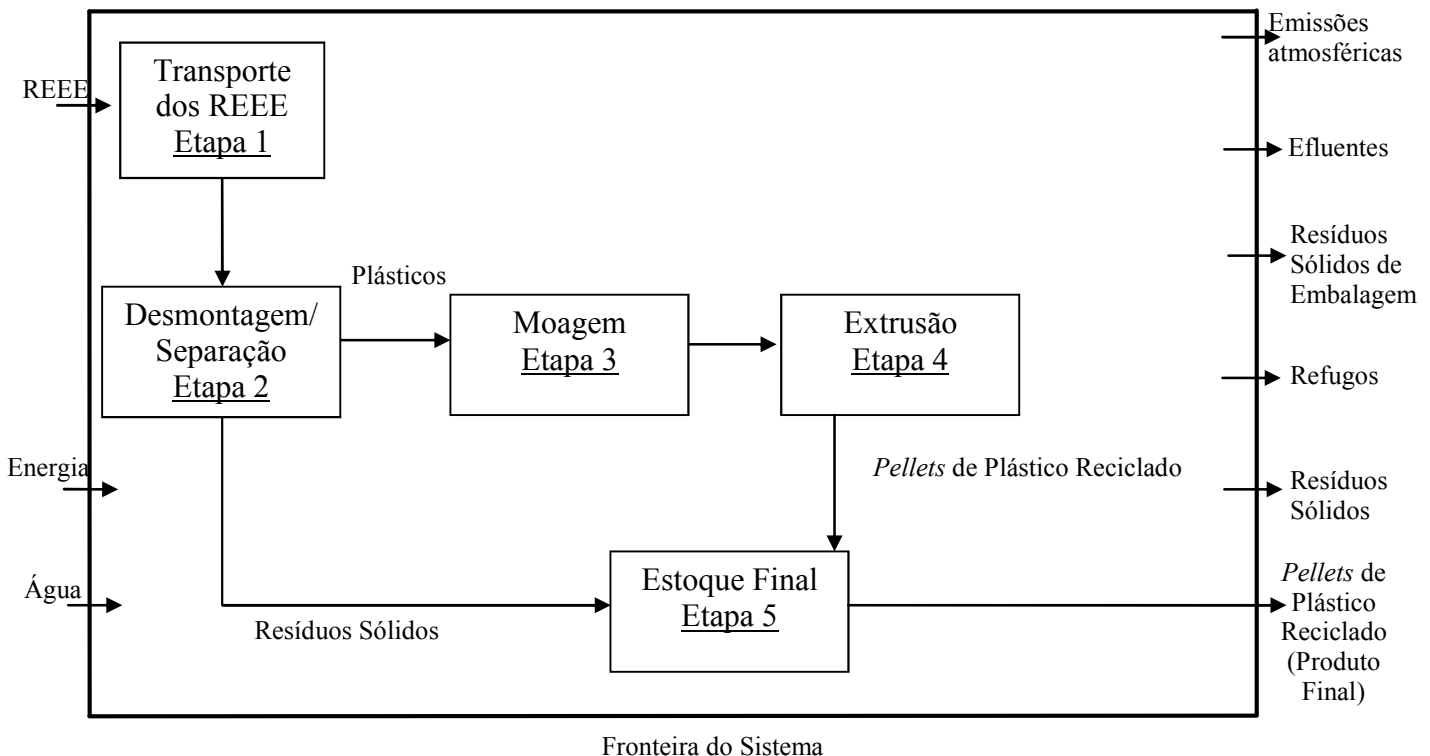
O público-alvo do Inventário do Ciclo de Vida do Processo de Reciclagem de plásticos dos REEE compreende todos aqueles que utilizam a ferramenta de ACV como, por exemplo, as empresas, governos, pesquisadores entre outros que apresentam interesse em elementos comuns ao ciclo de vida do sistema estudado.

4.1.2 Escopo

4.1.2.1 Sistema Estudado

O sistema estudado consistiu no processo de reciclagem de plásticos de REEE em uma empresa situada na região de Sorocaba/SP. A Figura 6 apresenta as entradas e saídas do sistema estudado.

Figura 6 – Sistema Estudado: Processo de Reciclagem de REEE.



Legenda:

Resíduos sólidos: metais ferrosos, vidros, alumínio, alumínio com cobre e inox, baterias, borracha, carregadores, cartuchos, CD, conectores, *display*, falante, *flat*, fontes, HDD, inox, leitor DVD, cabos, motores, *mouse*, placas com alumínio, placas de circuito impresso, processadores desmagnetizados, rebarbas, suporte de ventoinha, teclado, tonner, monitor, ventoinhas, plásticos mistos.

Resíduos Sólidos de Embalagens: resíduos dos *pallets* de madeira, plásticos de embalagens, papelão, papel, espuma e isopor.

Refugo: materiais de varredura de fábrica, etiquetas, panos de limpeza, plásticos mistos metalizados, etc. Esses materiais não são recuperados ou vendidos. Os mesmos são enviados para empresas especializadas para o tratamento através de incineração para geração de energia.

Plásticos: ABS, HIPS, PC, PS, PP e outros plásticos misturados como: ABS com fibra de vidro; ABS com retardante de chama; ABS com policarbonato e retardante de chama.

Fonte: autor, 2014.

Alguns exemplos de REEE que entram no sistema estudado: celulares, cartuchos, monitores, impressoras, cabos, tabletes, etc. O processo inicia-se com a coleta e transporte dos resíduos que é realizado por uma empresa terceirizada. Em seguida, passa por um processo de desmontagem e separação manual onde ocorre a identificação dos plásticos através de aspectos visuais (selos de identificação presentes nos mesmos) e, para os outros casos utiliza-se o processo de espectroscopia de infravermelho próximo (NIR) para as cores claras e a

espectroscopia de infravermelho por pirólise (Py-IR) para as cores escuras. Plásticos que apresentam retardantes de chama quando não são identificados por aspectos visuais utiliza-se a câmara de flamabilidade. Os plásticos mais comuns identificados nessa etapa são: ABS, HIPS, PC, PS, PP.

Um dos equipamentos utilizados para a identificação desses plásticos é constituído de duas pistolas e um computador. A pistola utilizada no processo de espectroscopia de infravermelho próximo (NIR) apresenta um cilindro de medição que fica em contato com a amostra a ser identificada. Ao acionar o gatilho da pistola, a amostra é irradiada com infravermelho e a luz refletida é transmitida através de fibra óptica para o espectrômetro que possui foto detectores onde ocorre a conversão da luz em sinais elétricos. Esses são digitalizados e transferidos para o computador que possui dados que permitem identificar os polímeros. A outra pistola é utilizada no processo de espectroscopia de infravermelho por pirólise. O princípio desse método consiste na vaporização térmica de uma pequena quantidade da superfície de plástico, porque os dois eletrodos emitem um impulso de alta tensão gerando faíscas de alta corrente. Os vapores gerados são transportados por uma bomba de vácuo para fora da fonte de ignição e a radiação gerada é transportada através de fibra óptica para o espectrômetro para identificação.

Os plásticos (HIPS puro, ABS puro e outros como: PP, PS, PC, ABS com fibra de vidro, ABS com retardante de chama, ABS com policarbonato e retardante de chama) separados e identificados seguem para o moinho de facas e, em seguida, para a extrusão onde o equipamento utilizado consiste em uma extrusora de dupla rosca co-rotante no mesmo sentido.

A coleta de dados referentes ao sistema produtivo como: insumos materiais, energia, água, emissões atmosféricas, efluentes, resíduos sólidos, iniciou em novembro de 2014, por um período de sete meses. Os principais plásticos reciclados processados, nesse período, foram: o HIPS e o ABS puro, ou seja, não apresentam outros materiais misturados como os retardantes de chama, fibras de vidro e policarbonato.

4.1.2.2 Função e Unidade Funcional

A função definida para o sistema consistiu em produzir *pellets* de plásticos reciclados. O destino adequado dos REEE em um processo de reciclagem de plásticos visa diminuir os impactos ambientais gerados caso fossem dispostos inadequadamente.

No presente estudo, foram elaborados dois ICV, sendo um em relação ao HIPS e o outro em relação ao ABS puro. A unidade funcional para o inventário do HIPS consistiu em 1 kg de

pellets de HIPS e a unidade funcional para o inventário do ABS consistiu em 1 kg de *pellets* de ABS puro.

4.1.2.3 Fronteiras do Sistema

Segundo Araújo (2013) uma ACV, geralmente, descreve o ciclo de vida de um produto, sistema ou serviço, desde a extração de recursos até a disposição final dos materiais. Porém, em uma ACV quando o foco do estudo é resíduo a fronteira do sistema se inicia com a geração dos mesmos, não interessando a princípio, as fases anteriores.

Desta forma, o tipo de abordagem da ACV utilizada no presente estudo foi do portão ao portão de fábrica.

As fronteiras/coberturas do estudo foram estabelecidas conforme verificado a seguir:

Fronteira em relação ao sistema natural:

O sistema se relaciona com o meio ambiente através do consumo de recursos naturais, energéticos e o descarte dos resíduos.

Fronteira em relação a outros sistemas:

Os subsistemas que foram incluídos na fronteira do estudo: transporte dos REEE caracterizado pelo sistema de logística reversa dos REEE, a desmontagem/separação, a moagem, a extrusão e estoque final.

Cobertura Geográfica:

A cobertura geográfica é determinada de acordo com as características da indústria de reciclagem estudada localizada na região de Sorocaba/SP.

Cobertura Temporal:

Os dados coletados no presente estudo foram obtidos no período de sete meses a partir de novembro de 2014.

Neste estudo, os bens de capital como as construções civis, veículos, estradas de acesso e os bens pessoais como a alimentação, transporte dos funcionários foram excluídos do estudo realizado.

4.1.2.4 Procedimentos de Alocação

No sistema estudado foi necessário realizar o procedimento de alocação para repartir as contribuições dos aspectos ambientais entre os coprodutos do sistema. O plástico consiste no produto principal (*pellets* de plástico) e os metais ferrosos, vidro, alumínio, entre outros, nos

coprodutos que são utilizados em outros sistemas de produtos. Desta forma, foi utilizado o método de alocação dos aspectos ambientais baseado na massa.

4.1.2.5 Requisitos da Qualidade dos Dados Iniciais

As informações coletadas levaram em consideração as fronteiras do sistema definida, anteriormente, na obtenção de dados primários (obtidos na empresa em estudo) e secundários. As emissões de CO₂ pelo consumo de diesel, energia e emissões do CO₂ dos processos de ABS e HIPS virgens foram obtidos em banco de dados de ACV e na literatura.

4.1.2.6 Tipo e Formato do Relatório para o Estudo

O relatório do estudo está disposto através dessa dissertação de forma que os resultados obtidos foram apresentados de maneira objetiva e compreensível.

O tópico seguinte consiste na análise do inventário de cada subsistema estudado.

4.2 Análise de Inventário

A análise de inventário envolveu a coleta e tratamento dos dados, além dos balanços de massa e energia do sistema. Nessa etapa foram determinadas as entradas e saídas relevantes do sistema estudado.

Coleta de dados:

Durante a coleta dos dados foi elaborado o fluxograma de todos os processos elementares e suas inter-relações.

Durante a pesquisa foi realizado um acordo de confidencialidade com a empresa em estudo, desse modo, informações sobre as marcas e modelos dos equipamentos que constituem o processo não foram descritos nessa dissertação.

Tratamento dos dados:

Nessa etapa realizou-se os balanços de massa e energia e a correlação aos processos elementares utilizando a unidade funcional definida anteriormente: 1 kg de *pellets* de HIPS para o inventário do HIPS e 1 kg de *pellets* de ABS puro para o inventário do ABS puro.

4.2.1 Inventário para o subsistema: Transporte dos REEE até a empresa

Os REEE chegam na empresa através de frotas terceirizadas provenientes de corporativos e pessoas físicas seguindo uma determinada programação que a empresa terceirizada estabelece. A empresa terceirizada utiliza caminhões a diesel cuja capacidade

máxima de carga é de 7920 kg de REEE que corresponde a aproximadamente 24 *pallets* de 330 kg cada.

Para a realização do cálculo da distância entre os endereços de coleta até a empresa em estudo foi considerado que para uma determinada cidade no dia X e (X+1) o caminhão coletou todos os resíduos dessa cidade e prosseguiu para a empresa em estudo. Além disso, as seguintes considerações foram realizadas: o consumo de combustível utilizado pelo caminhão a diesel foi calculado considerando o uso do mesmo apenas para transportar os REEE destinados à empresa, ressaltando que pelo motivo do veículo ser terceirizado o mesmo pode transportar materiais de outras empresas. Utilizou-se a capacidade máxima de carga para calcular a porcentagem de uso do veículo para esse subsistema.

As Tabelas 18 e 19 apresentam, respectivamente, os inventários considerando a unidade funcional de 1 kg de *pellets* de HIPS e 1 kg de *pellets* de ABS puro referente ao transporte dos REEE. As correntes de entrada e saída para esse subsistema consistiram, respectivamente, no consumo de óleo diesel e na emissão de CO₂. Para o cálculo do consumo de óleo diesel pelo veículo foi utilizado o valor da densidade do diesel igual a 0,85 kg/L e o consumo do combustível pelo veículo igual a 5,6 km/L (BRASIL, 2014a). Para o cálculo da emissão de CO₂ por consumo do óleo diesel foi considerado a emissão de 2,603 kg de CO₂/L de diesel (BRASIL, 2014a).

Utilizou-se o procedimento de alocação mássica atribuída aos plásticos.

Tabela 18 – Inventário do HIPS para o transporte dos REEE até a empresa (Logística Reversa).

Parâmetros	Unidade	Quantidade
ENTRADAS		
<u>Recursos Materiais</u>		
REEE transportados por frotas terceirizadas	kg/kg de <i>pellets</i> de HIPS reciclado	7,0576
Óleo Diesel	kg/kg de <i>pellets</i> de HIPS reciclado	0,0115
SAÍDAS		
<u>Emissões Atmosféricas</u>		
CO ₂	kg CO ₂ /kg de <i>pellets</i> de HIPS reciclado	0,0351
Fator de Alocação Mássica atribuídos aos Plásticos: 24,4%	Dado calculado (Equação 1)	

Fonte: autor, 2015.

Tabela 19 – Inventário do ABS para o transporte dos REEE até a empresa (Logística Reversa).

Parâmetros	Unidade	Quantidade
ENTRADAS		
<u>Recursos Materiais</u>		
REEE transportados por frotas terceirizadas	kg/kg de <i>pellets</i> de ABS reciclado	13,006
Óleo Diesel	kg/kg de <i>pellets</i> de ABS reciclado	0,0219
SAÍDAS		
<u>Emissões Atmosféricas</u>		
CO ₂	kg CO ₂ /kg de <i>pellets</i> de ABS reciclado	0,0672
Fator de Alocação Mássica atribuídos aos Plásticos: 24,4%	Dado calculado (Equação 1)	

Fonte: autor, 2015.

4.2.2 Inventário para o subsistema: Desmontagem / Separação

Os REEE chegam na empresa e são identificados, armazenados e encaminhados para a área de desmontagem/separação por lotes específicos. A Tabela 20 apresenta o Inventário do HIPS para o Subsistema: Desmontagem/Separação.

Analisando a Tabela 20 verifica que chegaram na empresa 10,88 kg de REEE sendo 7,06 kg transportados por frotas terceirizadas conforme verificado na Tabela 18 e 3,82 kg provenientes dos correios e pessoas físicas.

Em relação a quantidade de REEE que chegaram na empresa (10,88 kg conforme apresentado na Tabela 20) 9,10 kg de REEE seguiram para a área de desmontagem/separação e 1,78 kg de REEE permaneceram em estoque.

Na etapa de Desmontagem/Separação, os REEE são separados em diversos componentes, como: alumínio, alumínio com cobre e inox, baterias, borracha, carregadores, cartuchos, conectores, *display*, metais ferrosos, vidros, cabos, motores, *mouse*, placas de circuito impresso, entre outros.

Os materiais separados são armazenados em *bags*, e após estarem cheios são pesados. Desta forma, muitos materiais são acumulados em *bags* por um determinado período até serem pesados. Assim, essa etapa opera através de um sistema acumulativo de materiais.

Utilizou-se o procedimento de alocação mássica atribuída aos plásticos.

As Tabelas 20 e 21 apresentam, respectivamente, os inventários considerando a unidade funcional de 1 kg de *pellets* de HIPS e 1 kg de *pellets* de ABS puro para o subsistema de Desmontagem/ Separação.

Tabela 20 – Inventário do HIPS para o Subsistema: Desmontagem/Separação.

Parâmetros	Unidade	Quantidade	Fonte
ENTRADAS			
<u>Recursos Materiais</u>			
REEE que chegam na empresa	kg/kg de <i>pellets</i> de HIPS reciclado	10,882	Fonte Primária
REEE que seguem para a área de desmontagem/separação	kg/kg de <i>pellets</i> de HIPS reciclado	9,0957	Fonte Primária
Energia	MJ / kg de <i>pellets</i> de HIPS reciclado	0,3024	Fonte Primária
SAÍDAS			
<u>Emissões Atmosféricas</u>			
CO ₂	kg CO ₂ /kg de <i>pellets</i> de HIPS reciclado	0,0115	Dado Calculado (Equação 3)
<u>Coproducto</u>			
Resíduos Sólidos	kg/kg de <i>pellets</i> de HIPS reciclado	1,1010	Fonte Primária
<u>Produto</u>			
Plásticos de REEE para serem moídos	kg/kg de <i>pellets</i> de HIPS reciclado	1,4335	Fonte Primária
<u>Outros</u>			
Resíduos Sólidos de Embalagem	kg/kg de <i>pellets</i> de HIPS reciclado	0,7954	Fonte Primária
Refugo	kg/kg de <i>pellets</i> de HIPS reciclado	0,1264	Fonte Primária
Fator de Alocação Mássica atribuídos aos Plásticos: 24,4%		Dado calculado (Equação 1)	

Fonte: autor, 2015.

Tabela 21 – Inventário do ABS para o Subsistema: Desmontagem/Separação.

Parâmetros	Unidade	Quantidade	Fonte
ENTRADAS			
<u>Recursos Materiais</u>			
REEE que chegam na empresa	kg/kg de <i>pellets</i> de ABS reciclado	20,069	Fonte Primária

REEE que seguem para a área de desmontagem/separação	kg/kg de <i>pellets</i> de ABS reciclado	17,476	Fonte Primária
Energia	MJ / kg de <i>pellets</i> de ABS reciclado	0,6155	Fonte Primária
SAÍDAS			
<u>Emissões Atmosféricas</u>			
CO ₂	kg CO ₂ /kg de <i>pellets</i> de ABS reciclado	0,0234	Dado Calculado (Equação 3)
<u>Coproducto</u>			
Resíduos Sólidos	kg/kg de <i>pellets</i> de ABS reciclado	2,1733	Fonte Primária
<u>Produto</u>			
Plásticos de REEE para serem moídos	kg/kg de <i>pellets</i> de ABS reciclado	2,9009	Fonte Primária
<u>Outros</u>			
Resíduos Sólidos de Embalagem	kg/kg de <i>pellets</i> de ABS reciclado	1,5746	Fonte Primária
Refugo	kg/kg de <i>pellets</i> de ABS reciclado	0,2450	Fonte Primária
Fator de Alocação Mássica atribuídos aos Plásticos: 24,4%		Dado calculado (Equação 1)	

Legenda:

Resíduos sólidos: metais ferrosos, vidros, alumínio, alumínio com cobre e inox, baterias, borracha, carregadores, cartuchos, CD, conectores, *display*, falante, *flat*, fontes, HDD, inox, leitor DVD, cabos, motores, *mouse*, placas com alumínio, placas de circuito impresso, processadores desmagnetizados, rebarbas, suporte de ventoinha, teclado, tonner, monitor, ventoinhas, plásticos mistos.

Plásticos de REEE para serem moídos: ABS, HIPS, PC, PS, PP e outros plásticos misturados como: ABS com fibra de vidro; ABS com retardante de chama; ABS com policarbonato e retardante de chama.

Resíduos Sólidos de Embalagens: resíduos dos *pallets* de madeira, plásticos de embalagens, papelão, papel, espuma e isopor.

Refugo: materiais de varredura de fábrica, etiquetas, panos de limpeza, plásticos mistos metalizados, etc. Esses materiais não são recuperados ou vendidos. Os mesmos são enviados para empresas especializadas para o tratamento através de incineração para geração de energia.

Fonte: autor, 2015.

Após o processo de separação os materiais considerados como resíduos sólidos, resíduos sólidos de embalagens e refugos são encaminhados para a área de estoque final para que tenham destinação adequada ambientalmente. Alguns resíduos sólidos, como por exemplo, metais ferrosos, vidros, alumínio, plásticos mistos, etc e embalagens são vendidos para outras empresas onde serão reutilizados/reprocessados. Os resíduos sólidos que possuem substâncias perigosas como as baterias, os monitores e etc são enviados para empresas especializadas realizarem o tratamento dos mesmos, e os refugos são doados para empresas especializadas para o tratamento através de incineração para geração de energia. Os produtos

identificados como plásticos de REEE seguem para a área de moagem e em seguida são pesados e acondicionados em *bags*.

4.2.3 Inventário para o subsistema: Moagem

Os plásticos de REEE separados anteriormente são enviados para a etapa de moagem e posteriormente para a extrusão conforme a necessidade de produção dos *pellets*.

Como a presente pesquisa consistiu na elaboração de dois ICV sendo um para o HIPS e o outro para o ABS deve-se considerar que apenas esses dois plásticos serão processados nas etapas de moagem e extrusão. Ou seja, na Tabela 22 (Inventário do HIPS para o Subsistema: Moagem) entraram para serem moídos 0,58 kg de plásticos de HIPS e permaneceram em estoque 0,85 kg dos demais plásticos (ABS, PC, PS, PP e plásticos misturados como: ABS com fibra de vidro; ABS com retardante de chama; ABS com policarbonato e retardante de chama).

Como a perda de material no processo de moagem é muito pequena, para o presente estudo, considerou-se que a quantidade de plásticos de REEE obtidos na área de separação é a mesma após a moagem. Como sugestão de melhoria, seria interessante quantificar os materiais antes e após a etapa de moagem para certificar que realmente não existe perda de material nessa etapa.

As Tabelas 22 e 23 apresentam, respectivamente, os inventários considerando a unidade funcional de 1 kg de *pellets* de HIPS e 1 kg de *pellets* de ABS puro para o subsistema de moagem.

Tabela 22 – Inventário do HIPS para o Subsistema: Moagem.

Parâmetros	Unidade	Quantidade	Fonte
ENTRADAS			
<u>Recursos Materiais</u>			
Plásticos de HIPS provenientes de REEE para serem moídos	kg/ kg de <i>pellets</i> de HIPS reciclado	0,5834	Fonte Primária
Energia	MJ / kg de <i>pellets</i> de HIPS reciclado	0,4380	Fonte Primária
SAÍDAS			
<u>Emissões Atmosféricas</u>			
CO ₂	kg CO ₂ / kg de <i>pellets</i> de HIPS reciclado	0,0166	Dado Calculado (Equação 3)

<u>Produto</u>			
Plásticos de HIPS provenientes de REEE moídos	kg/ kg de <i>pellets</i> de HIPS reciclado	0,5834	Fonte Primária

Fonte: autor, 2015.

Tabela 23 – Inventário do ABS para o Subsistema: Moagem.

Parâmetros	Unidade	Quantidade	Fonte
ENTRADAS			

<u>Recursos Materiais</u>			
Plásticos de ABS provenientes de REEE para serem moídos	kg/ kg de <i>pellets</i> de ABS reciclado	1,2857	Fonte Primária
Energia	MJ / kg de <i>pellets</i> de ABS reciclado	0,9653	Fonte Primária

SAÍDAS

<u>Emissões Atmosféricas</u>			
CO ₂	kg CO ₂ / kg de <i>pellets</i> de ABS reciclado	0,0366	Dado Calculado (Equação 3)

<u>Produto</u>			
Plásticos de ABS provenientes de REEE moídos	kg/ kg de <i>pellets</i> de ABS reciclado	1,2857	Fonte Primária

Fonte: autor, 2015.

4.2.4 Inventário para o subsistema: Extrusão

Os plásticos a serem processados (HIPS e ABS puro) são enviados para a área de extrusão conforme a demanda da empresa. No período estudado, foram moídos 0,58 kg de plásticos de HIPS conforme verificado na Tabela 22 (Inventário do HIPS para o Subsistema: Moagem). A esse valor adicionou-se 0,47 kg de plásticos de HIPS moídos que estavam em estoque obtendo-se 1,06 kg de plásticos de HIPS que foram extrudados conforme verificado na Tabela 24 (Inventário do HIPS para o Subsistema: Extrusão).

Referente aos recursos de materiais que entram nesse processo tem: os plásticos de REEE moídos, energia, água e óleo mineral utilizado na extrusora. Nos inventários apresentados pelas Tabelas 24 e 25, não foram consideradas as emissões devido ao uso da água e do óleo mineral. A água utilizada no processo opera em um ciclo fechado passando por uma torre de resfriamento que possui o volume de 300 L. A torre funciona como um trocador de calor onde ocorre uma pequena porcentagem de perda devido a evaporação da água. Desta

forma, foram desprezadas as emissões de CO₂ referente ao consumo de água. Além disso, como a empresa começou a operar a pouco tempo não houve troca do óleo da extrusora, desta forma, não foi possível determinar o consumo de combustível desse maquinário, sendo, também, desprezada a emissão de CO₂ devido ao uso do óleo mineral.

As tabelas 24 e 25 apresentam respectivamente, os inventários considerando a unidade funcional de 1 kg de *pellets* de HIPS e 1 kg de *pellets* de ABS puro para o subsistema do processo de extrusão.

Tabela 24 – Inventário do HIPS para o Subsistema: Extrusão.

Parâmetros	Unidade	Quantidade	Fonte
ENTRADAS			
<u>Recursos Materiais</u>			
Plásticos de HIPS provenientes de REEE para serem extrusados	kg/ kg de <i>pellets</i> de HIPS reciclado	1,0561	Fonte Primária
Energia	MJ / kg de <i>pellets</i> de HIPS reciclado	7,0321	Fonte Primária
SAÍDAS			
<u>Emissões Atmosféricas</u>			
CO ₂	kg CO ₂ / kg de <i>pellets</i> de HIPS reciclado	0,2702	Dado Calculado (Equação 3)
<u>Produto</u>			
<i>Pellets</i> de HIPS	kg/ kg de <i>pellets</i> de HIPS reciclado	1,0000	Fonte Primária
<u>Resíduo Sólido</u>			
Resíduos da extrusão	kg/ kg de <i>pellets</i> de HIPS reciclado	0,0561	Fonte Primária

Fonte: autor, 2015.

Tabela 25 – Inventário do ABS para o Subsistema: Extrusão.

Parâmetros	Unidade	Quantidade	Fonte
ENTRADAS			
<u>Recursos Materiais</u>			
Plásticos de ABS provenientes de REEE para serem extrusados	kg/ kg de <i>pellets</i> de ABS reciclado	1,0830	Fonte Primária
Energia	MJ / kg de <i>pellets</i> de ABS reciclado	6,7598	Fonte Primária

SAÍDAS

Emissões Atmosféricas

CO ₂	kg CO ₂ / kg de <i>pellets</i> de ABS reciclado	0,2590	Dado Calculado (Equação 3)
-----------------	--	--------	-------------------------------

Produto

<i>Pellets</i> de ABS	kg/ kg de <i>pellets</i> de ABS reciclado	1,0000	Fonte Primária
-----------------------	---	--------	----------------

Resíduo Sólido

Resíduos da extrusão	kg/ kg de <i>pellets</i> de ABS reciclado	0,0830	Fonte Primária
----------------------	---	--------	----------------

Fonte: autor, 2015.

Após a extrusão os *pellets* de plásticos são encaminhados para a área de estoque final e vendidos conforme o planejamento da empresa. Partes dos resíduos obtidos na extrusora são reprocessados e parte são vendidos como plástico misto, devido o moinho não conseguir moer partes desses resíduos por saírem do processo de extrusão muito compactados.

4.2.5 Inventário para o subsistema: Estoque final.

Todos os materiais, após serem trabalhados, saem de suas respectivas áreas e são enviados para a área nomeada como estoque final para serem expedidas conforme a necessidade da empresa. Nessa área, ocorre, também, o processo de prensagem dos resíduos sólidos de papelão, plásticos de embalagens, espumas e isopor.

Utilizou-se o procedimento de alocação mássica atribuída aos plásticos.

As Tabelas 26 e 27 apresentam respectivamente, os inventários considerando a unidade funcional de 1 kg de *pellets* de HIPS e 1 kg de *pellets* de ABS puro para o subsistema estoque final.

Tabela 26 – Inventário do HIPS para o Subsistema: Estoque Final.

Parâmetros	Unidade	Quantidade	Fonte
ENTRADAS			
<u>Recursos Materiais</u>			
Resíduos Sólidos de Embalagens	kg/ kg de <i>pellets</i> de HIPS reciclado	0,7954	Fonte Primária
Resíduos Sólidos	kg/ kg de <i>pellets</i> de HIPS reciclado	1,1010	Fonte Primária
<i>Pellets</i> de HIPS	kg/ kg de <i>pellets</i> de HIPS reciclado	1,0000	Fonte Primária

Resíduos da extrusão	kg/ kg de <i>pellets</i> de HIPS reciclado	0,0561	Fonte Primária
Refugo	kg/ kg de <i>pellets</i> de HIPS reciclado	0,1264	Fonte Primária
Energia	MJ / kg de <i>pellets</i> de HIPS reciclado	0,3520	Fonte Primária

SAÍDAS

Emissões Atmosféricas

CO ₂	kg CO ₂ / kg de <i>pellets</i> de HIPS reciclado	0,0134	Dado Calculado (Equação 3)
-----------------	---	--------	----------------------------

Fator de Alocação Mássica atribuídos aos Plásticos: 24,4%

Dado calculado (Equação 1)

Fonte: autor, 2015.

Tabela 27 – Inventário do ABS para o Subsistema: Estoque Final.

Parâmetros	Unidade	Quantidade	Fonte
------------	---------	------------	-------

ENTRADAS

Recursos Materiais

Resíduos Sólidos de Embalagens	kg/ kg de <i>pellets</i> de ABS reciclado	1,5746	Fonte Primária
Resíduos Sólidos	kg/ kg de <i>pellets</i> de ABS reciclado	2,1733	Fonte Primária
<i>Pellets</i> de ABS	kg/ kg de <i>pellets</i> de ABS reciclado	1,0000	Fonte Primária
Resíduos da extrusão	kg/ kg de <i>pellets</i> de ABS reciclado	0,0830	Fonte Primária
Refugo	kg/ kg de <i>pellets</i> de ABS reciclado	0,2450	Fonte Primária
Energia	MJ / kg de <i>pellets</i> de ABS reciclado	0,6719	Fonte Primária

SAÍDAS

Emissões Atmosféricas

CO ₂	kg CO ₂ / kg de <i>pellets</i> de ABS reciclado	0,0255	Dado Calculado (Equação 3)
-----------------	--	--------	----------------------------

Fator de Alocação Mássica atribuídos aos Plásticos: 24,4%

Dado calculado (Equação 1)

Legenda:

Resíduos Sólidos de Embalagens: resíduos de *pallets* de madeira, plásticos de embalagens, papelão, papel, espuma e isopor.

Resíduos Sólidos: metais ferrosos, alumínio, alumínio com cobre e inox, baterias, borracha, carregadores, cartuchos, CD, conectores, *display*, falante, *flat*, fontes, HDD, inox, leitor DVD, metais ferrosos, cabos, motores, *mouse*, placas com alumínio, placas de circuito impresso, processadores desmagnetizados, rebarbas, suporte de ventoinha, teclado, tonner, monitor, ventoinhas, vidros, plásticos mistos.

Refugo: materiais de varredura de fábrica, etiquetas, panos de limpeza, plásticos mistos metalizados, etc. Esses materiais não são recuperados ou vendidos. Os mesmos são enviados para empresas especializadas para o tratamento através de incineração para geração de energia.

Fonte: autor, 2015.

4.2.6 Inventário Consolidado

As Tabelas 28 e 29 apresentam respectivamente, os inventários consolidados do sistema em estudo, envolvendo todos os subsistemas descritos anteriormente, considerando a unidade funcional de 1 kg de pellets de HIPS e 1 kg de pellets de ABS puro para o subsistema estoque final.

Tabela 28 – Inventário Consolidado do HIPS.

Parâmetros	Unidade	Quantidade	Fonte
ENTRADAS			
<u>Recursos Materiais</u>			
REEE transportados por frotas terceirizadas	kg/ kg de <i>pellets</i> de HIPS reciclado	7,0576	Fonte Primária
REEE que chegam na empresa	kg/ kg de <i>pellets</i> de HIPS reciclado	10,882	Fonte Primária
REEE que seguem para a área de desmontagem/separação	kg/ kg de <i>pellets</i> de HIPS reciclado	9,0957	Fonte Primária
Plásticos de REEE para serem moídos	kg/ kg de <i>pellets</i> de HIPS reciclado	1,4335	Fonte Primária
Plásticos de HIPS provenientes de REEE para serem moídos	kg/ kg de <i>pellets</i> de HIPS reciclado	0,5834	Fonte Primária
Plásticos de HIPS provenientes de REEE moídos	kg/ kg de <i>pellets</i> de HIPS reciclado	0,5834	Fonte Primária
Plásticos de HIPS proveniente de REEE para serem extrusados	kg/ kg de <i>pellets</i> de HIPS reciclado	1,0561	Fonte Primária
Óleo Diesel	kg/ kg de <i>pellets</i> de HIPS reciclado	0,0115	Fonte Primária
Energia	MJ / kg de <i>pellets</i> de HIPS reciclado	8,1244	Fonte Primária
SAÍDAS			
<u>Emissões Atmosféricas</u>			
CO ₂	kg CO ₂ / kg de <i>pellets</i> de HIPS reciclado	0,3468	Dado Calculado (Equação 3)

<u>Resíduos Sólidos</u>			
Resíduos Sólidos	kg/ kg de <i>pellets</i> de HIPS reciclado	1,1010	Fonte Primária
Resíduos da extrusão	kg/ kg de <i>pellets</i> de HIPS reciclado	0,0561	Fonte Primária
<u>Produto</u>			
<i>Pellets</i> de HIPS	kg/ kg de <i>pellets</i> de HIPS reciclado	1,0000	Fonte Primária
<u>Outros</u>			
Resíduos Sólidos de Embalagem	kg/ kg de <i>pellets</i> de HIPS reciclado	0,7954	Fonte Primária
Refugo	kg/ kg de <i>pellets</i> de HIPS reciclado	0,1264	Fonte Primária

Utilizou-se fator de alocação mássica.

Fonte: autor, 2015

Tabela 29 – Inventário Consolidado do ABS.

Parâmetros	Unidade	Quantidade	Fonte
ENTRADAS			
<u>Recursos Materiais</u>			
REEE transportados por frotas terceirizadas	kg/ kg de <i>pellets</i> de ABS reciclado	13,006	Fonte Primária
REEE que chegam na empresa	kg/ kg de <i>pellets</i> de ABS reciclado	20,069	Fonte Primária
REEE que seguem para a área de desmontagem/separação	kg/ kg de <i>pellets</i> de ABS reciclado	17,476	Fonte Primária
Plásticos de REEE para serem moídos	kg/ kg de <i>pellets</i> de ABS reciclado	2,9009	Fonte Primária
Plásticos de ABS provenientes de REEE para serem moídos	kg/ kg de <i>pellets</i> de ABS reciclado	1,2857	Fonte Primária
Plásticos de ABS provenientes de REEE moídos	kg/ kg de <i>pellets</i> de ABS reciclado	1,2857	Fonte Primária
Plásticos de ABS proveniente de REEE para serem extrusados	kg/ kg de <i>pellets</i> de ABS reciclado	1,0830	Fonte Primária

Óleo Diesel	kg/ kg de <i>pellets</i> de ABS reciclado	0,0219	Fonte Primária
Energia	MJ / kg de <i>pellets</i> de ABS reciclado	9,0124	Fonte Primária

SAÍDAS

Emissões Atmosféricas

CO ₂	kg CO ₂ / kg de <i>pellets</i> de ABS reciclado	0,4116	Dado Calculado (Equação 3)
-----------------	--	--------	-------------------------------

Resíduos Sólidos

Resíduos Sólidos	kg/ kg de <i>pellets</i> de ABS reciclado	2,1733	Fonte Primária
------------------	---	--------	----------------

Resíduos da extrusão	kg/ kg de <i>pellets</i> de ABS reciclado	0,0830	Fonte Primária
----------------------	---	--------	----------------

Produto

<i>Pellets</i> de ABS	kg/ kg de <i>pellets</i> de ABS reciclado	1,0000	Fonte Primária
-----------------------	---	--------	----------------

Outros

Resíduos Sólidos de Embalagem	kg/ kg de <i>pellets</i> de ABS reciclado	1,5746	Fonte Primária
-------------------------------	---	--------	----------------

Refugo	kg/ kg de <i>pellets</i> de ABS reciclado	0,2450	Fonte Primária
--------	---	--------	----------------

Utilizou-se fator de alocação mássica.

Legenda:

Plásticos de REEE para serem moídos: ABS, HIPS, PC, PS, PP e outros plásticos misturados como: ABS com fibra de vidro; ABS com retardante de chama; ABS com policarbonato e retardante de chama.

Resíduos Sólidos: metais ferrosos, alumínio, alumínio com cobre e inox, baterias, borracha, cabeça de impressão, carregadores, cartuchos, CD, conectores, *display*, falante, *flat*, fontes, HDD, inox, leitor DVD, metais ferrosos, cabos, motores, *mouse*, placas com alumínio, placas de circuito impresso, processadores desmagnetizados, rebarbas, suporte de ventoinha, teclado, tonner, monitor, ventoinhas, vidros, plásticos mistos.

Resíduos Sólidos de Embalagens: resíduos de *pallets* de madeira, plásticos de embalagens, papelão, papel, espuma e isopor.

Refugo: materiais de varredura de fábrica, etiquetas, panos de limpeza, plásticos mistos metalizados, etc. Esses materiais não são recuperados ou vendidos. Os mesmos são enviados para empresas especializadas para o tratamento através de incineração para geração de energia.

Fonte: autor, 2015.

5. DISCUSSÕES

O presente estudo utilizou a ferramenta de ACV obtendo o inventário do ciclo de vida do sistema estudado que foram divididos em vários subsistemas. A partir desses, foi possível identificar e quantificar os principais aspectos ambientais (consumo energético, resíduos sólidos, emissões para a atmosfera) gerados no processo estudado. Utilizando a equação 3

apresentada na metodologia, foi possível calcular as emissões de CO₂ para a atmosfera de cada etapa do sistema, já que esse gás contribui para o aquecimento global, sendo essa uma das categorias de impacto ambiental normalmente avaliada pela ferramenta de ACV.

Utilizando a unidade funcional (1 kg de *pellets* de HIPS e 1 kg de *pellets* de ABS puro) foi possível realizar a normatização dos dados. Assim, os resultados foram apresentados em relação ao HIPS e ao ABS puro para comparação com os inventários do ciclo de vida apresentado nos trabalhos da Plastic Europe.

Segundo Matinho e Saraiva (2012) a porcentagem em peso do ABS e HIPS em pequenos REEE, CPU, Monitores de CRT são significativas conforme verificado na Tabela 30. Isso justifica o interesse da empresa estudada em reciclar principalmente esses plásticos, já que os principais REEE que entram como matéria prima são: impressoras, CPU, *desktop*.

Tabela 30 – Porcentagem do ABS e HIPS em alguns REEE.

Tipos de Plásticos	% em peso			
	Pequenos REEE	Impressoras	CPU	Monitores de CRT
ABS	28	31	44	69
HIPS	---	21	3	---
HIPS com retardantes de chama	---	---	---	---
ABS com retardantes de chama	10	---	1	1
Outros	62	48	52	30

Fonte: Matinho e Saraiva, 2012.

A seguir serão apresentadas as correntes de entrada e saídas do sistema estudado.

Em relação as correntes de entrada do sistema estudado tem-se:

5.1 Matéria Prima: REEE

Os REEE correspondem a corrente de entrada do sistema estudado caracterizado pela matéria prima a ser processada nesse sistema. Conforme verificado na Tabela 28 (Inventário Consolidado do HIPS) foram processados 9,09 kg de REEE/kg de HIPS e coletados 10,88 kg de REEE/kg de HIPS.

É importante destacar a importância da etapa referente ao transporte dos REEE até a empresa, que é justamente a corrente de entrada de matéria prima para o processo estudado. A PNRS tem como uma de suas metas aumentar o retorno desses materiais, pois a lei dispõe de diretrizes para o gerenciamento dos REEE através da destinação e tratamento adequado mediante a logística reversa. Além disso, a logística reversa proporciona benefícios sociais

(como uma maior conscientização da população quanto às questões ambientais e a minimização de problemas causados pelo manuseio incorreto desses resíduos), ambientais (através da redução do gasto energético devido ao processo de reciclagem e a diminuição dos casos incorretos de disposição dos REEE na natureza) e econômicos (com o fortalecimento da indústria de reciclagem pelo aumento da demanda) conforme apresentado no trabalho da ABDI (2013).

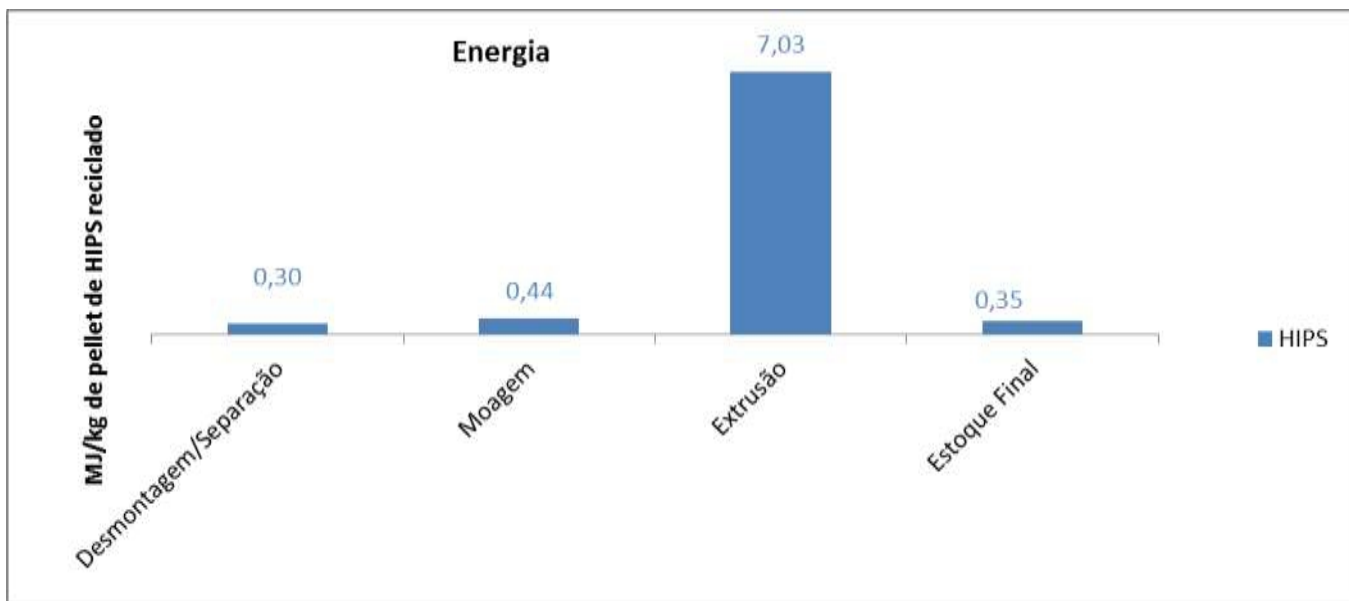
Além disso, o volume de coleta dos REEE tende a aumentar, pois a empresa está trabalhando com campanhas educativas para maior conscientização da população quanto ao descarte correto desses REEE. E, também, está realizando um projeto para a implementação de distribuição (em várias regiões das diversas cidades do Brasil) de pontos móveis de coleta dos REEE. Assim, facilitará para as pessoas físicas o retorno para a cadeia dos EEE após seu fim de vida. Visando o aumento do retorno dos REEE, a empresa poderia desenvolver modelos de otimização para o transporte desses resíduos através da realização de gerenciamento de rotas a serem percorridas e dos volumes dos REEE coletados reduzindo, assim, o consumo de óleo diesel e conseqüentemente as emissões de CO₂ para a atmosfera conforme abordado no trabalho de Gamberini et al. (2010).

5.2 Energia

A energia é uma medida da capacidade de interação de um sistema podendo ser transferida ou convertida de um tipo para o outro, apresentando em diferentes formas como calor, luz, mecânica, elétrica, química, nuclear e outras (ADISSI; PINHEIRO; CARDOSO, 2013). Corresponde a outra corrente de entrada do sistema estudado.

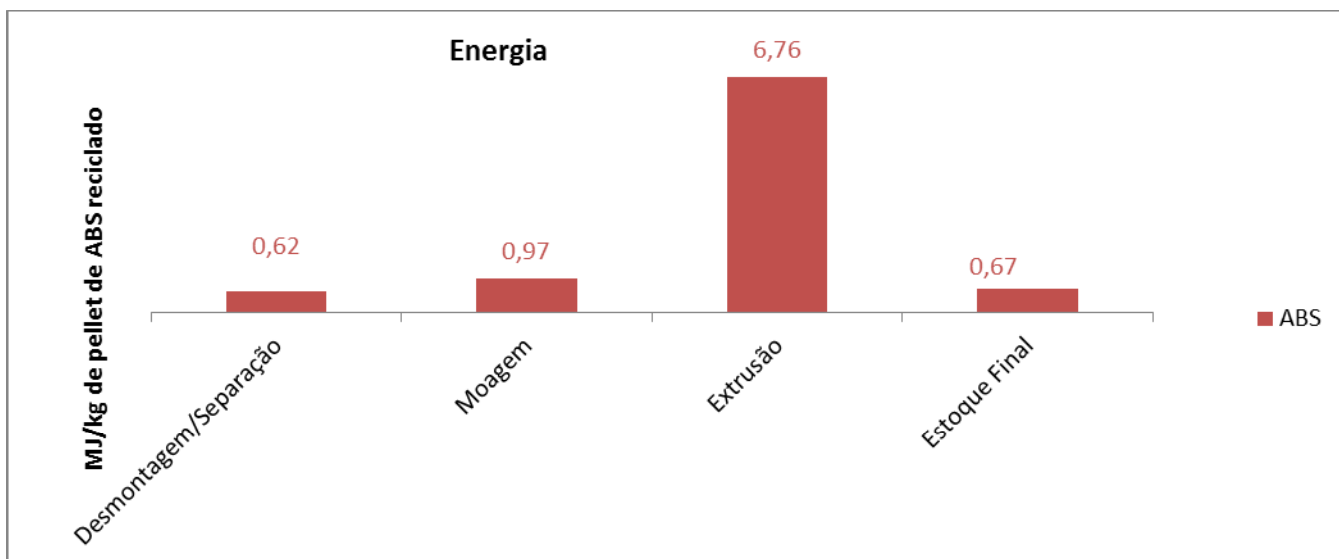
As emissões referentes ao uso de energia foram representadas pelas Figuras 7, 8, 9 e 10. As Figuras 7 e 8 apresentam o consumo de energia em cada etapa do processo de reciclagem de plásticos de REEE dos materiais obtidos que foram: *pellets* de HIPS e ABS puro.

Figura 7 – Consumo de energia (entrada do sistema) para as etapas do sistema estudado considerando o HIPS.



Fonte: autor, 2015.

Figura 8 – Consumo de energia (entrada do sistema) para as etapas do sistema estudado considerando o ABS.



Fonte: autor, 2015.

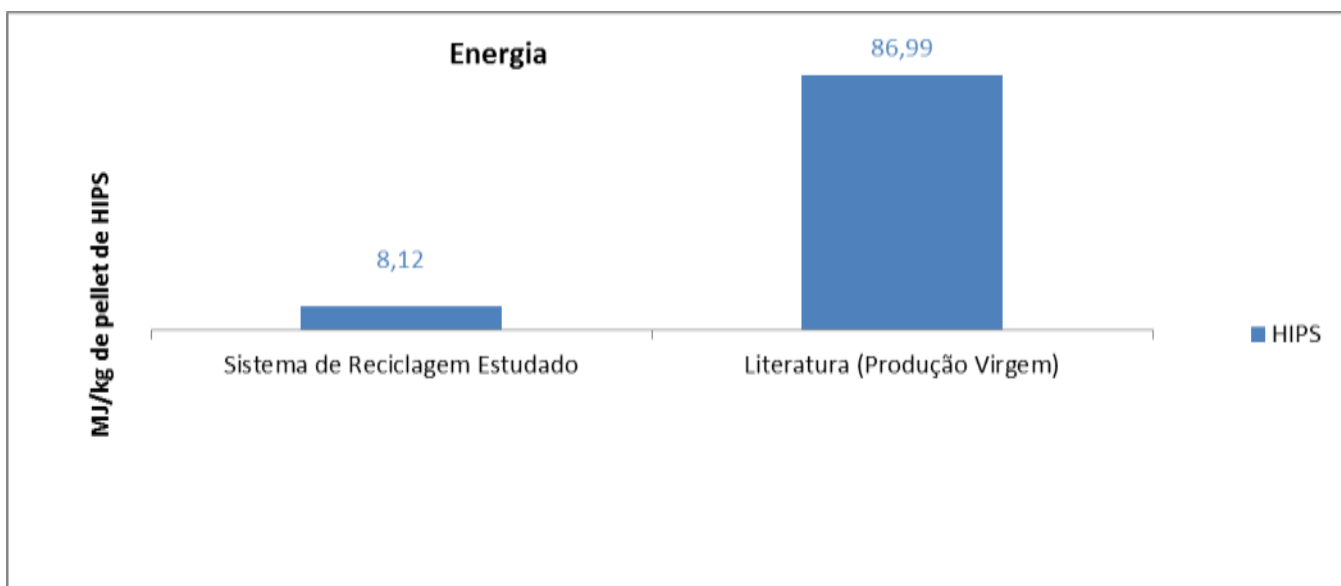
O processo de extrusão foi aquele que apresentou um maior consumo de energia se comparado as outras etapas. Conforme apresentado por Brandrup et al. (1996) a extrusora opera com temperaturas elevadas na zona de alimentação para realizar a fusão do material. Geralmente, necessita de equipamento de pré-aquecimento consumindo, assim, muita energia. Esse seria um dos motivos do consumo de energia para essa etapa ter apresentado valor superior às demais etapas.

Verifica-se, também, que a etapa que consumiu um menor valor de energia foi à área de desmontagem/separação. Isso ocorreu devido à desmontagem dos REEE serem, praticamente, de forma manual conforme descrito por Tanskanen (2013).

Apesar do consumo de energia ter sido baixa, como melhoria para essa etapa sugere-se ligar a esteira (que transporta os metais ferrosos) apenas quando a mesma apresentar um volume suficiente, evitando assim, ligá-la com baixo volume de material.

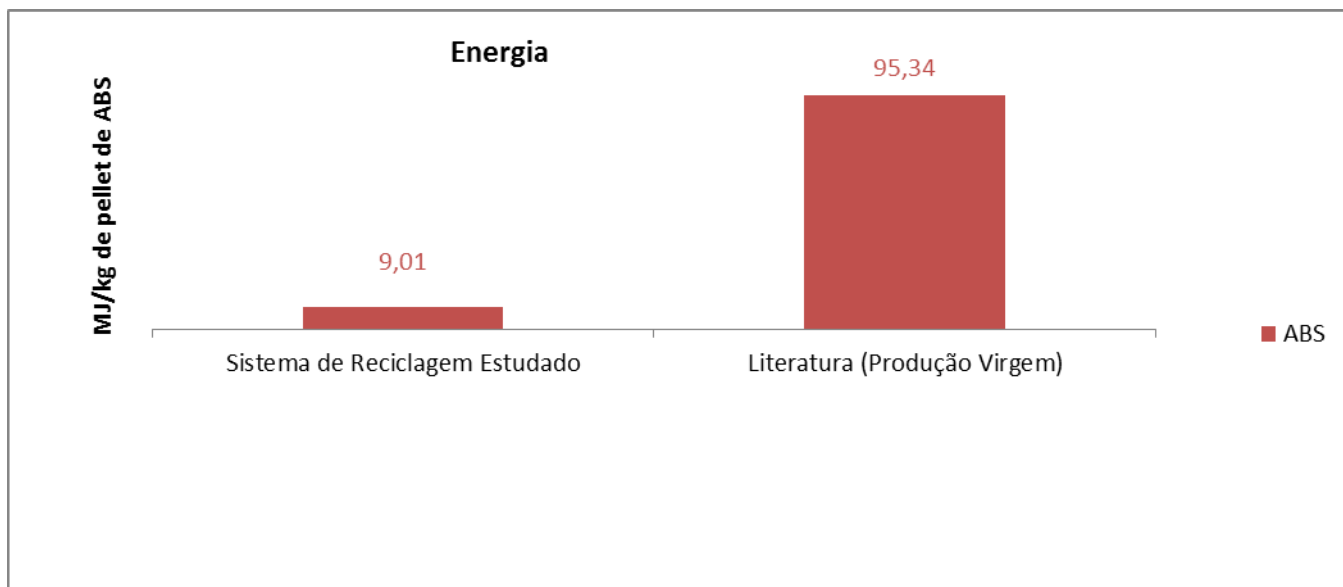
As Figuras 9 e 10 representam o consumo total de energia do sistema estudado e o consumo total de energia apresentado pela literatura nos trabalhos de ACV do berço ao portão de fábrica realizada pela Plastics Europe (2005) para a produção do ABS virgem e a Plastics Europe (2012) para a produção do HIPS virgem.

Figura 9 – Energia: ICV do sistema estudado para HIPS x Dados da literatura referente a produção virgem de HIPS.



Fonte: autor, 2015.

Figura 10 – Energia: ICV do sistema estudado para ABS x Dados da literatura referente a produção virgem de ABS.



Fonte: autor, 2015

Analisando esses gráficos, verifica-se que a reciclagem de HIPS e ABS proveniente de REEE consome aproximadamente 90% menos energia do que a produção dos mesmos provenientes pelo processo de produção através de matéria prima virgem. Esses resultados estão de acordo com o trabalho de Makenji e Savage (2012) onde destacam que a reciclagem mecânica de plásticos economiza mais de 80% de energia se comparada com a produção de plástico virgem.

5.3 Água

Em relação à água que entra no sistema pode-se dizer que apenas a etapa de extrusão utiliza esse recurso natural sendo que a mesma trabalha em sistema fechado passando por uma torre de resfriamento que possui o volume de 300 L.

Em relação as correntes de saída do sistema estudado tem-se:

5.4 Emissões Atmosféricas

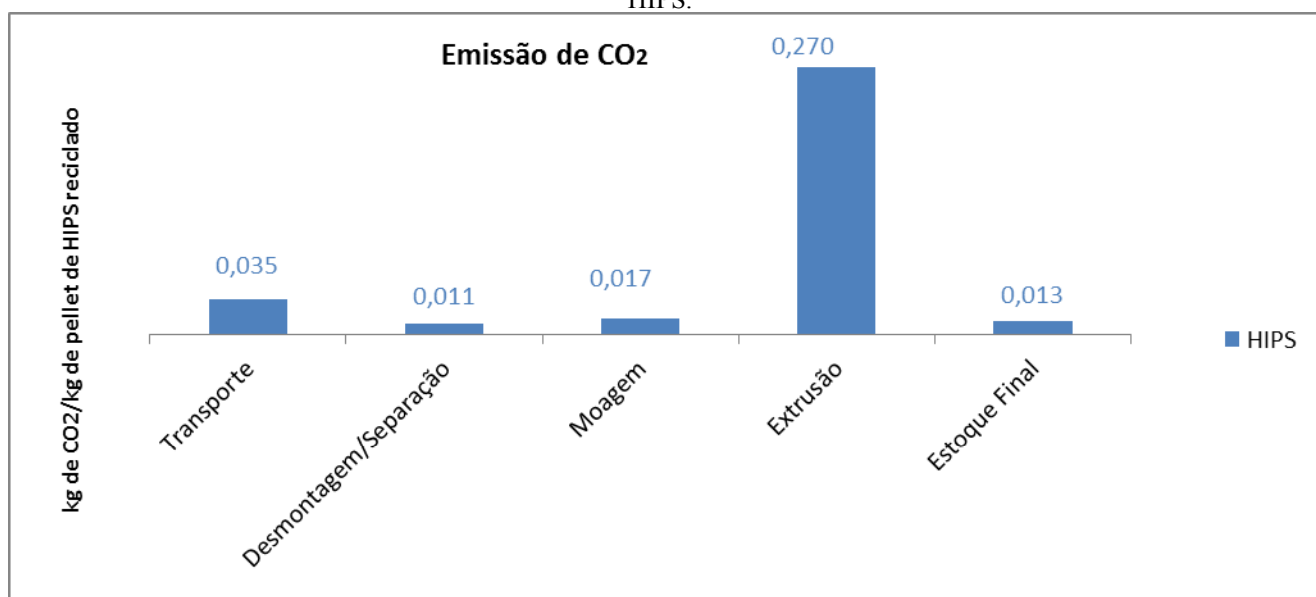
Emissões atmosféricas consistem em gases, líquidos ou sólidos presentes na atmosfera, que quando apresentam em concentrações suficientes para prejudicar a saúde do ser humano, outros organismos ou mesmo danificar materiais são considerados como poluentes atmosféricos (ADISSI; PINHEIRO; CARDOSO, 2013).

Poluentes atmosféricos considerados tóxicos são aqueles que alteram a qualidade do ar local e os não tóxicos causam problemas em escala global como o aquecimento global e a

destruição da camada de ozônio. O dióxido de carbono (CO₂), por exemplo, é um gás relativamente inerte nas condições ambientes e não é prejudicial à saúde do homem, entretanto é o maior responsável pelo aquecimento global (ADISSI; PINHEIRO; CARDOSO, 2013).

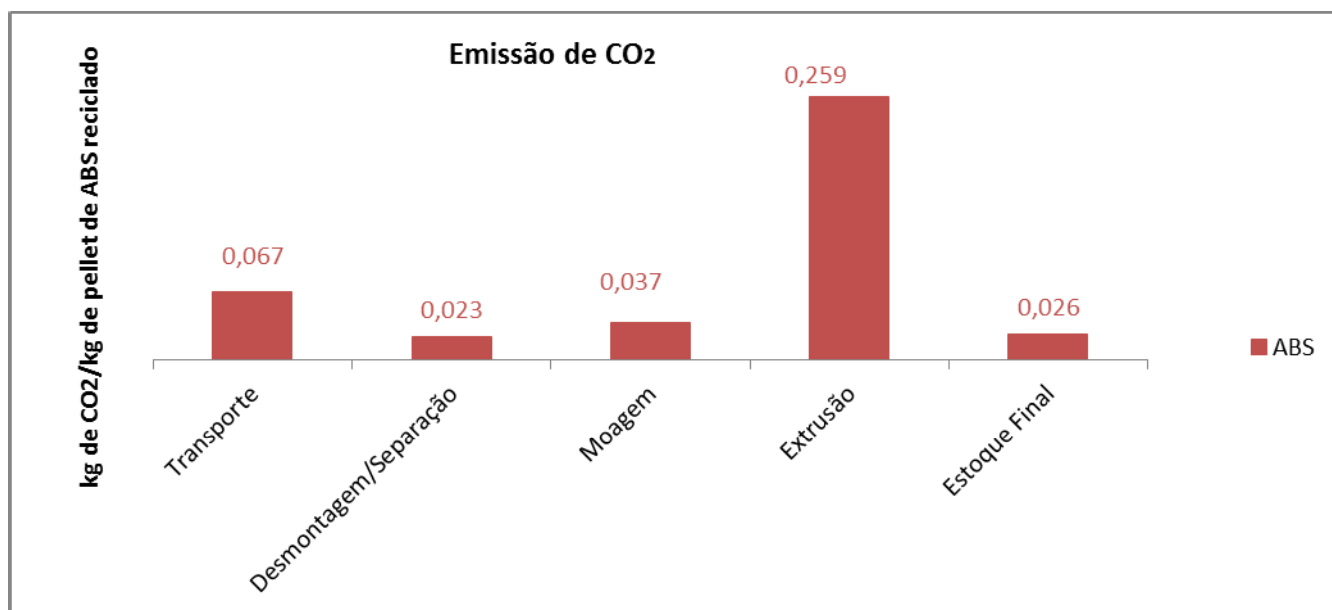
As emissões para a atmosfera foram calculadas conforme descrito na metodologia desse trabalho, que engloba o potencial de aquecimento global, sendo um dos impactos normalmente estudado na ACV. As Figuras 11 e 12 representam as emissões de CO₂ para a atmosfera geradas em cada subsistema do processo de reciclagem de plásticos de REEE.

Figura 11 – Emissão do CO₂ de cada etapa do processo de reciclagem de plásticos de REEE estudado para o HIPS.



Fonte: autor, 2015.

Figura 12 – Emissão do CO₂ de cada etapa do processo de reciclagem de plásticos de REEE estudado para o ABS.



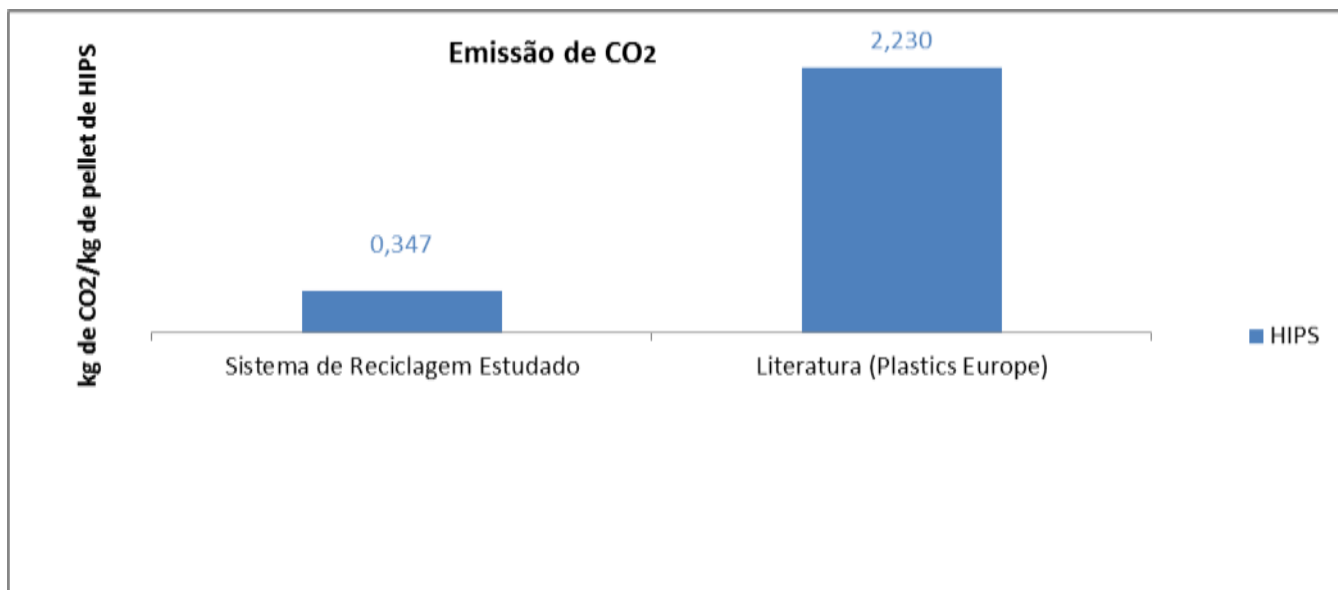
Fonte: autor, 2015.

Analisando os gráficos, verificou-se que a etapa que mais contribuiu com a emissão do dióxido de carbono foi a etapa de extrusão devido ao alto consumo de energia da mesma. O principal motivo das emissões geradas pela etapa referente ao transporte dos REEE até a empresa está relacionada ao consumo do óleo diesel pelo veículo devido a dificuldades relacionadas ao estabelecimento de um sistema de logística reversa programado e para a realização de planejamentos do retorno dos resíduos. Esses motivos, também, foram discutidos no trabalho apresentado por Rogers e Tibben-Lembke (1998).

A empresa estudada, também, apresenta dificuldade com o baixo volume de coleta em caminhões não carregados com a capacidade máxima, porém no presente estudo, conforme mencionado anteriormente, considerou-se a porcentagem de uso do caminhão apenas para transportar os REEE destinados a empresa devido o veículo ser terceirizado.

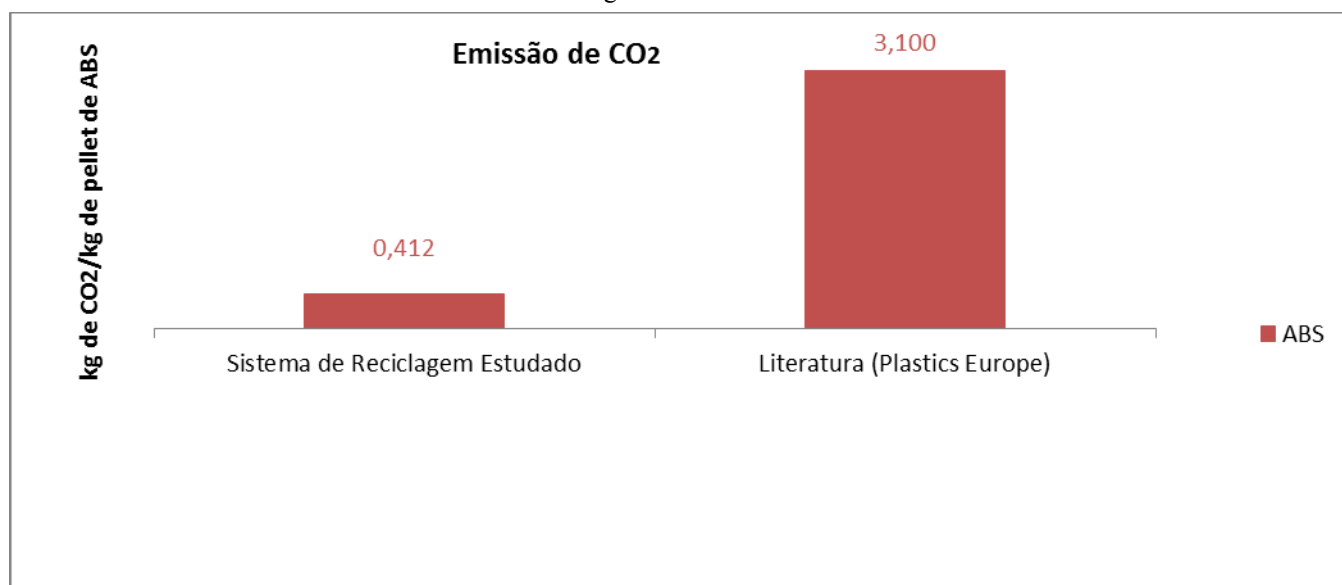
As Figuras 13 e 14 representam as emissões de CO₂ para a atmosfera geradas pelo sistema estudado e as emissões apresentado pela literatura segundo os trabalhos de ACV do berço ao portão de fábrica realizada pela Plastics Europe (2005) para a produção do ABS virgem e a Plastics Europe (2012) para a produção do HIPS virgem.

Figura 13 – Emissão do CO₂: ICV do sistema estudado para HIPS x Dados da literatura referente a produção virgem de HIPS.



Fonte: autor, 2015.

Figura 14 – Emissão do CO₂: ICV do sistema estudado para ABS x Dados da literatura referente a produção virgem de ABS.



Fonte: autor, 2015.

Analisando as Figuras 13 e 14, verifica-se que a reciclagem de HIPS e ABS proveniente de REEE emite, respectivamente, 84% e 87% menos CO₂ para a atmosfera do que a produção dos mesmos provenientes do processo de produção através de matéria virgem. Esse resultado já era esperado, pois segundo o trabalho de ABDI (2013) reciclar materiais contribuem com a redução de emissão de CO₂ para a atmosfera. Isso foi verificado através dos materiais como o

alumínio, cobre e vidro que ao serem reciclados reduzem a emissão de CO₂ em, respectivamente, 4,5, 4,7 e 0,32 toneladas de CO₂ por tonelada de material reciclado.

5.5 Resíduos Sólidos / Outros

A problemática dos resíduos sólidos vem se agravando na maioria dos países devido ao aumento populacional associado a melhoria do nível de vida, desenvolvimento industrial, crescente acesso a produtos industrializados gerando, como consequência, um aumento no volume desses resíduos nas cidades.

A definição de resíduos sólidos segundo a PNRS consiste em: “material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividade humana em sociedade, a cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólidos ou semissólidos, bem como gases contidos em recipientes e líquidos cujo particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos d’ água, ou exijam para isso soluções técnica ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível” (BRASIL, 2010).

Ao analisar as Tabelas 28 (Inventário Consolidado do HIPS), e 29 (Inventário Consolidado do ABS), a corrente de saída correspondente aos resíduos sólidos/outros constituem de resíduos sólidos de embalagem, resíduos sólidos, resíduos da extrusão e refugos. A Tabela 31 apresenta a porcentagem desses resíduos considerando os REEE processados nos seus respectivos inventários (HIPS e ABS).

Tabela 31 – Porcentagem de resíduos gerados considerando os REEE processados no inventário para o HIPS e para o ABS.

	Para o Inventário do: HIPS	Para o Inventário do: ABS
	%	%
Resíduos Sólidos	12,10	12,43
Resíduos Sólidos de Embalagem	8,744	9,010
Refugos	1,390	1,402
Resíduos de Extrusão	0,616	0,475

Fonte: autor, 2015.

Todos esses resíduos apresentaram uma destinação adequada não impactando negativamente no meio ambiente e na saúde humana, pois os resíduos sólidos de embalagens e os resíduos sólidos foram vendidos ou pagos para outras empresas realizarem uma destinação adequada dos mesmos através de processos de reciclagem, reuso ou reprocessamento. Os refugos foram doados para empresas especializadas que realizam

tratamentos através de incineração para a geração de energia e os resíduos da extrusora que não foram reprocessados foram vendidos como plásticos mistos. Desta forma, as substâncias perigosas e os outros componentes presente nos REEE conforme mencionado por Tanskanen (2013), Tsydenova e Bengtsson (2011) não foram dispostos inadequadamente na natureza.

Além disso, os impactos ambientais gerados devido à ocupação dos resíduos (REEE) em aterros conforme descritos pelos trabalhos de Ongondo, Willians, Cherrett (2011), Barba-Gutiérrez, Adenso-Diaz e Hopp (2008) e Rodrigues (2007) deixaram de ser contabilizados se dispostos adequadamente para serem reaproveitados, como por exemplo no processo de reciclagem estudado.

5.6 Efluentes

Em relação aos efluentes líquidos foi verificado que o único subsistema estudado que utiliza água durante o processo de reciclagem dos plásticos foi a etapa de extrusão. A água utilizada nessa etapa opera em circuito fechado não gerando, desta forma, impactos para o meio ambiente relacionada ao descarte da mesma.

5.7 Produtos

A corrente de saída correspondente aos produtos foi representada pelos *pellets* de plásticos gerados no sistema que foram: o HIPS e o ABS puro.

A porcentagem de plásticos (ABS, HIPS, PP, PS e outros) presentes nos REEE corresponderam a 24%, durante o período estudado. Segundo Vilaplana e Karlsson (2008) o peso total desses plásticos presentes nos REEE correspondem a aproximadamente 20%.

Analisando os resultados obtidos verificou, conforme descrito por Tanskanen (2013), Cui e Forssberg (2003), que o processo de reciclagem de REEE reduziu os consumos de recursos naturais e energia por serem aproveitados materiais em sua composição. O reaproveitamento desses materiais proporcionou uma economia de recursos por não serem necessários a realização de atividades extrativistas para a extração de matérias primas virgens (SCHLUEP et al., 2009).

Além disso, foi verificado, que a reciclagem de plásticos de REEE emitiram uma menor quantidade de CO₂ para a atmosfera quando comparado com um processo de produção de plástico virgem.

Desta forma, os estudos utilizando a ferramenta de ACV identificam e quantificam aspectos ambientais e informações importantes para futuras tomadas de decisões, sendo de

extrema importância para os cálculos dos impactos ambientais que podem ser obtidos com o auxílio de *softwares* de ACV. Para o presente estudo, foi possível quantificar as emissões de CO₂ conforme descrito na metodologia, sendo esse um contribuinte para o aquecimento global.

6. CONCLUSÕES

Como considerações finais do desenvolvimento dessa pesquisa, obteve-se através do estudo de caso realizado em uma empresa situada na região de Sorocaba o Inventário do Ciclo de Vida do processo de reciclagem de plásticos de REEE para as condições brasileiras utilizando a ferramenta de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). Através do inventário foi possível identificar e quantificar os aspectos ambientais (emissões gasosas, resíduos sólidos, consumo energético) gerados nas etapas do sistema estudado.

O processo de reciclagem tem sido considerado de elevada relevância, pois através desse estudo verificou que foram reaproveitados diversos componentes presentes nos REEE que apresentaram uma destinação e tratamento adequado através do envio dos mesmos para empresas especializadas, reduzindo, assim, o consumo de recursos naturais e energia. Não foi observado, no processo estudado, impactos ambientais gerados devido a ocupação em aterros provenientes desse sistema.

Além disso, a etapa de coleta e transporte dos REEE realizada pela empresa de reciclagem contribuiu com a lei de número 12305/2010 conhecida como a PNRS através da destinação e tratamento desses resíduos mediante a logística reversa.

Em relação aos impactos ambientais, pode-se dizer que dentre os subsistemas do processo de reciclagem de plásticos de REEE, a extrusão foi aquela que emitiu maior quantidade de CO₂ para a atmosfera.

Porém, ao comparar o sistema estudado com a produção virgem do ABS e HIPS foi verificado que o sistema estudado economiza aproximadamente 90% de energia para a reciclagem do HIPS e do ABS e emite 84% menos de CO₂ para a atmosfera para a reciclagem do HIPS e 87% menos de CO₂ para a atmosfera para a reciclagem do ABS.

As oportunidades de melhorias observadas durante a pesquisa para o sistema estudado foram:

- Subsistema Transporte: desenvolver modelos de otimização para o transporte dos REEE através do gerenciamento de rotas a serem percorridas e dos volumes dos resíduos coletados;

-
- Subsistema Desmontagem/Separação: ligar a esteira (que transporta os metais ferrosos) apenas quando a mesma apresentar um volume suficiente;
 - Subsistema Moagem: utilizar no final dessa etapa peneiras vibratórias para classificação granulométrica do material considerando a importância do tamanho dos grãos para a etapa de extrusão e pesar o material antes e após a etapa de moagem para verificar se realmente não existe perda durante essa etapa;
 - Subsistema Extrusão: gerenciar a energia elétrica desse setor através de dispositivos para medição, registo e controle. Desta forma, será possível tomar ações de controle e evitar desperdícios de energia ao controlar os parâmetros de extrusão de cada tipo de plástico ao ser processado.

Essa pesquisa poderá contribuir, também, através de suas informações para a construção do banco de dados de ciclo de vida brasileiro e internacional, como para estudos de ACV dessa natureza através de informações sobre o consumo de energia e emissões de CO₂ para a atmosfera do processo de reciclagem de plásticos estudado.

7. SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Como sugestões para trabalhos futuros propõe-se dar continuidade a pesquisa com as fases de Avaliação dos Impactos para obtenção das categorias dos impactos ambientais e suas respectivas contribuições de forma quantificada. Exemplos de categorias de impactos ambientais normalmente utilizadas são: exaustão de recursos não renováveis, aquecimento global, redução da camada de ozônio, toxicidade humana, ecotoxicidade, acidificação, oxidantes fotoquímicos e nutrificação.

Finalizada a fase de Avaliação dos Impactos através da definição das categorias, classificação e caracterização das mesmas segue a fase da Interpretação para a análise dos resultados sendo, assim, possível, direcionar ações que possibilitem a redução dos impactos ambientais do sistema estudado contribuindo ainda mais para a disposição e tratamento adequados dos REEE conforme exigido na PNRS.

Outra sugestão seria utilizar a ferramenta de Custo do Ciclo de Vida (CCV) para a abordagem dos aspectos monetários dessa ACV ambiental.

E, também, trabalhar com modelagem e métodos de roteamento de veículos para otimização das rotas referente à coleta dos REEE, o que trará benefícios monetários e ambientais.

REFERÊNCIAS

ACHILIAS, D. S. et al. Chemical recycling of polymers from waste electric and electronic equipment. **Journal of Applied Polymer Science**, New York, v. 114, p. 212–221, 2009.

ACHILLAS, C. H. et al. Optimising reverse logistics network to support policy-making in the case of Electrical and Electronic Equipment. **Waste Management**, New York, v. 30, p. 2592–2600, 2010.

ADISSI, P. J. et al. **Gestão Ambiental de Unidades Produtivas**. 1ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2013.

AEA TECHNOLOGY. **WEEE & hazardous waste**: part 2. London: Department for Environment, Food and Rural Affairs, 2006. 87 p.

AGÊNCIA BRASILEIRA DE DESENVOLVIMENTO INDUSTRIAL (ABDI). **Logística reversa de equipamentos eletroeletrônicos**: análise de viabilidade técnica e econômica. 2013. p. 179.

ALONSO, J. C. et al. Electrical and electronic components in the automotive sector: economic and environmental assessment. **International Journal Life Cycle Assessment**, Landsberg, v. 12, n. 5, p. 328 – 335, 2007.

ANDRAE, A. S.; ANDERSEN, O. Life cycle assessments of consumer electronics: are they consistent? **International Journal Life Cycle Assessment**, Landsberg, v. 15, p. 827 - 836, 2010.

ANZANO, J. et al. Plastic identification and comparison by multivariate techniques with laser-induced breakdown spectroscopy. **Journal of Applied Polymer Science**, New York, v. 121, p. 2710–2716, 2011.

ARAÚJO, M. G. et al. A model for estimation of potential generation of waste electrical and electronic equipment in Brazil. **Waste Management**, New York, v. 32, p. 335 - 342, 2012.

ARAÚJO, A. C. et al. Logística reversa no comércio eletrônico: um estudo de caso. **Gestão e Produção**, São Carlos, v. 20, n. 2, p. 303-320, 2013.

ARAÚJO, M. G. **Modelo de avaliação do ciclo de vida para a gestão de resíduos de equipamentos eletroeletrônicos no Brasil**. 2013. 232 f. Tese (Doutorado em Planejamento Energético) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2013.

ARUSHANYAN, Y.; EKENER-PETERSEN, E.; FINNVEDEN, G. Lessons learned: review

of LCAs for ICT products and services. **Computers in Industry**, Amsterdam, v. 65, p. 211–234, 2014.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA ELÉTRICA E ELETRÔNICA (ABINNE). **Estatísticas**. Desempenho setorial. Disponível em: <<http://www.abinee.org.br/abinee/decon/decon15.htm>>. Acesso em: 10 de maio de 2014.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE CICLO DE VIDA (ABCV). **Eventos**. Disponível em: <<http://abcvbrasil.org.br/eventos.php>>. Acesso em: 15 de março de 2014.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **ABNT catálogo**. Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://www.abntcatalogo.com.br/norma.aspx?ID=2664>>. Acesso em: 5 de abril de 2014.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 10004**: 2004: resíduos sólidos: classificação. 2. ed. Rio de Janeiro, 2004a. 71 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 14001**: 2004: sistemas de gestão ambiental: requisitos com orientações para uso. 2. ed. Rio de Janeiro, 2004b. 27 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR ISO 14040**: 2009: gestão ambiental: avaliação do ciclo de vida: princípios e estrutura. 2. ed. Rio de Janeiro, 2009a. 21 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR ISO 14044**: 2009: gestão ambiental: avaliação do ciclo de vida: requisitos e orientações. Rio de Janeiro, 2009b. 46 p.

BAI, C.; SARKIS, J. Flexibility in reverse logistics: a framework and evaluation approach. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v. 47, p. 306-318, 2013.

BARBA-GUTIÉRREZ, Y.; ADENSO-DÍAZ, B.; HOPP, M. An analysis of some environmental consequences of European electrical and electronic waste regulation. **Resources, conservation and recycling**, Amsterdam, v. 52, p. 481 - 495, 2008.

BEIGBEDERA, J. et al. Study of the physico-chemical properties of recycled polymers from waste electrical and electronic equipment (WEEE) sorted by high resolution near infrared devices. **Resources, conservation and recycling**, Amsterdam, v. 78, p. 105 - 114, 2013.

BENBASAT, I.; GOLDSTEIN, D.K.; MEAD, M. The case research strategy in studies of information systems. **MIS Quarterly**, Minneapolis, v. 11, n. 3, p. 369 - 386, 1987.

BERNSTAD, A.; JANSEN, J. C.; ASPEGREN, H. Property-close source separation of hazardous waste and waste electrical and electronic equipment: a Swedish case study. **Waste Management**, New York, v. 31, p. 536 - 543, 2011.

BIGUM, M.; BROGAARD, L.; CHRISTENSEN, T. H. Metal recovery from high-grade WEEE: a life cycle assessment. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 207 - 208, p. 8 - 14, 2012.

BOEYKENZA, S.; VÁZQUEZA, C. Preliminary classification of polymers by using total-reflection X-ray fluorescence spectra. **Spectrochimica Acta**, Part B, Oxford, v. 59, p. 1189–1192, 2004.

BOKOBZA, L. Origin of Near-Infrared Absorption Bands. In: SIESLER, H. W. et al. **Near-infrared spectroscopy**: principles, instruments, applications. Weinheim: Wiley, 2002. p. 11-42.

BONOMA, T. V. Case research in marketing: opportunities, problems, and a process. **Journal of marketing research**, Chicago, v. 22, p.199 - 208, 1985.

BRANDRUP, J. et al. **Recycling and recovery of plastics**. Munich: Hanser, 1996. 893 p.

BRASIL. **Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010**. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm>. Acesso em: 19 de março de 2014.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Inventário nacional de emissões atmosféricas por veículos automotores rodoviários 2013**: ano-base 2012. Brasília, 2014a. 115 p.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Política de resíduos sólidos apresenta resultados em 4 anos**. [Brasília], ago. 2014b. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/informma/item/10272-pol%C3%ADtica-de-res%C3%ADduos-s%C3%B3lidos-apresenta-resultados-em-4-anos>>. Acesso em: 19 de maio de 2015.

BRASIL. Ministério da Ciência e Tecnologia. **Fatores de emissão de CO₂ para utilizações que necessitam do fator médio de emissão do Sistema Interligado Nacional do Brasil**. [Brasília]. Disponível em: <<http://www.mct.gov.br/index.php/content/view/321144.html#ancora>>. Acesso em: 9 de março de 2015.

BRIGGS, D.; HEARN, M. J. Analysis and chemical imaging of polymer surfaces by secondary ion mass spectroscopy. **Spectrochimica Acta**, Oxford, v. 40B, n. 5/6, p. 707-715, 1985.

BUENO, A. F. **Caracterização de petróleo por espectroscopia no infravermelho próximo**. 2004. 122 f. Dissertação (Mestrado em Química) – Instituto de Química, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2004.

BURGESS, A. A; BRENNAN, D. J. Application of life cycle assessment to chemical processes. **Chemical Engineering Science**, Oxford, v. 56, p. 2589-2604, 2001.

CARVALHO, T. C; XAVIER, L. H. **Gestão de resíduos eletroeletrônicos: uma abordagem prática para a sustentabilidade**. Rio de Janeiro: Elsevier, 2014. 240 p.

CELULOSE IRANI S. A. **Inventário corporativo de gases de efeito estufa**. 2012. 77 p. Disponível em: <<http://www.irani.com.br/uploads/mediacenter/dbaf5853e1aaec7092aab05f6cc323e10e56f7.pdf>>. Acesso em: jun. 2014.

CENTRO DE TECNOLOGIA DE EMBALAGEM. **Sustentabilidade: pesquisa, desenvolvimento e inovação**. Disponível em: <http://www.cetea.ital.org.br/emb_meioambiente.htm>. Acesso em: 8 de abril de 2014.

CHEHEBE, J. R. B. **Análise do ciclo de vida de produtos: ferramenta gerencial da ISO 14000**. Rio de Janeiro: Qualitymark, 1998. 120 p.

CHOI, B. C. et al. Life cycle assessment of a personal computer and its effective recycling rate. **International Journal Life Cycle Assessment**, Landsberg, v. 11, n. 2, p. 122-128, 2006.

COLTRO, L. **Avaliação do ciclo de vida como instrumento de gestão**. Campinas: Cetea/Ital, 2007. 75 p.

CUI, J.; FORSSBERG, E. Mechanical recycling of waste electric and electronic equipment: a review. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. B99, p. 243 - 263, 2003.

CURRAN, M. A. Report on activity of task force 1 in the life cycle inventory programme: data registry – global life cycle inventory data resources. **International Journal Life Cycle Assessment**, Landsberg, v. 11, n. 4, p. 284 - 289, 2006.

CURRAN, M. A.; NOTTEN, P. **Summary of global life cycle inventory data resources**. May 2006. 34 p. (Prepared for: Task Force 1: Database Registry SETAC/UNEP Life Cycle Initiative).

DAT, L. Q. et al. Optimizing reverse logistic costs for recycling end-of-life electrical and

electronic products. **Expert Systems with Applications**, Elmsford, v. 39, p. 6380–6387, 2012.

DODBIBA, G. et al. The use of air tabling and triboelectric separation for separating a mixture of three plastics. **Minerals Engineering**, Oxofrd, v. 18, p. 1350–1360, 2005.

DODBIBA, G. et al. The recycling of plastic wastes from discarded TV sets: comparing energy recovery with mechanical recycling in the context of life cycle assessment. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v. 16, p. 458-470, 2008.

DONATO, V. **Logística verde: uma abordagem sócio-ambiental**. Rio de Janeiro: Ciência Moderna, 2008. 276 p.

DUAN, H. et al. Life cycle assessment study of a Chinese desktop personal computer. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 407, p. 1755-1764, 2009.

ELDUQUE, D. et al. Life cycle assessment of a domestic induction hob: electronic boards. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v. 76, p. 74 - 84, 2014.

EUROPEAN UNION. European Parliament, Council of the European Union. Directive 2002/95/EC of the European Parliament and of the Council of 27 January 2003 on the restriction of the use of certain hazardous substances in electrical and electronic equipment. **Official Journal [of] the European Union**, Jan. 2003a. Disponível em: <<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2003:037:0019:0023:en:pdf>>. Acesso em: mar. 2014.

EUROPEAN UNION. European Parliament, Council of the European Union. Directive 2002/96/EC of the European Parliament and of the Council of 27 January 2003 on waste electrical and electronic equipment. **Official Journal [of] the European Union**, L. 037, Feb. 2003b. p. 19-23. Disponível em: <<http://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2003:037:0024:0038:en:PDF>>. Acesso em: mar. 2014.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). **Life cycle assessment: inventory guidelines and principles**. EPA/600/R-92/245. Ohio: Office of Research and Development. Cincinnati, 1993. 8 p.

FERRARA, G.; MELOY, T. P. Low dense media process: a new process for low-density solid separation. **Powder Technology**, Lausanne, v. 103, p. 151–155, 1999.

FLEISCHMANN, M. et al. The impact of product recovery on logistics network design. **Production and Operations Management**, New York, v. 10, n. 2, p. 156–173, 2001.

FLORESTAN, J. et al. Recycling os plastics: automatic identification of polymers by spectroscopic methods. **Resources, Conservation and Recycling**, Amsterdam, v. 10, p. 67-74, 1994.

FRISCHKNECHT, R. et al. The ecoinvent database: overview and methodological framework. **International Journal Life Cycle Assessment**, Landsberg, v. 10, n. 1, p. 3 - 9, 2005.

FRISCHKNEHCT, R. et al. **Overview and methodology**. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, 2007. (Ecoinvent report, n. 1).

GAMBERINIA, R. et al. On the integration of planning and environmental impact assessment for a WEEE transportation network: a case study. **Resources, Conservation and Recycling**, Amsterdam, v. 54, p. 937–951, 2010.

GERBASE, A. E.; OLIVEIRA, C. R. Reciclagem do lixo de informática: uma oportunidade para a química. **Química Nova**, São Paulo, v. 35, n. 7, p. 1486-1492, 2012.

GIL, A. C. **Como elaborar projetos de pesquisa**. 4. ed. São Paulo: Atlas, 2002. p. 176.

GOEDKOOOP, M. et al. **Introduction to LCA with SimaPro 7**. Washington: PRé Consultants, 2010. p. 88

GOOSEY, M. End-of-life electronics legislation: an industry perspective. **Circuit World**, Bingley, v. 30, n. 2, p. 41–45, 2004.

GRUENDLING, T. et al. Mass spectrometry in polymer chemistry: a state-of-the-art up-date. **Polymer Chemistry**, Cambridge, v. 1, p. 599–617, 2010.

GUINÉE, J. B. (Ed.). **Life cycle assessment: an operation guide to the ISO standards**. Leiden: Leiden University, 2001. part 1-3. (Final Report).

GUNGOR, A.; GUPTA, S. M. Issues in environmentally conscious manufacturing and product recovery: a survey. **Computers and Industrial Engineering**, Tarrytown, v. 36, p. 811-853, 1999.

HAINAULT, T. et al. Minnesota's multi-stakeholder approach to managing electronic products at end-of-life. In: IEEE INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON ELECTRONICS AND THE ENVIRONMENT, 2000, São Francisco. **Proceedings...** São Francisco, 2000, p. 310–317.

HISCHIER, R.; BAUDIN, I. LCA study of a plasma television device. **International Journal Life Cycle Assessment**, Landsberg, v. 15, p. 428–438, 2010.

HORNE, R. E.; GERTSAKIS, J. A. **Literature review on the environmental and health impacts of waste electrical and electronic equipment**. Melbourne: RMIT University 2006. 39 p.

HUTH-FEHRE, T. et al. NIR: remote sensing and artificial neural networks for rapid identification of post consumer plastics. **Journal of Molecular Structure**, Amsterdam, v. 348, p. 143-146, 1995.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Pesquisa nacional por amostra de domicílios 2009**. Rio de Janeiro, 2010. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/>>. Acesso em: maio 2014.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Pesquisa nacional por amostra de domicílios 2012**. Rio de Janeiro, 2013. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/>>. Acesso em: maio 2014.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). **2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**. 2006. Disponível em: <<http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/>>. Acesso em: 10 de outubro de 2014.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION (ISO). **ISO 14040:2006**: environmental management: life cycle assessment: principles and framework. Geneve, 1997. 12 p.

JIMÉNEZ-GONZÁLEZ, C.; KIM, S.; OVERCASH, M. R. Methodology for developing gate-to-gate life cycle inventory information. **International Journal of Life Cycle Assessment**, Landsberg, v. 5, n. 3, p. 153-159, 2000.

JOHANSSON, J. G.; BJORKLUND, A. E. Reducing life cycle environmental impacts of waste electrical and electronic equipment recycling case study on dishwashers. **Journal of Industrial Ecology**, Cambridge, v. 14, n. 2, p. 258-269, 2009.

KOTAJI, S.; SCHUURMANS, A.; EDWARDS, S. **Life-cycle assessment in building and construction**: a state-of-the-art report, 2003. Pensacola: Society of Environmental Toxicology and Chemistry, 2003. 86 p.

KRIKKE, H. R.; HARTEN, A. V.; SCHUUR, P. C. Business case Roteb: recovery strategies for monitors. **Computers and Industrial Engineering**, Tarrytown, v. 36, p. 739-757, 1999.

KUO, T. C. Waste electronics and electrical equipment disassembly and recycling using Petri net analysis: considering the economic value and environmental impacts. **Computers and Industrial Engineering**, Tarrytown, v. 65, p. 54-64, 2013.

LEITE, P. R. **Logística reversa: meio ambiente e competitividade**. 2. ed. São Paulo: Prentice Hall, 2009. 272 p.

LEUNG, A.; CAI, Z. W.; WONG, M. H. Environmental contamination from electronic waste recycling at Guiyu, southeast China. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, New York, v. 8, p. 21–33, 2006.

LIU, X.; TANAKA, M.; MATSUI, Y. Electrical and electronic waste management in China: progress and the barriers to overcome. **Waste Management & Research**, Amsterdam, v. 24, p. 92–101, 2006.

MAKENJI, K.; SAVAGE, M. Mechanical methods of recycling plastics from WEEE. In: GOODSHIP, V.; STEVELS, A. **Waste electrical and electronic equipment (WEEE) handbook**. Amsterdam: Woodhead Publishing, 2012. p. 212-238.

MARTINHO, A. P. G.; SARAIVA, R. R. L. Composition of plastics from waste electrical and electronic equipment (WEEE) by direct sampling. **Waste Management**, New York, v. 32, p.1213–1217, 2012.

MENIKPURA, S. N. M.; SANTO, A.; HOTTA, Y. Assessing the climate co-benefits from Waste Electrical and Electronic Equipment (WEEE) recycling in Japan. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v. 74, p. 183 - 190, July 2014.

MEREDITH, J. Building operations management theory through case and field Research. **Journal of Operations Management**, Amsterdam, v. 16, p. 441–454, 1998.

MUÑOZ, I. Et al. LCA and ecodesign in the toy industry: case study of a teddy bear incorporating electric and electronic components. **International Journal of Life Cycle Assessment**, Landsberg, v. 14, p. 64-72, 2009.

NATUME, R. Y.; SANT'ANNA, F. S. P. Resíduos eletroeletrônicos: um desafio para o desenvolvimento sustentável e a nova lei da política nacional de resíduos sólidos. In: INTERNATIONAL WORKSHOP ADVANCES IN CLEANER PRODUCTION, 3., 2011, São Paulo. **Proceedings..** São Paulo: Initiatives and Challenges for a Sustainable World, 2011. p. 1-9.

NIEDERL-SCHMIDINGER, A.; NARODOSLAWSKY, M. Life cycle assessment as an engineer's tool? **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v. 16, p. 245-252, 2008.

NIGRI, E. M. **Análise comparativa do ciclo de vida de produtos alimentícios industriais e artesanais da culinária mineira**. 2012. 232 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2012.

NOON, M. S.; LEE, S. J.; COOPER, J. S. A life cycle assessment of end-of-life computer monitor management in the Seattle metropolitan region. **Resources, Conservation and Recycling**, Amsterdam, v. 57, p. 22–29, 2011.

ONGONDO, F. O.; WILLIAMS, I. D.; CHERRETT, T. J. How are WEEE doing? A global review of the management of electrical and electronic wastes. **Waste Management**, New York, v.31, p. 714–730, 2011.

PLASTICS EUROPE. **Eco-profiles of the european plastics industry: acrylonitrile-butadiene-styrene copolymer (ABS)**. Brussels, 2005. 14 p.

PLASTICS EUROPE. **Eco-profiles and environmental product declarations of the european plastics manufactures: general – purpose polystyrene (GPPS) and high-impact polystyrene (HIPS)**. Brussels, 2012. 35 p.

PONGSTABODEE, S.; KUNACHITPIMOL, N; DAMRONGLERD, S. Combination of three-stage sink–float method and selective flotation technique for separation of mixed post-consumer plastic waste. **Waste Management**, New York, v. 28, p. 475–483, 2008.

PUCKETT, J. et al. **Exporting harm: the high-tech trashing of Asia**. Basel action network and Silicon Valley toxics coalition. 2002. Disponível em: <<http://www.ban.org/Ewaste/technotrashfinalcomp.pdf>>. Acesso em: 5 de março de 2014.

RAMÍREZ, P. K. S. **Análise de métodos de alocação utilizados em avaliação do ciclo de vida**. 2009. 138 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2009.

REAP, J. et al. A survey of unresolved problems in life cycle assessment. Part 1: goal and scope and inventory analysis. **International Journal of Life Cycle Assessment**, Landsberg, v. 13, p. 290–300, 2008.

REIS, R. P. **Gestão dos resíduos eletroeletrônicos no município de Santa Maria-RS: proposta de política pública**. 2013. 85 f. Dissertação (Mestrado Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2013.

RIBEIRO, P. H. **Contribuição ao banco de dados brasileiro para apoio a avaliação do ciclo de vida: fertilizantes nitrogenados**. 2009. 341 f. Tese (Doutorado em Engenharia) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo. 2009.

RODRIGUES, A. C. **Impactos socioambientais dos resíduos de equipamentos elétricos e eletrônicos**: estudo da cadeia pós-consumo no Brasil. 2007. 321 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) – Universidade Metodista de Piracicaba, Santa Bárbara D’ Oeste, 2007.

ROGERS, D. S.; TIBBEN-LEMBKE, R. S. **Going backwards**: reverse logistics trends and practices. Reno: University of Nevada, 1998. 283 p.

ROSS, S.; EVANS, D.; WEBBER, M. How LCA studies deal with uncertainty. **International Journal of Life Cycle Assessment**, Landsberg, v. 7, n. 1, p. 47-52, 2002.

RUBIN, R. S. et al. Utilization of life cycle assessment methodology to compare two strategies for recovery of copper from printed circuit board scrap. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v. 64, p. 297-305, 2014.

SCHLUEP, M. et al. **Sustainable innovation and technology transfer industrial sector studies**: recycling – from e-waste to resources. Berlin: UNEP, 2009. p. 1-120. Disponível em: <http://www.unep.org/pdf/Recycling_From_e-waste_to_resources.pdf>. Acesso em: 26 de março de 2014.

SCIENTIFIC APPLICATIONS INTERNATIONAL CORPORATION (SAIC). **Life cycle assessment**: principles and practice. Cincinnati: National Risk Management Research Laboratory: Office of Research and Development: US Environmental Protection Agency, 2006.

SEITZ, M. A. A critical assessment of motives for product recovery : the case of engine remanufacturing. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v. 15, n. 11-12, p. 1147–1157, 2007.

SEPULVEDA, A. et al. A review of the environmental fate and effects of hazardous substances released from electrical and electronic equipments during recycling: examples from China and India. **Environmental Impact Assessment Review**, New York, v. 30, p. 28-41, 2010.

SHIBATA, J. et al. Flotation separation of plastics using selective depressants. **International Journal of Mineral Processing**, Amsterdam, v. 48, p. 127-134, 1996.

SILVA, G. A.; KULAY L. A. Avaliação do ciclo de vida. In: JÚNIOR, A. V.; DEMAJOROVIC, J. (Org.). **Modelos e ferramentas de gestão ambiental**: desafios e perspectivas para as organizações. São Paulo: Senac, 2006. p. 313-336.

SINHA-KHETRIWAL, D. et al. Legislating e-waste management: progress from various

countries. **Environmental Law Network International Review**, Bingen, n. 1, v. 2, p. 27–36, 2006.

SINHA-KHETRIWAL, D. et al. One WEEE, many species: lessons from the european experience. **Waste Management & Research**, London, v. 29, p.954–962, 2011.

SONG, Q. et al. Life cycle assessment of TV sets in China: A case study of the impacts of CRT monitors. **Waste Management**, New York, v. 32, p. 1926–1936, 2012.

SONG, Q.; WANG, Z.; LI, J. Sustainability evaluation of e-waste treatment based on emergy analysis and the LCA method: a case study of a trial project in Macau. **Ecological Indicators**, New York, v. 30, p.138–147, 2013.

SONG, Q. et al. Life cycle assessment of desktop PCs in Macau. **International Journal Life Cycle Assessment**, Landsberg, v. 18, p. 553–566, 2013.

TANSKANEN, P. Management and recycling of electronic waste. **Acta Materialia**, Tarrytown, v. 61, p. 1001–1011, 2013.

TAURINO, R.; POZZI, P.; ZANASI, T. Facile characterization of polymer fractions from waste electrical and electronic equipment (WEEE) for mechanical recycling. **Waste Management**, New York, v. 30, p. 2601–2607, 2010.

TOMASEK, K.; VADASZ, P.; RABATIN, L. Gold extration from the electronical scrap. **Acta Metalurgica Slovaca**, Košice, v. 6, n. 2, p. 116-124, 2000.

TSYDENOVA, O.; BENGTSSON, M. Chemical hazards associated with treatment of waste electrical and electronic equipment. **Waste Management**, New York, v. 3, p. 45-58, 2011.

VALT, R. B. G. **Ciclo de vida de embalagens para bebidas no Brasil**. Brasília: Thesaurus, 2007. 224 p.

VAN DEN BROEKA, W. H. A. M. et al. Plastic material identification with spectroscopic near infrared imaging and artificial neural networks. **Analytica Chimica Acta**, Amsterdam, v. 361, p. 161-176, 1998.

VILAPLANA, F.; KARLSSON, S. Quality concepts for the improved use of recycled polymeric materials: a review. **Macromolecular materials and engineering**, Weinheim, v. 293, p. 274 - 297, 2008.

VOSS, C.; TSIKRIKTSIS, N.; FROHLICH, M. Case research in operations management.

International Journal of Operations & Production Management, Bingley, v. 22, n. 2, p. 195-219, 2002.

WAGER, P. et al. Recycling of plastics from waste electrical and electronic equipments: tentative results of a Swiss study. In: R'09 TWIN WOLRD CONGRESS, 2009, Davos. **Proceedings...** Davos: EMPA, 2009

WAGER, P. A.; HISCHIER, R.; EUGSTER, M. Environmental impacts of the Swiss collection and recovery systems for Waste Electrical and Electronic Equipment (WEEE): a follow-up. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 409, p. 1746–1756, 2011.

WATSON, A. et al. **Toxic transformers: a review of the hazards of brominated and chlorinated substances in electrical and electronic equipment**, 2010. 48 p. Disponível em: <<http://www.greenpeace.to/publications/Toxic-Transformers-2010>>. Acesso em: out. 2014.

WENZEL, H.; HAUSCHILD, M.; ALTING, L. **Environmental assessment of products: methodology tools and case studies in product development**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1997. 543 p.

WIDMER, R. et al. Global perspectives on e-waste. **Environmental Impact Assessment Review**, New York, v. 25, p. 436– 458, 2005.

WU, G.; LI, J.; XU, Z. Triboelectrostatic separation for granular plastic waste recycling: a review. **Waste Management**, New York, v. 33, p. 585–597, 2013.

YIN, R. K. **Estudo de caso: planejamento e métodos**. 2. ed. Porto Alegre: Bookman, 2001. 200 p.

YLA-MELLA, J. et al. Implementation of waste electrical and electronic equipment directive in Finland: evaluation of the collection network and challenges of the effective WEEE management. **Resources, Conservation and Recycling**, Amsterdam, v. 86, p. 38–46, 2014.

YU, M. H. **Environmental toxicology: biological and health effects of pollutants**. Boca Raton: CRC Press, 2005. 366 p.

ZANGHELINI, G. M. et al. Waste management life cycle assessment: the case of a reciprocating air compressor in Brazil. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v. 70, p. 164-174, 2014.

Glossário

Alocação: “Repartição dos fluxos de entrada ou saída de um processo ou sistema de produto entre o sistema de produto em estudo e outro(s) sistema(s) de produto” (ABNT, 2009a).

Análise de inventário do ciclo de vida (ICV): “Fase da avaliação do ciclo de vida envolvendo a compilação e quantificação das entradas e saídas de um sistema de produto ao longo do seu ciclo de vida” (ABNT, 2009a).

Aspecto Ambiental: “Elemento das atividades, produtos ou serviços de uma organização que pode interagir com o meio ambiente” (ABNT, 2009a).

Avaliação do Ciclo de Vida (ACV): “Compilação e avaliação das entradas, saídas e dos impactos ambientais potenciais de um sistema de produto ao longo do seu ciclo de vida” (ABNT, 2009a).

Ciclo de Vida: “Estágios consecutivos encadeados de um sistema de produto, desde a aquisição da matéria-prima ou de sua geração a partir de recursos naturais até a disposição final” (ABNT, 2009a).

Co-produto: “Qualquer um entre dois ou mais produtos procedentes do mesmo processo elementar ou sistema de produto” (ABNT, 2009a).

Destinação Final Ambientalmente Adequada: “Destinação de resíduos que inclui a reutilização, a reciclagem, a compostagem, a recuperação e o aproveitamento energético ou outras destinações admitidas pelos órgãos competentes do Sisnama, do SNVS e do Suasa, entre elas a disposição final, observando normas operacionais específicas de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança e a minimizar os impactos ambientais adversos” (BRASIL, 2010).

Disposição Final Adequada: “Distribuição ordenada de rejeitos em aterros, observando normas operacionais específicas de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança e a minimizar os impactos ambientais adversos” (BRASIL, 2010).

Fluxo de Referência: “Medida das saídas de processos em um dado sistema de produto, requeridas para realizar a função expressa pela unidade funcional” (ABNT, 2009a).

Fronteira do Sistema: “Conjunto de critérios que especificam quais processos elementares fazem parte de um sistema de produto” (ABNT, 2009a).

Impacto Ambiental: “Qualquer modificação do meio ambiente, adversa ou benéfica, que resulte, no todo ou em parte, dos aspectos ambientais da organização” (ABNT, 2004b).

Processo: “Conjunto de atividades inter-relacionadas ou interativas que transformam entradas em saídas” (ABNT, 2009a).

Produto: “Qualquer bem ou serviço” (ABNT, 2009a).

Rejeitos: “Resíduos sólidos que, depois de esgotadas todas as possibilidades de tratamento e recuperação por processos tecnológicos disponíveis e economicamente viáveis, não apresentam outra possibilidade que não a disposição final ambientalmente adequada” (BRASIL, 2010).

Resíduos sólidos: “Material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividade humana em sociedade, a cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólidos ou semissólidos, bem como gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos d’ água, ou exijam para isso soluções técnica ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível” (BRASIL, 2010).

Sistema de Produto: “Conjunto de processos elementares, com fluxos elementares e de produto, desempenhando uma ou mais funções definidas e que modela o ciclo de vida de um produto” (ABNT, 2009a).

Unidade Funcional: “Desempenho quantificado de um sistema de produto para utilização como uma unidade de referência” (ABNT, 2009a).

Anexos

Anexo A – Formulário utilizado para a realização da coleta de dados.

Processo:			
Data:			
<u>ENTRADAS</u>			
Matérias Primas	Quantidade	Unidade	Fonte
Energia	Quantidade	Unidade	Fonte
Elétrica			
Combustíveis			
Outras Entradas	Quantidade	Unidade	Fonte
<u>SAÍDAS</u>			
Produtos	Quantidade	Unidade	Fonte
Emissões Gasosas	Quantidade	Unidade	Fonte
Efluentes Líquidos	Quantidade	Unidade	Fonte
Resíduos Sólidos	Quantidade	Unidade	Fonte
Transporte / Meio	Distância(Unidade)	Carga	Fonte